

**ELEMENTOS-TRAÇO EM PASSIVOS AMBIENTAIS DE
GARIMPO DE OURO: UMA AVALIAÇÃO DA
POSSIBILIDADE DE CONTAMINAÇÃO DE SOLOS,
SEDIMENTOS, PLANTAS E PEIXES EM ÁREAS DE
PISCICULTURAS EM POCONÉ E ALTO PARAGUAI – MT**

ANDERSON PLATTINI DO NASCIMENTO EICKHOFF

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

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2011**

ANDERSON PLATTINI DO NASCIMENTO EICKHOFF

**ELEMENTOS-TRAÇO EM PASSIVOS AMBIENTAIS DE GARIMPO
DE OURO: UMA AVALIAÇÃO DA POSSIBILIDADE DE
CONTAMINAÇÃO DE SOLOS, SEDIMENTOS, PLANTAS E
PEIXES EM ÁREAS DE PISCICULTURAS EM POCONÉ E ALTO
PARAGUAI – MT**

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

Orientadora: Prof.^a Dra. Maria Aparecida Pereira Pierangeli
Co- Orientadora: Prof.^a Dra. Áurea Regina Alves Ignácio

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2011**

ANDERSON PLATTINI DO NASCIMENTO EICKHOFF

ELEMENTOS-TRAÇO EM PASSIVOS AMBIENTAIS DE GARIMPO DE OURO: UMA AVALIAÇÃO DA POSSIBILIDADE DE CONTAMINAÇÃO DE SOLOS, SEDIMENTOS, PLANTAS E PEIXES EM ÁREAS DE PISCICULTURAS EM POCONÉ E ALTO PARAGUAI – MT

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

Cáceres – MT, 28 de Março de 2011.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dra. Áurea Regina Alves Ignácio
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT

Prof. Dr. Olaf Malm
Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

Prof.^a Dra. Maria Aparecida Pereira Pierangeli
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Orientadora

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2011**

A todos os verdadeiros amigos que contribuem ou contribuíram com a formação da pessoa que hoje sou, ofereço.

*Aos meus amados pais, Pedro e Joana e
a minha querida Gheysa, Dedico.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela temperança nos momentos de angústia e tristeza, pela vida com a felicidade plena e pela sabedoria que propiciou a realização deste trabalho.

Aos meus amados pais, que sempre incentivaram a buscar cada vez mais o conhecimento, sob o argumento de que seria a melhor herança que poderiam me deixar.

A minha amada esposa, pela compreensão nos momentos de minha ausência, pela paciência nos meus momentos de *stress* e pelo amor a mim dedicado em todas as horas.

A professora Maria Aparecida, ou como ela prefere Dedé, primeiro por acreditar na minha capacidade e depois por todos os ensinamentos e por toda a atenção dispensada. Pelas correções, pelos puxões de orelha, pelo respeito, pela amizade e por todas as conversas que tivemos de onde sempre pude observar como deve ser o comportamento de um profissional, que apesar de tudo que é, a humildade é percebida pelos mais desatentos dos olhos.

A professora Áurea Regina, pelo apoio para a realização das análises através do convênio CAPES-Procad. Também, pela disponibilização do espaço do Laboratório de Neurotoxicologia para a preparação das amostras biológicas e conservação das mesmas. Pelas sugestões de melhorias sempre bem vindas e acertadas e também pelo exemplo de empenho em tudo o que faz.

Ao Professor Olaf Malm, que como coordenador do Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca na UFRJ me recebeu por meses e disponibilizou a estrutura e instrumentos para a realização da maioria das análises de espectrometria, além é claro, das várias contribuições. E ao Ricardinho, que além de me ensinar muito sobre os instrumentos, me acompanhou na maior parte das análises espectrométricas.

Ao professor Edinaldo de Castro e Silva, pelas considerações a respeito do trabalho e sugestões de melhoria.

Ao professor Germano Guarim Neto, pelo auxílio na elaboração do trabalho voltado para a educação ambiental que desenvolvi junto a COOPERALTO.

Ao professor Antônio Rodrigues, coordenador do curso de Zootecnia e meu ex-chefe na UFMT, pela acolhida, compreensão e principalmente, pelas sugestões no trabalho e ao qual devo uma "Original".

Ao CNPq, que através da bolsa, facilitou a minha permanência no mestrado.

Aos meus irmãos de sangue, Adrieli e Andreison (*in memoriam*) que compartilharam dos ensinamentos que recebemos de nossos pais. Aos meus irmãos de

coração, João Lucas e Paulinha, pelas discussões, pelas conversas, pelas confidências e pelo compartilhamento das vitórias e angústias que contribuíram em grande parte para a formação do meu caráter.

Aos grandes amigos que mesmo muitas vezes distantes, sempre farão parte da minha vida, Sebastião, Carlos, Ronael, Gleiton e Ioneide desde a época da adolescência até a vida adulta e do tempo de faculdade, Lady, Danielle e Luciano, e depois, aos seus esposos e também amigos, Emanuel, Geraldo e Lora.

Ao pessoal do Laboratório de Análise de Solos, o laboratorista Luiz, aos IC Uanderson pela ajuda na preparação das amostras de solos, plantas e sedimentos e em especial a Lígia, que além das amostras, auxiliou na apresentação dos resultados parciais em vários eventos. Aos IC, Robson, Rithielli e Henriete do Laboratório de Neurotoxicologia, pela ajuda na preparação das amostras de peixes. A colega de mestrado Raquel pela disposição em ajudar, nos vários momentos em que precisei.

Aos piscicultores da COOPERALTO, pela acolhida em suas próprias residências e pelo auxílio, tanto para este trabalho quanto para o trabalho de Educação Ambiental realizado. Aos piscicultores de Poconé, que prontamente atenderam ao pedido de coleta de amostras em suas propriedades.

A assessora técnica da prefeitura de Alto Paraguai, a zootecnista Evanielle Ferreira, pela acolhida e minha inserção, para a coleta das amostras e a *posteriori*, execução do trabalho voltado para a educação ambiental.

Aos meus queridos amigos Sr. Eunézio e Dona Clarinda, sem os quais meus filhos (um pastor belga, uma “pit-lata”, uma pintcher, e três porquinhos da índia) poderiam muitas vezes ter ficado sem alimentação e água por conta das minhas ausências.

ÍNDICE

LISTA DE TABELAS	7
LISTA DE FIGURAS	9
RESUMO.....	13
ABSTRACT	14
INTRODUÇÃO	15
2. REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1. Definição e alguns aspectos do garimpo	19
2.2. Elementos-traço.....	21
2.3. Toxicologia dos elementos-traço não essenciais.....	25
2.3.1. Arsênio.....	25
2.3.2. Cádmio	28
2.3.3. Chumbo	30
2.3.4. Mercúrio.....	34
2.4. Breve contextualização das áreas estudadas.....	39
2.4.1 Alto Paraguai – MT	39
2.4.2. Características do município.....	41
2.4.3. Poconé – MT	43
2.4.4. Características do município.....	45
3. OBJETIVOS	47
3.1. Geral	47
3.2. Específicos.....	47
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	48
4.1. Coleta de amostras	51
4.1.1. Solo.....	51
4.1.2. Sedimentos.....	52

4.1.3. Plantas.....	53
4.1.4. Peixes.....	53
4.2. Reagentes e Soluções.....	57
4.2.1. Análises de elementos-traço.....	57
4.2.2. Análises de fertilidade do solo e sedimentos.....	57
4.3. Preparo e abertura das amostras.....	57
4.3.1. Arsênio, cádmio e chumbo em solo e sedimentos.....	58
4.3.2. Arsênio, cádmio e chumbo em plantas.....	59
4.3.3. Arsênio, cádmio e chumbo em peixe.....	59
4.3.4. Mercúrio em solo e sedimento.....	60
4.3.5. Mercúrio em planta.....	60
4.3.6. Mercúrio em peixe.....	61
4.3.7. pH em solo.....	61
4.3.8. pH SMP em solo (H+Al).....	62
4.3.9. Matéria orgânica (MO) em solo e sedimento.....	62
4.3.10. Fósforo (P) e Potássio (K) em solo.....	62
4.3.11. Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Alumínio (Al) em solo.....	63
4.3.12. Textura em solo.....	63
4.4. Instrumentação (análise de traços).....	64
4.5. Instrumentação (análise de fertilidade de solos e sedimentos).....	65
4.6. Análise Estatística.....	66
4.7. Controle de Qualidade.....	66
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
5.1. Dimensões das pisciculturas.....	68
5.2. Parâmetros físico-químicos da água.....	69
5.3. Solos e sedimentos.....	74

5.3.1. Fertilidade de solos.....	74
5.3.2. Matéria Orgânica em Sedimento	80
5.3.3. Arsênio em solo e sedimentos.....	80
5.3.4. Cádmio e chumbo em solos e sedimentos	82
5.3.5. Mercúrio em solos.....	82
5.3.6. Mercúrio em sedimentos.....	85
5.4. Plantas	90
5.4.1. Arsênio, cádmio e chumbo	90
5.4.2. Mercúrio.....	92
5.5. Peixes	96
5.5.1. Biometria.....	96
5.5.2. Cádmio	97
5.5.3. Chumbo	99
5.5.4. Mercúrio.....	102
6. CONCLUSÕES	105
6.1. Solos	105
6.2. Sedimentos	106
6.3. Plantas	107
6.4. Peixes	107
7. RECOMENDAÇÕES.....	108
8. REFERÊNCIAS.....	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Trabalhos sobre o Cd sob diferentes abordagens em vários países	29
Tabela 2 – Coordenadas geográficas e altitude das áreas amostradas em Alto Paraguai e Poconé - MT	49
Tabela 3 - Número de amostras, locais de coleta e condições de amostragem	56
Tabela 4 - Teores de As, Cd, Pb e Hg em amostras certificadas.....	67
Tabela 5 - Medidas das pisciculturas estudadas nos municípios de Alto Paraguai e Poconé - MT	68
Tabela 6 - Parâmetros físico-químicos das águas de pisciculturas localizadas nos municípios de Alto Paraguai e Poconé - MT.....	70
Tabela 7 - Parâmetros químicos de fertilidade de solos do entorno das pisciculturas estudadas nos municípios de Poconé e Alto Paraguai - MT	75
Tabela 8 - Textura das amostras de solos provenientes de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT	77
Tabela 9 - Saturação por Al ³⁺ em solos de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT.....	78
Tabela 10 - Teores de MO em solos de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai – MT	79
Tabela 11 – Teores médios de MO em sedimento de fundo e de borda provenientes de pisciculturas no município de Alto Paraguai e Poconé, Estado de Mato Grosso.....	80
Tabela 12 - Teores médios de As em solos ao redor de pisciculturas no município de Alto Paraguai, Estado de Mato Grosso	81
Tabela 13 - Teores médios de Hg em solos ao redor de pisciculturas no município de Alto Paraguai e Poconé, Estado de Mato Grosso.....	82
Tabela 14 - Teores de Hg em sedimentos provenientes de pisciculturas de Alto Paraguai e Poconé, Estado de Mato Grosso	85
Tabela 15 - Média dos teores de Pb em amostras de plantas do entorno de pisciculturas de Alto Paraguai e Poconé – MT	91

Tabela 16 - Média dos teores de Hg em plantas provenientes do entorno de pisciculturas de Alto Paraguai e Poconé - MT.....	92
Tabela 17 - Biometria de peixes coletados nas pisciculturas do município de Alto Paraguai - MT	96
Tabela 18 - Biometria dos peixes coletados nas pisciculturas do município de Poconé - MT.....	97
Tabela 19 – Teores médios de Cd em amostras de peixes coletados em pisciculturas dos municípios de Alto Paraguai e Poconé - MT.....	97
Tabela 20 – Teores médios de Pb em amostras de peixes coletados em pisciculturas dos municípios de Alto Paraguai e Poconé - MT.....	100
Tabela 21 – Teores médios de Hg para as amostras de peixes de pisciculturas dos municípios de Alto Paraguai e Poconé, Estado de Mato Grosso.	102

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processos interativos de mobilidade e disponibilidade de elementos-traço (Adaptado McBride, 1994).....	21
Figura 2 - Ciclo global do mercúrio.....	35
Figura 3 - Localização da sede do município de Alto Paraguai – MT.....	39
Figura 4 – Decréscimo populacional do município de Alto Paraguai – MT	40
Figura 5 – Geologia do Terreno do município de Alto Paraguai MT (Adaptado de SEPLAN, 2006)	42
Figura 6 - Solos no município de Alto Paraguai – MT (Adaptado de SEPLAN, 2006)	43
Figura 7 – Localização da sede do município de Poconé – MT	44
Figura 8 - Solos predominantes no município de Poconé – MT (Adaptado de SEPLAN, 2006)	46
Figura 9 - Localização geográfica das áreas de estudo no município de Alto Paraguai – MT.....	48
Figura 10 - Localização geográfica das áreas de estudo no município de Poconé – Estado de Mato Grosso.....	49
Figura 11 - Piscicultura AP1, localizada no município de Alto Paraguai - MT ..	50
Figura 12 - Piscicultura AP2, localizada no município de Alto Paraguai - MT ..	50
Figura 13 - Piscicultura PO3, localizada no município de Poconé – MT	51
Figura 14 - Secagem das amostras de sedimentos provenientes de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT.....	53
Figura 15 - Captura de peixes com rede de arrasto na piscicultura PO1 em Poconé - MT.....	54
Figura 16 - Pesagem dos peixes provenientes de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai – MT.....	55
Figura 17 - Medida dos peixes coletados em pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT.....	55
Figura 18 - Coleta de tecido muscular de peixes coletados em pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT	55

Figura 19 - Relação entre OD e Temperatura da água das pisciculturas de estudadas em Poconé - MT	72
Figura 20 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 1 (AP1) de Alto Paraguai - MT.....	84
Figura 21 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 2 (AP2) de Alto Paraguai - MT.....	84
Figura 22 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 3 (AP3) de Alto Paraguai - MT.....	84
Figura 23 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 1 (PO1) de Poconé - MT.....	84
Figura 24 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT.....	84
Figura 25 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 3 (PO3) de Poconé - MT.....	84
Figura 26 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 1 (AP1) de Alto Paraguai - MT.....	87
Figura 27 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 2 (AP2) de Alto Paraguai - MT.....	87
Figura 28 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 3 (AP3) de Alto Paraguai - MT.....	88
Figura 29 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 1 (PO1) de Poconé - MT	88
Figura 30 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT	88
Figura 31 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 3 (PO3) de Poconé - MT	88
Figura 32 – Relação entre teor de MO e teor de Hg em sedimento de Fundo proveniente de Poconé - MT	89
Figura 33 - Relação entre teor de MO e teor de Hg em sedimento de Borda proveniente de Poconé – MT	90
Figura 34 - Teores de Pb em amostras de plantas da piscicultura 1 de Alto Paraguai - MT.....	91
Figura 35 - Teores de Pb em amostras de plantas da piscicultura 2 de Alto Paraguai - MT.....	91

Figura 36 - Teores de Pb em amostras de plantas da piscicultura 3 de Alto Paraguai - MT.....	91
Figura 37 – Teores de Hg em planta e solos (0,0 a 0,2 m) nas pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT	93
Figura 38 - Teores de Hg em planta e solos (0,2 a 0,4 m) nas pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT	94
Figura 39 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 1 (AP1) de Alto Paraguai - MT	95
Figura 40 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 2 (AP2) de Alto Paraguai - MT	95
Figura 41 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 3 (AP3) de Alto Paraguai - MT	95
Figura 42 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 1 (PO1) de Poconé - MT.....	95
Figura 43 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT.....	95
Figura 44 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 3 (PO3) de Poconé - MT.....	95
Figura 45 - Teores de Cd em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 1 (PO1) de Poconé - MT	98
Figura 46 - Teores de Cd em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT	98
Figura 47 - Teores de Cd em amostras de peixes (Tilápia) da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT	98
Figura 48 - Teores de Pb em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 1 (PO1) de Poconé - MT	101
Figura 49 - Teores de Pb em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT	101
Figura 50 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 1 (AP1) de Alto Paraguai – MT.....	104
Figura 51 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 2 (AP2) de Alto Paraguai - MT	104
Figura 52 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 3 (AP3) de Alto Paraguai – MT.....	104

Figura 53 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 1 (PO1) de Poconé – MT	104
Figura 54 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT	104
Figura 55 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tilápia) da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT	104
Figura 56 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 3 (PO3) de Poconé - MT	105

RESUMO

EICKHOFF, A. P. N. **Elementos-traço em passivos ambientais de garimpo de ouro: uma avaliação da possibilidade da contaminação de solos, sedimentos, plantas e peixes em áreas de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai – MT.** Cáceres: UNEMAT, 2011. 122f. (Dissertação - Mestrado em Ciências Ambientais)¹.

Elementos-traço participam normalmente da composição de rochas e solos, estando presentes em quase todas as amostras dessas matrizes. Alguns desses elementos não apresentam nenhuma função bioquímica, podendo em função das concentrações, serem tóxicos. O arsênio (As), o cádmio (Cd), o chumbo (Pb) e o mercúrio (Hg) apresentam características tóxicas para microorganismos e plantas, porque esses elementos têm a capacidade de acumular-se nos organismos, colocando em risco outros níveis tróficos. A mineração, está muito presente na história do estado de Mato Grosso, o qual teve seu território palmilhado pelos garimpeiros. Essa atividade causou danos ambientais graves em vários municípios, como é o caso de Poconé e de Alto Paraguai. Nestes municípios, a atividade foi responsável pela remoção de cobertura vegetal, exposição e assoreamento de recursos hídricos e despejo de resíduos tóxicos. Este trabalho teve o objetivo de avaliar seis áreas, sob influência de garimpos desativados, utilizadas para a piscicultura, sendo que três pisciculturas no município de Alto Paraguai são praticadas nos catreados oriundos dos garimpos e em Poconé, outras três áreas estão sob influência da atividade garimpeira (em área de disposição de rejeitos e a jusante de áreas com histórico de garimpo). Foram coletadas 48 amostras de solos, 24 amostras de sedimentos, 27 amostras de plantas e 70 amostras de peixes nas seis áreas. As amostras foram analisadas mediante técnicas espectrométricas para determinação dos teores de As, Cd, Pb e Hg. Foram encontrados baixos teores destes elementos em todas as matrizes analisadas, sendo que apenas o Hg apresentou teores detectáveis em todas as amostras estudadas, ainda que sempre abaixo dos limites estabelecidos pela legislação. O Cd e Pb não foram detectados nas amostras de solo e sedimentos. Em amostras de peixes, os teores de Cd e Pb foram detectados apenas em amostras provenientes de Poconé. Em nenhuma das amostras coletadas foi detectado teores de As, Cd, Pb e Hg acima dos valores de referência de qualidade descritos na literatura.

Palavras-chave: Metais pesados; catreados; peixes; gestão ambiental.

¹ Orientadora: Prof. Dra. Maria Aparecida Pereira Pierangeli – UNEMAT
Co-Orientadora: Prof. Dra. Áurea Regina Alves Ignácio - UNEMAT

ABSTRACT

EICKHOFF, A. P. N. **Trace-elements in liabilities environment of gold mining: an assessment of the possibility of contamination of soil, sediment, plants and fish from aquaculture farms in areas of Poconé and Alto Paraguai – MT.** Cáceres: UNEMAT, 2011. 122p. (Dissertation - Master in Environment Science)².

Trace elements are typically involved in the composition of rocks and soils, present in almost all samples of these matrices. Some of these elements don't present biochemical function in organisms and may at the expense of the concentration, be considered toxic. Arsenic (As), cadmium (Cd), lead (Pb) and mercury (Hg) are toxic for microorganisms and plants, which in turn are the basis of the trophic levels of food webs. The major problem occurs because these elements have the ability to accumulate in organisms, giving risk of exposure to other trophic levels. The mining which is the process aimed at removing of high value natural resources such as gold and diamond, that and is very present in the history of the state of Mato Grosso. Its territory was once, exploited by miners, and this process has caused serious environmental damage in several counties, as is the case of Alto Paraguai and Poconé cities. In these cities the mining activity was responsible for the removal of vegetation, exposure and sedimentation of water resources beyond dumping of toxic waste. This study aimed to evaluate six areas used for fish farming under influence of gold-mining abandoned, being three in Alto Paraguai practiced in "catreados" coming from mines and in Poconé, three other regions, that are under influence of mining activity. We collected 48 soil samples, 24 sediment samples, 27 plant samples and 70 samples of fish in the six areas. The samples were analyzed by spectrometric methods for determination the levels of As, Cd, Pb and Hg. The results shown low levels of these elements in all matrices analyzed, and only the Hg content was, albeit within the limits prescribed by law, was observed in all samples from aquaculture studied. The As, Cd and Pb wasn't detected in sediment samples. Cd and Pb were not detected in soil samples. In only one region, in soil samples was found level of As above the reference levels of quality for fish samples. The levels of Cd and Pb were detected only in samples from Poconé. In none of the samples of sediments, plants or fish were detected levels of As, Cd, Pb and Hg above the values the benchmarks of quality described in the literature.

Key-word: Heavy metals; mining; fish; Environmental Restoration.

² Major Professor Maria Aparecida Pereira Pierangeli, DSc. – UNEMAT and Áurea Regina Alves Ignácio, DSc. – UNEMAT

INTRODUÇÃO

Elementos-traço são constituintes naturais dos diversos compartimentos ambientais, tais como solo e água. Estão presentes, em níveis naturais, em concentrações menores que 1% e englobam metais e metalóides (não metais). Alguns destes elementos, quando em concentrações mais elevadas do que as concentrações tidas como naturais, tornam-se contaminantes com capacidade poluir o meio em questão, afetando a qualidade da água, solo e muitas vezes do ar, afetando a vida animal e vegetal (SPARKS, 2003).

Usualmente, muitos elementos-traço são chamados de metais pesados, ainda que essa denominação não tenha sido validada pela International Union of Pure and Applied Chemistry – IUPAC e nem por outro organismo internacional da química. A terminologia “metais pesados” tem sido utilizada para caracterizar metais e metalóides com potencial ou capacidade de fenômenos toxicológicos ou ecotoxicológicos, porém a recomendação da IUPAC é não utilizar esta nomenclatura (DUFFUS, 2001).

Assim, a terminologia “metais pesados” é utilizada para indicar os elementos químicos com densidade acima de $4,0 \text{ g cm}^{-3}$, mas também é utilizada como sinônimo de elementos contaminantes. Isso pode causar alguns equívocos, uma vez que muitos metais pesados são essenciais para a manutenção da vida, como o cobre, o cobalto e o zinco, por exemplo, e só possui ações deletérias a saúde humana e ambiental (LEHNINGER, 1977), quando em teores excessivos.

Os elementos-traços são então, constituintes naturais das rochas e solos, alguns inclusive fazendo parte de processos bioquímicos fundamentais para a manutenção da vida da flora e fauna como é o caso do zinco (Zn) e do cobre (Cu), por exemplo, (LEHNINGER, 1977). A presença destes constituintes no meio ambiente está ligada à geoquímica do material que deu origem a gênese da formação rochosa ou ao solo em questão (FADIGAS et al., 2002).

Um dos fatores determinantes para a disponibilidade dos elementos-traço no meio ambiente é o pH do meio, bem como o potencial redox e o teor de matéria orgânica (MO), uma vez que estes parâmetros agem diretamente na biogeoquímica dos elementos sendo inclusive responsáveis pelos seus mecanismos de mobilidade (PIERANGELI, 2004).

A alta concentração dos elementos-traço pode ser prejudicial à saúde humana ou dos seres que compõem o ambiente contaminado ou mesmo natural, e é importante ressaltar que devido à geoquímica de alguns solos, poderão ser encontradas concentrações acima dos limites estabelecidos pela legislação, demonstrando a necessidade de um levantamento de dados específico para regiões distintas (FADIGAS et al., 2006).

A aceleração da dispersão dos componentes naturais de rochas e solo pode ser atribuído à atividade antrópica, principalmente, no que tange as atividades mineradoras e em especial, garimpos (WASSERMAN et al., 2001).

O crescente uso de defensivos agrícolas, aplicação de lodos de esgotos sanitários (PAGANINI et al., 2004) e fertilizantes fosfatados que possuem alguns elementos-traço naturalmente em sua composição, também são apontados como potenciais colaboradores ao aumento da concentração de elementos-traço em solos (CAMARGO et al., 2000; BIZARRO et al., 2008).

Algumas áreas do estado de Mato Grosso possuem rochas e solos ricos em arsênio (As) (PIERANGELI et al., 2009). Com isso, a intervenção do homem através da atividade garimpeira, por exemplo, pode remobilizar os elementos-traço no ambiente. Essa remobilização pode aumentar os riscos de assimilação na cadeia trófica através principalmente da sua exposição através consumo de alimentos contaminados (RODRÍGUEZ, JIMÉNEZ-CAPDEVILLE e GIORDANO, 2003).

O processo de revolvimento dos solos disponibiliza rapidamente metais que só estariam disponíveis ao longo de muitos anos através de processos de

intemperismo, como é o caso do arsênio, do cádmio (Cd) e do chumbo (Pb), que naturalmente estão presentes nos solos (ASTDR, 2007a).

Alguns estudos têm demonstrado que solos brasileiros em geral têm baixa concentração de Hg (PAIXÃO, 1998), com exceção da região amazônica, onde as concentrações são mais elevadas.

Vários trabalhos de pesquisas sobre a disponibilidade de Hg em diversos compartimentos amazônicos que apontam fatores como a própria gênese do solo, garimpos, transporte e deposição de Hg de origem antropogênica, formação de lagos para geração de energia hidroelétrica, são elencados por Lacerda e Malm (2008).

Através do estudo da evolução temporal da concentração de Hg dissolvido e de Hg particulado, Lacerda e Malm (2008) verificaram que o aumento dessas concentrações está ligado ao avanço do desmatamento, sendo este, responsabilizado pelos altos teores do metal mesmo após a sessão da atividade garimpeira.

O estado de Mato Grosso foi por muito tempo um dos maiores produtores de ouro do Brasil e para a formação de um garimpo de ouro, o emprego de água é fundamental uma vez que é imprescindível a lavagem do solo. Esta atividade revolve os solos, expondo-o à erosão e às reações de oxirredução ou acidificação. Esses processos promovem a disponibilização de elementos-traço naturalmente presente nos solos e rochas, além do Hg, que é disposto no ambiente durante os processos da garimpagem. Em Mato Grosso, a maior parte do ouro produzido foi retirado de suas jazidas através do processo de amalgamação (VEIGA e FERNANDES, 1991).

A amalgamação é o processo que se baseia na propriedade que o mercúrio (Hg) tem de solubilizar alguns metais, como o ouro e a prata, dando origem ao que se chama de amalgamas. O Hg tem densidade elevada e por

isso concentra-se no fundo das bateias³. A amalgama, formada e depositada no fundo das bateias, é levada para a queima com maçarico ou panelas e, menos comumente, em retortas que possibilitam o reuso do Hg. O Hg, por ter baixo ponto de ebulição (aproximadamente 357 °C) é evaporado deixando apenas os outros metais (VEIGA, 1992).

Muitos estudos abordam a bioacumulação e a biomagnificação de elementos-traço, como Fracalanza (2007) em peixes do rio Paraíba do Sul; Vera et al. (2007) em tucunarés da Amazônia; e Ayo e Al (2007) que investigaram a acumulação de cádmio e danos histológicos nas brânquias de Tambaqui. Todos esses trabalhos mostram que estes fenômenos podem trazer danos irreversíveis a saúde humana e ambiental.

Ao longo de anos de exploração de ouro em garimpos artesanais, cidades com áreas degradadas pela atividade, comumente são palco de pesquisas que infelizmente têm demonstrado que a situação do ambiente local se encontra com níveis elevados de contaminação por Hg, em decorrência de seu uso inescrupuloso a procura de ouro (CASARIN, 2007).

O arsênio é um metalóide encontrado na natureza sempre associado a outros elementos e representa riscos para a maioria dos organismos multicelulares. Naturalmente, está associado à presença do chumbo e ouro, sendo que com o chumbo, está presente em algumas composições de defensivos agrícolas (ASTDR, 2007b).

Já o chumbo é um elemento que está naturalmente presente em solos e é encontrado na natureza na forma de diversos minerais como a cerusita e a galena. Ocorre também naturalmente, em plantas, devido ao processo de absorção, sendo que em solos com altos teores de Pb, o desenvolvimento vegetal pode ser prejudicado (ASTDR, 2007a), uma vez que o metal, em concentrações acima de 30 $\mu\text{g g}^{-1}$ é tido como tóxico, concentrando-se

³ Bandeja cônica utilizada pelos garimpeiros para separação em duas fases. A água menos densa é retirada em movimentos de rotação pela borda superior e no fundo fica a amalgama de mercúrio-metal e sedimentos que serão levados para a queima para separação dos constituintes da amálgama.

principalmente no sistema radicular das plantas (PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

Sem funções biológicas conhecidas, o cádmio não é um elemento essencial e é considerado um elemento tóxico e está também naturalmente presente em solos. Por ser fitotóxico, o cádmio é um elemento que limita o crescimento e desenvolvimento das plantas. Pode ser encontrado ligado à matéria orgânica do solo e aos sítios de adsorção dos colóides do solo (PIERANGELI et al., 2005). Tem a capacidade de se acumular em tecidos de animais aquáticos e nas plantas e é considerado pela United States Environmental Protection Agency – USEPA como substância potencialmente carcinogênica para os humanos (ASTDR, 2008).

Poconé e Alto Paraguai são cidades do estado de Mato Grosso, pertencentes à bacia do rio Paraguai. Alto Paraguai abriga várias nascentes que darão origem ao rio Paraguai mais a sudeste do estado (CASARIN, 2007) e Poconé, é considerado a porta de entrada do Pantanal norte (VEIGA e FERNANDES, 1991). As duas cidades passaram por longo período de exploração mineral, onde, em Alto Paraguai, a exploração foi baseada na busca pelo ouro e diamantes e Poconé, destacou-se sempre a garimpagem de ouro, sendo essa atividade, a principal responsável pela degradação ambiental nos dois municípios.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Definição e alguns aspectos do garimpo

dinheiro em função da descoberta de recursos minerais de alto valor, como o ouro ou o próprio diamante (VEIGA, SILVA e HINTON, 2002).

Sob o ponto de vista histórico, o garimpo significou para a Europa uma forma de obter ainda mais lucros com as terras da América, uma vez que com o mau desempenho dos portugueses como produtores de alimentos, a

A palavra garimpo

exploração de metais preciosos e em especial o ouro, seria uma forma de manter sob controle as contas de um povo que não era exímio em produção alimentos, mas que por outro lado, sabia como estabelecer relações comerciais que possibilitavam a circulação de mercadorias (COTTA e LUZ, 1992).

Numa abordagem antropológica Cleary (1990) define garimpo como as minas e as comunidades que se desenvolvem ao redor de áreas de garimpagem que no caso brasileiro, está tradicionalmente ligada a exploração aurífera.

Os garimpos possuem vários mecanismos para estruturação social, uma vez que a formação do mesmo inicia-se com a chamada “fofoca”, que é o ato de dispersar a notícia sobre o descobrimento de um “bamburro”, que por sua vez, é o local onde se encontrou uma quantidade considerável de ouro. Posteriormente, com a chegada de mais garimpeiros e autorização do “dono do bamburro” (descobridor), o terreno é loteado e explorado por dezenas e muitas vezes centenas de garimpeiros, onde se houver mais “bamburro” no terreno, o garimpo se torna próspero por um período de tempo maior (CLEARY, 1990).

Para Barreto (1992), garimpo é definido como local onde ocorre a extração de minerais garimpáveis e será a definição usada neste trabalho. A garimpagem é o aproveitamento imediato de substâncias minerais garimpáveis, executadas em áreas destinadas a este fim, sob permissão de lavra garimpeira, que por sua vez, é expedida pelo Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM.

A exploração artesanal de ouro, garimpagem, utiliza-se de métodos que influenciam negativamente para a preservação dos recursos naturais, uma vez que remove toda a cobertura vegetal das jazidas e revolve todo o solo, tornando-o, na maioria das vezes, não agricultável. Outro problema ocasionado pelo revolvimento do solo é a degradação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas (BORBA et al., 2004).

2.2. Elementos-traço

Os elementos-traço são constituintes naturais dos solos e rochas e estão associados ao seu processo de formação. Nos municípios estudados, é grande a quantidade de catreados ao longo das propriedades e a investigação acerca da concentração de elementos-traço em decorrência da atividade garimpeira é primordial. Essa necessidade surge tendo em vista que a atividade de piscicultura tende a fazer o aproveitamento dos catreados deixados por esta atividade como tanques de criação de peixes (FARIAS, 2007).

A presença de elementos-traço em solos, rochas e águas tanto superficiais quanto subterrâneas é normal e, geralmente, encontrada em baixas concentrações. A concentração destes elementos no solo deve-se aos mecanismos de mobilidade conforme a Figura 1, e que são influenciados pelas ações das intempéries (GUILHERME et al., 2005).

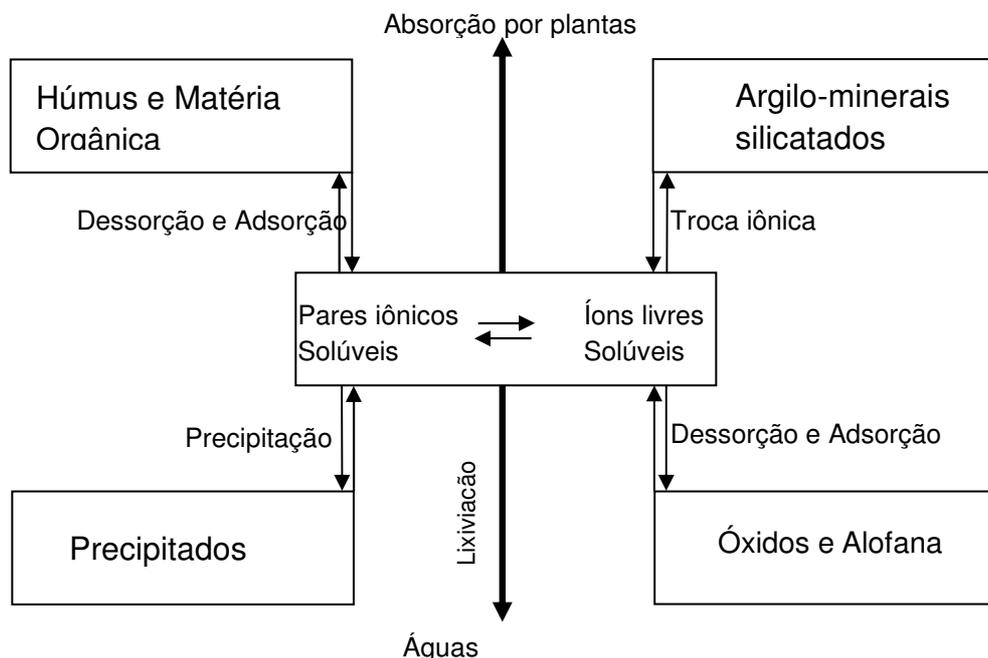


Figura 1 – Processos interativos de mobilidade e disponibilidade de elementos-traço (Adaptado McBride, 1994)

A questão então, não é apenas a presença dos elementos-traço, mas sim, a concentração em que esses elementos e sua efetiva disponibilidade,

uma vez que, entre os elementos-traço existem aqueles que são essenciais e os não essenciais (PIERANGELI et al., 2005). A diferença primordial entre os dois grupos é que, para os elementos-traço essenciais, como o zinco (Zn), o cobre (Cu) e o manganês (Mn), por exemplo, são tóxicos apenas quando em concentrações elevadas. Já para os elementos não essenciais, como o cádmio (Cd), o chumbo (Pb) e o Hg, isso não é a regra, já que baixas concentrações são capazes de oferecer efeitos deletérios (ASTDR, 2007b).

A alta concentração de elementos essenciais ou teores elevados de elementos não essenciais caracterizam fenômenos ecotoxicológicos como fitotoxicidade e intoxicação animal, seja via ingestão ou mesmo inalação e/ou contato dérmico (ASTDR, 2007b).

O principal problema dos elementos-traço não essenciais, e mais especificamente, do As, Cd, Pb e Hg, é que esses elementos tem grande afinidade com o enxofre (S), que por sua vez, é constituinte de enzimas que trabalham nas reações metabólicas dos organismos através de grupos sulfidril (-SH). A afinidade dos elementos-traço por estes grupos é o que caracteriza a sua toxicidade, uma vez que ao se ligar à sulfidril, irá desestabilizar as funções destas enzimas (BAIRD, 2008).

Outro problema associado à contaminação por elementos-traço é a sua capacidade de bioacumulação. Inúmeros trabalhos abordam esse mecanismo nas mais variadas espécies, porém com muito mais ênfase ao Hg. Em detrimento a esta característica, os elementos-traço tóxicos ou em níveis tóxicos, podem colocar em risco a saúde humana e ambiental (BAIRD, 2008).

A disponibilização de elementos-traço ao meio ambiente pode levar à bioacumulação nos seres de diferentes níveis tróficos, que devido a este acúmulo, pode levar os animais de níveis superiores, a uma super exposição aos contaminantes. A alta dosagem de contaminantes como os elementos-traços oriunda dos hábitos alimentares dá origem a outro fenômeno chamado de biomagnificação, que pode trazer prejuízos a saúde, tais como doenças e

até a morte dos organismos que sofreram este tipo de exposição (HYLANDER et al., 2006).

A contaminação de solos por As, Cd, Pb e Hg, pode levar à contaminação das águas através de processos de lixiviação e escoamento superficial (GUILHERME et al. 2005), e de sedimentos, através de processos de precipitação e adsorção (MCBRIDE, 1994).

Estudos de Sampaio (2003) apontam a presença de diferentes elementos-traço na bacia do Alto Paraguai e leve contaminação de sedimentos por Pb e Cd. Para a maior parte dos elementos-traço, os teores ficaram abaixo do limite estabelecido pela legislação específica para águas. Este estudo evidenciou ainda que existem alguns pontos de maior concentração de elementos-traço, recomendando-se a necessidade de estudos que demonstrem se os valores encontrados são favorecidos pela geoquímica da região ou se há fontes pontuais de contaminação.

Outro fato muito relevante na aquisição e publicação de dados e que reforçam ainda mais a necessidade de diversos trabalhos em um mesmo local, é a qualidade analítica empregada desde a coleta e preservação das amostras, até os cuidados com a abertura das amostras e análises das mesmas. A confiabilidade dos resultados obtidos deve sempre estar sustentada por princípios primordiais da química analítica, como a reprodutibilidade e repetibilidade (SKOOG, 2007 e HARRIS, 2008).

A qualidade analítica é alcançada sempre que há, não só o emprego de reagentes de alta qualidade, mas o uso sistemático de mecanismos que possam auxiliar na determinação dos erros associados a técnica (HARRIS, 2008). O uso indispensável de análises de brancos de reagentes, de materiais certificados ou ainda rastreados (para análises de rotina que podem ser obtidos, por exemplo, em programas de intercalibração laboratorial), é fundamental para garantir essa qualidade (BASTOS et al., 1998).

A importância da determinação de elementos-traço em peixes está ligada à produção local e a dieta das pessoas das regiões de estudo, uma vez que a ingestão destes animais pode levar a sua própria contaminação. Apesar dos riscos do consumo de peixes contaminados, estudos de Morgano (2005) em pescadores e pisciculturas paulistas apontaram resultados de contaminação abaixo do limite estipulado pela legislação brasileira (ANVISA, 1998) para um consumo de até 60 g de peixe por dia e para diferentes espécies não predadoras (pacu, tilápia, matrinxã, piauçu, carpa e tambaqui).

O estudo da contaminação por elementos-traço em solos pode evidenciar o emprego mais adequado ao uso destes, uma vez que se caracterizada sua contaminação, deve-se apresentar estudos de viabilidade para recuperação destas áreas antes da instalação pastagens, pisciculturas ou mesmo trabalhos de descontaminação e recuperação destas áreas como concluído por Paixão (1998).

A acumulação de elementos-traço em plantas pode ocorrer através do processo de absorção de nutrientes onde os elementos-traço acabam sendo absorvidos sem distinção entre os essenciais e os não essenciais (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

Como referido anteriormente, alguns elementos-traço, como o Hg, não possuem atividades metabólicas conhecidas e apenas efeitos de toxicidade são descritos na literatura (PAIVA et al., 2004; BENAVIDES et al., 2005; NOGUEIRA et al., 2007).

A contaminação de plantas pode ocorrer através da absorção de elementos-traço quando cultivadas em áreas contaminadas como apontaram estudos de Paiva et al. (2004), os quais detectaram deficiência na absorção de nutrientes (elementos-traço essenciais) pelas plantas cultivadas sob contaminação por Cd. Outros estudos, como o de Paixão (1998), mostraram que mesmo sem a intervenção antrópica com o plantio de diferentes espécies, algumas plantas nativas podem absorver mercúrio em áreas de influência de garimpo.

A determinação de elementos-traço é fundamental para subsidiar estudos com objetivo de evidenciar a exposição de animais que tem em sua dieta plantas e outros animais provenientes de áreas contaminadas, uma vez que o efeito de biomagnificação pode expor o ser humano à contaminação através do consumo de produtos originários da região afetada como pode ser observado em estudos de Okada et al. (1997), os quais apontaram que a presença de elementos-traço em leite comercializado na região do Vale do Paraíba, sudeste brasileiro, apresentava teor de Cd abaixo do estabelecido pela legislação brasileira, porém, aproximadamente 20% das amostras estudadas apresentaram-se acima destes limites estabelecidos para Pb nas mesmas amostras.

2.3. Toxicologia dos elementos-traço não essenciais

2.3.1. Arsênio

O arsênio (As) é um metalóide, ou seja, apesar de não ser um metal, possui características que se assemelham a dos metais. Sua densidade é de 5,72 g cm³. Seu ponto de fusão (PF) é de 938 °C e seu ponto de ebulição (PE) é de 2833 °C. Possui inúmeras aplicações industriais como, por exemplo, constituinte de diodos emissores de luz e tratamento de madeiras. Apesar de ser utilizado na medicina, seus compostos geralmente são tóxicos sendo largamente utilizado para a produção de praguicidas (ASTDR, 2007b).

O As é amplamente encontrado na crosta terrestre (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001) e mesmo na atmosfera na forma de gases, existindo como diferentes estados de oxidação, como a arsina (As³⁻), na forma elementar (As), como arsenito (As³⁺) e o arsenato (As⁵⁺) (BORBA et al., 2004), sendo a mineração de ouro e prata, os principais responsáveis pela sua disponibilização acelerada em virtude do revolvimento do solo e maior exposição dos mesmos as intempéries.

Barra et al. (2000) afirmam que inúmeros são os compostos orgânicos formados pelo elemento, e que essas formas são menos tóxicas, sendo os

compostos onde o arsênio apresenta-se com os estados de oxidação As^{3+} e As^{5+} as substâncias que apresentam maior toxicidade.

O As não tem nenhuma atividade ou função bioquímica, em animais, relatada ou conhecida na literatura, porém participa da constituição de fosfolipídios em algas e fungos (GUILHERME et al., 2005).

Chih-Hao et al. (2007) em sua revisão sobre a exposição ambiental de arsênio e sua relação com problemas vasculares, citam inúmeros trabalhos que abordam o tema, remetendo o consumo de água e exposição ocupacional como os maiores de riscos a contaminação por este elemento. Esses autores abordam estudos onde avaliação *pós mortis*, indica relação entre alterações coronarianas e contaminação por As. Outros estudos demonstram que, isolando os fatores de riscos tradicionais como excesso de peso e fatores genéticos, e considerando apenas a exposição a níveis tóxicos de As, este último item é responsável por alterações como a arteriosclerose e citam Taiwan, onde a simples mudança de fonte de água, ocasionou significativa declínio no número de doenças do sistema circulatório.

Um dos maiores desastres por envenenamento por As através da ingestão de água, ocorreu em Bangladesh na Índia, onde em 1970, a construção de poços conseguiu diminuir significativamente a incidência de doenças de veiculação hídrica, porém, depois de alguns anos, a contaminação de alguns poços apontou os primeiros sinais de contaminação da água subterrânea por As. Esta tragédia ocasionou inúmeras mortes prematuras e ainda faz vítimas até a atualidade (MANAHAN, 2000).

Rodríguez et al. (2003) relatam inúmeros trabalhos que apontam problemas relacionados ao sistema nervoso humano em diferentes níveis que vão desde confusão mental e ansiedade até dificuldades de concentração e problemas de memória.

Carabantes e Fernicola (2003) fazem uma observação acerca dos dados divulgados sobre altas concentrações de As, uma vez que apenas poucos

países como China e México, possuem reais problemas de altas concentrações de As de origem antrópica proveniente de atividades de mineração e queima de carvão. Neste trabalho, ainda são relatados os diversos problemas de saúde ocasionados pela ingestão do elemento, como tipos de câncer, sendo o de pele o mais citado, problemas renais e cardiovasculares.

Borba et al. (2004) investigaram a origem do As em águas subterrâneas na região de mineração conhecida como quadrilátero ferrífero em Minas Gerais e constataram que as concentrações de As variaram em função do contato da água com rochas e/ou solos ricos neste elemento e que através de processos de oxidação da arsenopirita (FeAsS) e óxidos de ferro provenientes das rochas auríferas sulfetadas, que com a elevação do pH, seja pela dissolução de carbonatos naturais ou da adição de corretores de pH no intuito de mitigação dos efeitos de drenagem ácida, acabam solubilizando os minerais e liberando o As que pode ser lixiviado alcançando os lençóis freáticos.

Gonzaga et al. (2006), em revisão sobre o As, indicam as técnicas disponíveis para tratamento e gerenciamento de áreas contaminadas, abordando a fitorremediação como uma das práticas promissoras para a recuperação de solos contaminados e sugerindo que esse campo carece de pesquisas que venham a evidenciar novas espécies e até, a otimização das espécies conhecidas, através de alterações genéticas, capazes de realizarem hiperacumulação de As.

Em Mato Grosso, no município de Pontes e Lacerda largamente explorado pela busca de ouro, Pierangeli et al. (2009) encontraram teores de As em solos acima dos valores de prevenção adotados pela CETESB, associando esses teores mais elevados às amostras coletadas em áreas de mineração de ouro. Há também a recomendação de mais estudos em relação às determinações de As, sugerindo os riscos associados a sua alta concentração e à possível transferência entre os níveis tróficos.

Barra et al. (2000) indicam os principais métodos de determinação de teores de As, mostrando que a dificuldade em se trabalhar com as

determinações deste elemento, reside na enorme quantidade de compostos que o As forma e as características particulares de cada um.

2.3.2. Cádmio

O cádmio é um metal que apresenta densidade de $8,65 \text{ g cm}^{-3}$. Seu PF é de $321 \text{ }^\circ\text{C}$ e PE igual a $767 \text{ }^\circ\text{C}$. Quimicamente, se assemelha ao zinco (Zn) e foi descoberto a partir da calamina [$\text{Cd}_3(\text{CO}_3)_2$] de onde deriva o seu nome (ALVES, 2008). Apesar de assemelhar-se ao Zn, não possui funções bioquímicas conhecidas, sendo extremamente tóxico para plantas e animais. É muito importante para indústrias, sendo sua aplicação principal a confecção de eletrodos de baterias recarregáveis tipo “*nicad*” (níquel-cádmio) (BAIRD, 2008), que também é uma das principais fontes de contaminação do solo devido a sua inadequada disposição final. É empregado também em lâmpadas e como pigmento amarelo para diversas tintas.

O Cd é um constituinte natural da crosta terrestre sendo relatado um background varia entre $0,1$ a $0,5 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ (ASTDR, 2008) podendo acumular-se cronicamente no organismo e muitas vezes levando a pessoa exposta a problemas nefrológicos e pancreáticos, principalmente (BAIRD, 2008).

As principais fontes de contaminação por Cd são a metalurgia e mineração de Zn, disposição inadequada de lixo, queima de combustíveis fósseis e a incineração de material rico neste elemento. O principal fator que confere a dissipação atmosférica a principal responsável pelo transporte de Cd, é o relativo baixo PE do elemento. A exposição animal ocorre principalmente pelo consumo de água e alimentos contaminados pelo cádmio (BAIRD, 2008; CARDOSO E CHASIN, 2001).

Devido a sua similaridade com o Zn, como raio iônico e estado de oxidação, o cádmio é facilmente absorvido e acumulado pelas plantas, que posteriormente podem servir como alimentos ou voltar a dispor o Cd com a queima de sua biomassa (ASTDR, 2008).

Segundo Cardoso e Chasin (2001), uma das principais fontes antrópicas de Cd é a mineração de metais não ferrosos, destacando-se a exploração de Zn e também a exploração e aplicação de rochas fosfatadas como fertilizantes, que podem redistribuir o elemento, sendo esse elemento muito biodisponível em solos com baixos valores de pH (ASTDR, 2008).

Os parâmetros que influenciam a mobilidade e disponibilização do Cd em solos são o pH alcalino ou ligeiramente alcalino (PIERANGELI et al., 2005), altas concentrações de carbonato de cálcio, hidróxidos de ferro e manganês e matéria orgânica (ASTDR, 2008). Esses parâmetros podem ser influenciados e alterados facilmente pela ação antrópica através da mineração. Essa prática revolve e lava o solo, alterando suas características biológicas, físicas e químicas, podendo transformar formas menos tóxicas (substâncias contendo elementos-traço com baixo poder de toxicidade) em substâncias com maior toxicidade, prejudicando a qualidade dos solos (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

Trabalhos acerca da contaminação por Cd têm sido publicados em todo o mundo, e alguns estão relacionados na Tabela 1.

Tabela 1 - Trabalhos sobre o Cd sob diferentes abordagens em vários países

Assunto	Origem	Autor
Cd em aracnídeos após exposição alimentar	Bélgica	Hendrickx, et al. (2003)
Acumulação de Cd em peixes típicos da Amazônia	Brasil	Ayo e Al (2007)
Cinética do Cd e Zn e contaminantes orgânicos em sedimentos	Alemanha	Zoumis et al. (2001)
Biomagnificação de Cd ao longo de teias alimentares	EUA	Croteau et al. (2005)
Concentração de Cd e outros elementos-traço em no lago Macquarie, na Austrália.	Australia	Barwik e Maher (2003)

O estudo das concentrações de Cd em ambientes naturais ou impactados é primordial para a proteção humana e ambiental, uma vez que o Cd é tóxico, não sendo eliminado pelo organismo e concentrando-se principalmente no fígado e rins, podendo dar origem a doença conhecida como

“Itai-Itai” como ocorreu no Japão (ASTDR, 2008), causada pela contaminação da população da região do rio Guimzu através da alimentação.

Teores elevados de Cd em peixes podem ocasionar, através de processos de biocumulação e posterior consumo destes animais, riscos a saúde humana (AYO e AL, 2007; CROTEAU et al., 2005).

Outros trabalhos como o de Garcia-Santos et al. (2007) revelam também, o prejuízo a saúde do animal através de sua exposição a água contaminada, podendo acarretar desde problemas degenerativos até a morte.

Quando observado que o favorecimento da disponibilidade do Cd pode ser influenciado pela atividade mineradora, destaca-se a relevância de estudos que apontem áreas impactadas por esta atividade, uma vez que através destes trabalhos pode-se planejar o uso de práticas agropecuárias adequadas a característica do solo ou ainda técnicas apropriadas para a recuperação da área degradada, evitando assim perdas econômicas e maiores danos ambientais (CARDOSO e CHASIN, 2001; ASTDR, 2008).

2.3.3. Chumbo

O chumbo é um metal de coloração cinza-azulado que possui grande maleabilidade, seu PF é de 327 °C e PE 1749 °C. É um dos metais conhecidos desde os primórdios da civilização e é obtido a partir de minerais, principalmente, a galena (PbS) (ALVES, 2008).

Além de não possuir funções bioquímicas conhecidas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001), seus sais são altamente tóxicos (BAIRD, 2008). Não é organificado no ambiente, porém, sinteticamente, é produzido o tetraetilchumbo $[Pb(C_2H_5)_4]$ utilizado como aditivo anti-detonante na gasolina em muitos países pobres ou subdesenvolvidos, uma vez que em países como os Estados Unidos da América, já realizam processos modernos que dispensam de Pb como aditivo (ASTDR, 2007a).

Para o Brasil, desde 1989, 99% do combustível refinado já era aditivado de compostos de chumbo e em 1993, o uso destas substâncias tornou-se dispensável através da Lei 7.823/93 que tornou obrigatório a adição de etanol a gasolina a uma proporção de 22%.

O Pb ocorre de forma relativamente abundante na crosta terrestre, com concentração no intervalo de 10 a 70 $\mu\text{g g}^{-1}$ (PAOLIELLO e CHASIN, 2001). Ocorre naturalmente em plantas como resultado do processo de absorção e a sua abundância no tecido vegetal está diretamente ligada à concentração do elemento no solo (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

A taxa de mobilidade do chumbo é bem menor do que a do Cd, por exemplo, uma vez que é fortemente retido no solo em função principalmente da sua composição mineralógica, pH, matéria orgânica e agentes quelantes (PIERANGELI et al., 2001). A principal fonte de contaminação do solo é a deposição atmosférica do Pb, pois esse elemento é facilmente transportado adsorvido em material particulado (ASTDR, 2007a).

Em Mato Grosso, o solo em geral, tem características que favorecem a mobilidade do chumbo, uma vez que possui pH ligeiramente ácido (PIERANGELI et al., 2009) a ácido (SOUZA e LOBATO, 2004; COSTA et al. 2009). Pierangeli et al. (2009) identificaram, por exemplo, que menores valores de pH em solos ocorrem em áreas exploradas pelo garimpo, que podem, através do revolvimento do solo e sua exposição intensa as intempéries, vir a remobilizar o Pb natural em virtude do pH e da eliminação de matéria orgânica nesses locais.

Outro risco associado à diminuição do pH do solo e então, favorecimento a lixiviação do Pb, é o fenômeno de chuva ácida, que no caso de Mato Grosso pode ser atribuída as intensas queimadas urbanas, de pastagens e áreas naturais no período de seca, que libera grandes quantidades de CO_2 (dióxido de carbono), NO_2 (dióxido de nitrogênio) e SO_3 (trióxido de enxofre) que nas porções superiores da atmosfera, darão origem aos ácidos H_2CO_3 (ácido

carbônico), HNO_3 (ácido nítrico) e H_2SO_4 (ácido sulfúrico) (MARQUES et al., 2006).

A mineração pode, através da remoção, revolvimento e pulverização de grandes massas de solo e rochas, aumentar a área superficial dos minérios e minerais que contém, neste caso o Pb, e facilitar a sua remobilização no ambiente (PAOLIELLO e CHASIN, 2001; ASTDR, 2007a).

Através do ciclo biogeoquímico do Pb, que inclui precipitação úmida (PAOLIELLO e CHASIN, 2001), pode haver concentração ou ao menos, sua disponibilização para a flora, que através de seus processos de nutrição e absorção de água, pode incorporar o Pb, que tem grande efeito tóxico e bioacumulativo.

Além de não possuir função bioquímica descrita e ser tóxico, o Pb é responsável por uma série de problemas de saúde, como problemas cardiovasculares, gastrointestinais, hematológicos, renais, prejuízos motores, doenças de ordem psíquica como alucinações, depressão e saturnismo (PAOLIELLO e CHASIN, 2001; CORDEIRO e LIMA-FILHO, 1995; ASTDR, 2007a)

Ahamed et al. (2005) identificaram diminuição dos teores de Pb ao longo do tempo, em crianças de Lucknow na Índia, precisamente quando foi introduzida a gasolina sem aditivos que continham Pb, demonstrando que uma das principais fontes de contaminação era o combustível utilizado.

Leroyer et al. (2001) estudaram a população adulta residente no norte da França, que estão com solos contaminados por Pb com teores de 100 a 1.700 $\mu\text{g g}^{-1}$ devido a presença de duas usinas de fundição de metal não ferroso. Os resultados evidenciaram que as concentrações de Pb variaram significativamente em relação a sexo, alcoolismo e tabagismo, classe social e exposição ocupacional.

Um problema relacionado a produção de Pb no Brasil, é que o país não tem reservas consideráveis de exploração do metal, por isso, sua produção é

secundária, ou seja, retira-se o chumbo de sucatas (PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

Essa atividade pode por em risco a segurança ocupacional, uma vez que é um processo que requer um controle minucioso para evitar a emissão de material contaminado e conseqüente contaminação humana. Paoliello e Capitani (2007), após uma revisão dos teores de Pb em ambiente ocupacional, apontam que os limites de contaminação ocupacional praticados no Brasil em relação aos níveis admitidos em outros países, estão muito acima do adequado.

Processos erosivos podem levar o chumbo adsorvido as partículas carregadas ou mesmo lixiviar o elemento, para os corpos hídricos - superficiais ou subterrâneos – que pode, podendo vir a contaminar sedimentos e água, colocando em risco a vida aquática e até mesmo humana, uma vez que o metal é acumulativo (PAOLIELLO e CHASIN, 2001; ASTDR (2007a).

Fernandes et al. (2007) pesquisaram teores de diversos elementos-traço em solos, entre eles o Pb, e apontaram que as áreas de estudo, utilizadas para fins olerícolas em Minas Gerais, estão com teores adequados para essa finalidade. Neste estudo, os teores Pb em solos não excederam os Valores de referência de Qualidade (VRQ) e na água utilizada para irrigação não foi detectado Pb nas amostras avaliadas.

Kabata-Pendias e Pendias (2001) relatam que a concentração de Pb adotada como comum aos solos em diversos trabalhos, variam entre 100 a 500 mg kg⁻¹ e a concentração de matéria orgânica é correlacionada positivamente a imobilização do Pb no solo.

A cinética do elemento em solos, indica que a entrada de Pb é muito maior do que a saída, reforçando a idéia de que o mesmo, fica retido fortemente no solo. A absorção do Pb pelas plantas através de suas raízes é um fenômeno passivo e que é favorecido pela disponibilidade do elemento no

solo – favorecida pela acidez, baixa concentração de óxidos de ferro e cálcio além da escassez de matéria orgânica (KABATA-PENDIAS E PENDIAS, 2001).

2.3.4. Mercúrio

O mercúrio é o único metal encontrado no estado líquido nas condições normais de temperatura e pressão - CNTP - e é obtido do seu principal minério, o sulfeto de mercúrio (HgS) que é conhecido como cinábrio. Possui baixo ponto de fusão (-39 °C) e também de ebulição (357 °C), sendo bastante denso (13,55 g cm⁻³) (ALVES, 2008).

O Hg esta presente nos solos em concentrações variadas sendo duas as fontes principais. A primeira são as atividades geológicas e a formação do solo e a segunda, oriunda de fonte antrópica, sendo que a indústria soda-cloro, de tintas e pesticidas, são as principais atividades industriais responsáveis pela entrada de Hg no ambiente (ASTDR, 1999).

Outra fonte de emissão de Hg que pode ser citada, são as atividades ligadas a garimpagem de ouro (KUNO, 2003; PAIXÃO, 1998; NOGUEIRA et al., 1997), onde o elemento é empregado para a formar uma liga metálica, chamada amálgama, com o ouro.

Devido a sua alta pressão de vapor, seu ciclo biogeoquímico ocorre incluindo todos os compartimentos ambientais como mostra a Figura 2.

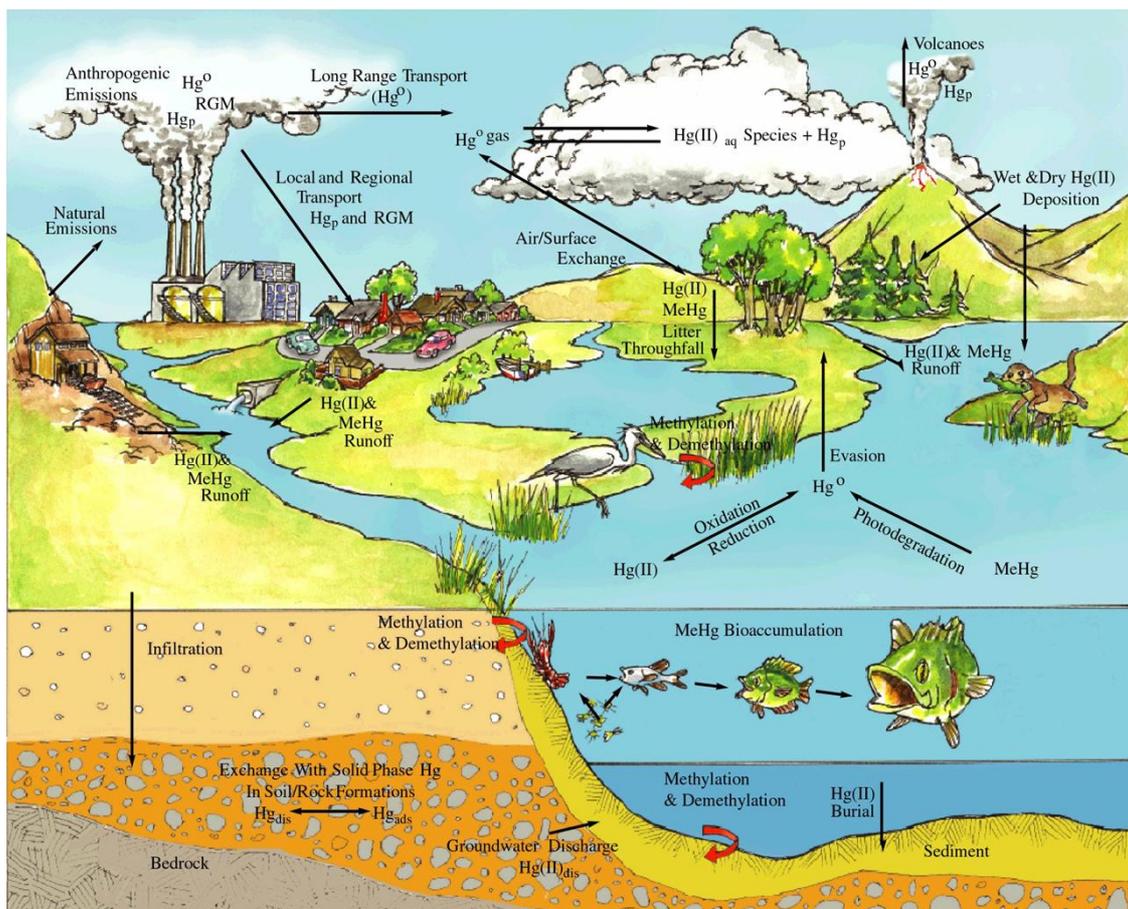


Figura 2 - Ciclo global do mercúrio

No processo de garimpagem, primeiramente o Hg contamina os solos, uma vez que em garimpos, o mercúrio metálico é muitas vezes despejado sobre o solo durante a procura do ouro, ou mesmo durante a concentração do ouro, que ocorre em tambores que produzem grande quantidade de rejeito de garimpo contaminado (VEIGA e FERNADES, 1991). Posteriormente, outra forma de emissão do Hg, é a queima da amálgama, onde, a liga é aquecida e o mercúrio volatilizado, deixando no recipiente, apenas o ouro. Acontece que muitas vezes essa queima não é controlada e o Hg não é recuperado, sendo simplesmente lançado na forma de gases a atmosfera (FARID et al., 1991).

A contaminação dos solos por Hg acaba sendo sinônimo de contaminação de outros compartimentos ambientais, uma vez que, com baixa pressão de vapor é facilmente volatilizado, contaminando o ar (ALMEIDA et al., 2009).

Com o processo de garimpagem, há a remoção da camada superficial do solo, que é grande responsável pelas reações físico-químicas que fixam o Hg no próprio solo. Após a remoção da camada superficial do solo e conseqüentemente da cobertura vegetal, o solo fica suscetível a maiores riscos de formação de erosões, que por sua vez, levarão sedimentos contaminados para os corpos hídricos, configurando em outra fonte de contaminação dos rios (VEIGA e FERNANDES, 1991).

Apesar de já ter sido usado na medicina na forma Hg^0 , dependendo da forma química, este elemento pode ser tóxico. O elemento está presente em nosso cotidiano, como nas lâmpadas fluorescentes, em alguns termômetros, inúmeras baterias, carvão e outros combustíveis (BAIRD, 2008).

Para as plantas, a exposição ao mercúrio pode causar diferentes sintomas, variando em função da espécie vegetal. As plantas são mais sensíveis a contaminação do solo, sendo que as superiores podem sofrer interferências em processos fundamentais, como a fotossíntese, a transpiração, a absorção da água e na própria síntese da clorofila em virtude dos danos causados pelo elemento (KABATA-PENDIAS E PENDIAS, 2001; NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

O Hg é absorvido de forma passiva pelas plantas juntamente com outros elementos e também através da deposição atmosférica (NASCIMENTO e CHASIN, 2001). Algumas espécies de plantas têm a capacidade de acumular grandes quantidades de Hg, e por isso são utilizadas em técnicas de fitorremediação. Essas técnicas consistem na remoção do elemento através da superacumulação do Hg no tecido vegetal, diminuindo para outras espécies mais sensíveis, à toxicidade que o Hg ocasionou ao solo (BOENING, 2000).

Espécies vegetais aquáticas também são capazes de acumular grandes quantidades de Hg (LACERDA, 1991), porém esta acumulação é problemática, pois estas espécies possuem em seu sistema radicular, bactérias capazes de transformar espécies inorgânicas do mercúrio em compostos organomercuriais, potencializando seus efeitos tóxicos sobre a biota aquática (ASTDR, 1999).

A forma organomercurial mais comum e tóxica, é o metil-mercúrio $[(CH_3)_2Hg$ ou $MeHg$), que pode ser produzido em função da sua organificação através da exposição de bactérias a sua forma metálica. Isso ocorre como resposta a toxicidade que as formas inorgânicas proporcionam a essas bactérias (NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

Outras possibilidades de organificação do Hg, podem ocorrer como em função do comportamento do Hg em condições físico-químicas específicas, como no caso de ambientes lênticos de baixo pH, elevadas temperaturas e alto potencial redox (SILVA et al., 1991).

Este elemento tem, assim como o As, o Cd e o Pb, a capacidade de bioacumular nos tecidos vivos, causando danos estruturais irreversíveis ao sistema nervoso central (BAIRD, 2008).

O acúmulo do Hg em seres da base dos níveis tróficos, acaba originando outro fenômeno conhecido como biomagnificação, que nada mais é do que a acumulação potencializada através do consumo de inúmeros indivíduos de nível trófico mais baixo (BELL e SCUDDER, 2007).

O mercúrio é tóxico ao ser humano e mais tóxico ainda, na forma de compostos organomercuriais. Essas substâncias atingem principalmente o sistema nervoso central causando danos permanentes principalmente ao cérebro e rins (IGNÁCIO, 2007).

Os principais sintomas de contaminação via respiratória por mercúrio metálico (Hg^0), são alterações de personalidade (humor, irritabilidade, nervosismo etc.), além de dificuldade de memorização, tremores musculares e dificuldades visuais. Para exposição via ingestão de sua forma metálica, os problemas são menos acentuados, uma vez que o mercúrio metálico tem baixa solubilidade (ASTDR, 1999).

Em compostos organomercuriais, o Hg é lipossolúvel e, por isso, é prontamente assimilado pelos tecidos vivos. Causa problemas como, alterações na pressão arterial, alterações na frequência cardíaca, danos renais

e dependendo da dosagem, a morte por falência do sistema nervoso central (ASTDR, 1999).

Lacerda (1991) encontrou valores de até 160 ng g^{-1} em espécies de peixes de rio da região de Poconé. Já em moluscos, o mesmo estudo indica teores de até 950 ng g^{-1} demonstrando ainda que esses teores aumentam em razão da idade do animal, evidenciando processo de bioacumulação do elemento.

Avaliando o teor de Hg em peixes de diferentes espécies provenientes de pisciculturas (pesque-pague) de 39 municípios do estado de São Paulo, Morgano et al. (2005) não encontraram teores acima do que estabelece a legislação como limite máximo permitido para pescado que é de 500 ng g^{-1} para peixes não predadores (ANVISA, 1998).

Bell e Scudder (2007) encontraram correlação positiva entre os teores de Hg em amostras de perifíton e teores de Hg nos sedimentos de oito rios diferentes nos Estados Unidos da América. Neste trabalho, foi apontada relação direta entre a contaminação dos sedimentos e a acumulação do elemento por estes organismos. Foi encontrada ainda, relação entre fatores ecológicos e concentração de mercúrio metálico (Hg^0) que é organificado na interface da biomassa de perifíton e sedimentos.

Couto et al. (1988) investigaram a contaminação mercurial em diferentes grupos sociais do Pará (garimpeiros e compradores de ouro, entre outros), e identificaram inúmeros casos de intoxicação em pessoas envolvidas no processo de extração até a comercialização do ouro. Esses grupos apresentaram sintomas clássicos da contaminação por Hg como disfunções do sistema nervoso central, diminuição da acuidade visual, perda da audição e dormência dos membros inferiores.

Windmüller et al. (2007) concluíram que com o abandono da atividade garimpeira e o desuso de mercúrio para o processo de amalgamação, os teores deste elemento tendem a sofrer grande declínio. Esse fato pode ser

evidenciado no trabalho que realizaram sobre a distribuição e especiação de Hg em áreas de garimpo de ouro no quadrilátero ferrífero em Minas Gerais.

2.4. Breve contextualização das áreas estudadas

2.4.1 Alto Paraguai – MT

Distante 224 km da capital do estado de Mato Grosso, Cuiabá, o município de Alto Paraguai, possui área de 2.053,52 km² localizado na porção centro-sul (Figura 3) do estado possuindo segundo o IBGE (2010), 8.726 habitantes. O município possui em seu território, dois diferentes biomas, o Cerrado e a Amazônia e a Figura 3 mostra a localização do município.

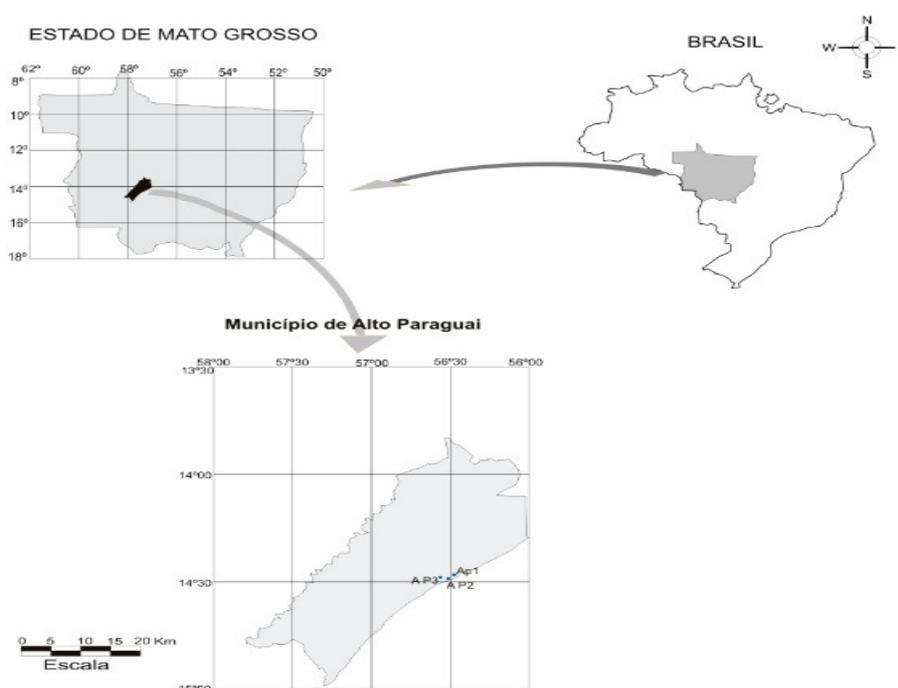


Figura 3 - Localização da sede do município de Alto Paraguai – MT

Entre 1991 e 2006 o município teve um decréscimo populacional de aproximadamente 39,88% (13.854 hab. em 1991 e 8.329 em 2006) (SEPLAN, 2006), em função da decadência do garimpo de ouro e diamantes, que outrora impulsionou a economia local e permitiu um amplo crescimento populacional (FERREIRA, 2001).

Na Figura 4, baseada em trabalhos SEPLAN (2006) com dados do IBGE (2010) é possível observar o decréscimo populacional ao longo dos anos:

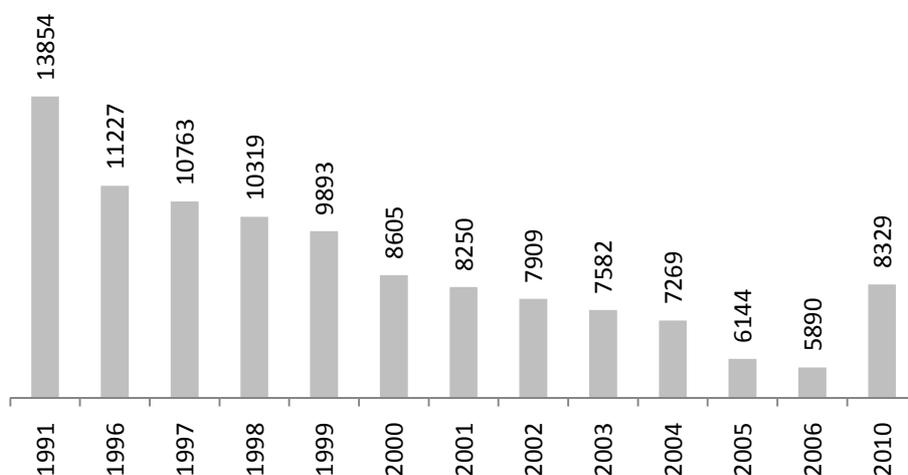


Figura 4 – Decréscimo populacional do município de Alto Paraguai – MT (Fonte: SEPLAN, 2006)

Depois do abandono dos garimpos, a subutilização das áreas devastadas caracteriza a passagem da atividade garimpeira, e muitos dos garimpeiros que um dia sobreviveram do ouro daquele local, acabam tendo em seu dia-a-dia, poucas opções de trabalho e oportunidade de fonte de renda. Isso porque, a atividade garimpeira que desenvolveram já não é mais uma opção, seja pela escassez do recurso ou ainda pela ausência de recurso tecnológico adequado (FERREIRA, 2001), o que pode ser responsável pela acentuada redução populacional.

Em Alto Paraguai, estudos como o de Casarin (2007) aponta a despreocupação da atividade garimpeira com a ocupação do espaço onde deveriam existir matas ciliares e áreas de preservação permanente (APP).

No município, a agricultura familiar é uma das principais saídas para fonte de renda sendo superada apenas pelo emprego público, que é a ocupação mais comum entre a população (SEPLAN, 2006).

Como alternativa de renda, os proprietários de áreas degradadas pela atividade garimpeira, tiveram a idéia de cultivar peixes nos buracos herdados do garimpo, conhecidos como catreados. Os proprietários se organizaram,

fundaram uma associação, a Associação de Produtores Rurais da Sede de Alto Paraguai – APRUSA, que pretendia incentivar o uso das áreas degradadas com sua incorporação a pastagens através do entupimento dos catreados com pedregulho da própria região e uso de outros catreados para a prática da piscicultura. Algumas experiências foram feitas pelos associados que perceberam a viabilidade do negócio. O passo seguinte foi a fundação da Cooperativa Agropecuária da Bacia do Alto Paraguai – COOPERALTO conforme descrito por Eickhoff, Pierangeli e Guarim-Neto (2011).

É importante salientar que o Governo do Estado de Mato Grosso, através da Secretaria Estadual de Desenvolvimento Rural (SEDER) tende a apoiar o desenvolvimento da piscicultura em passivos ambientais de garimpo, como meio de aproveitar os catreados oriundos desta atividade em diversos municípios do estado (SIQUEIRA, 2008).

2.4.2. Características do município

O município de Alto Paraguai está localizado na formação geológica conhecida como província estrutural Tocantins com predominância de rochas da formação Raizama, caracterizada pela ocorrência de arenitos de cores variadas e granulação fina a média. É comum a ocorrência de areias grossas, seixos e grânulos com extratificações cruzadas e plano-paralelas e de marcas de onda do período Ediacarano da Era Neoproterozóico (542 a 630 milhões de anos). Nessa formação, destaca-se a presença de ouro e diamantes (SEPLAN, 2006).

A Figura 5 mostra a formação geológica sobre a qual se encontra o município de Alto Paraguai.

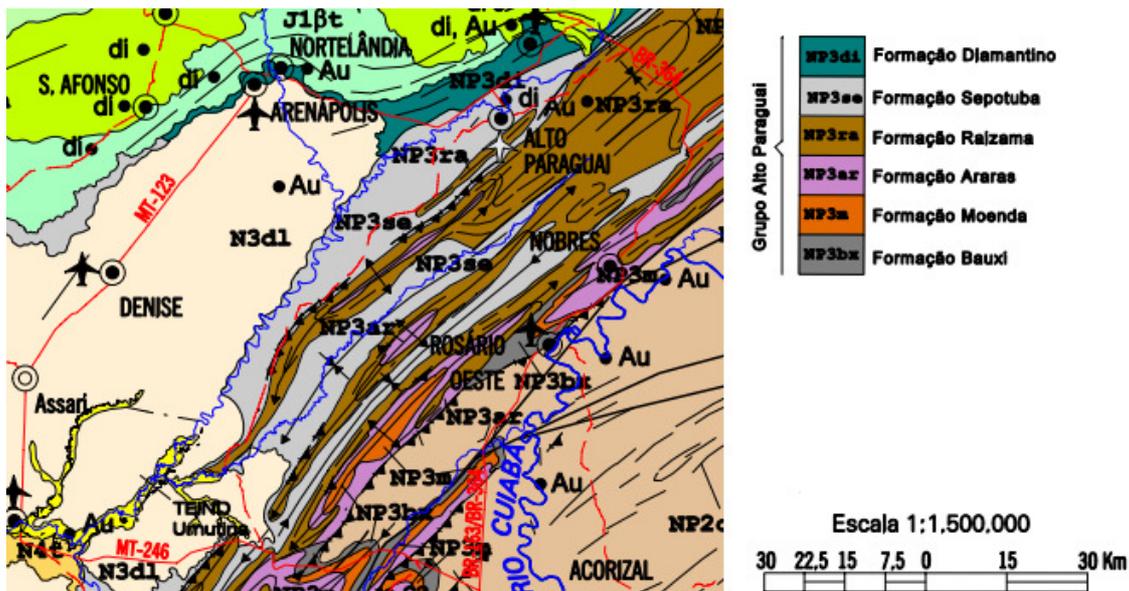


Figura 5 – Geologia do Terreno do município de Alto Paraguai MT (Adaptado de SEPLAN, 2006)

A pedogênese na Depressão do Alto Paraguai, que é de terrenos constituídos por rochas antigas, condicionou a formação predominante de Argissolos Vermelho-Amarelo distróficos, originados das rochas de período pré-Cambriano (COUTINHO, 2005).

Os solos da região possuem alta susceptibilidade à erosões, sendo que em Alto Paraguai, a pastagem só seria recomendada em áreas de topos planos, onde a altitude varia entre 120 a 300 m de altitude (SEPLAN, 2006). A Figura 6 mostra os tipos de solos mais comuns no município de Alto Paraguai e vizinhanças.

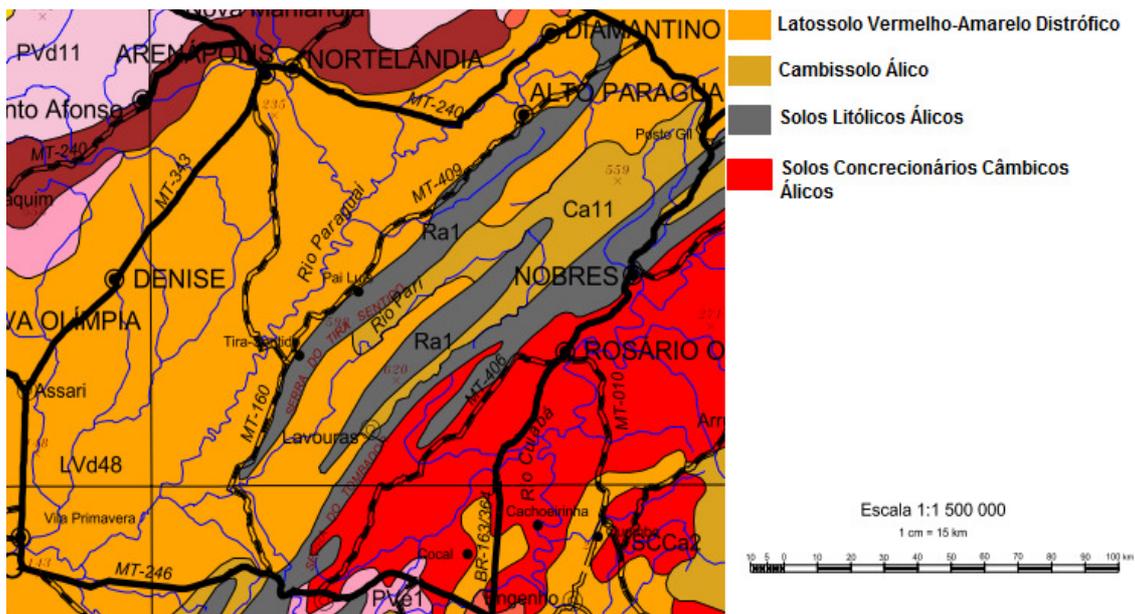


Figura 6 - Solos no município de Alto Paraguai – MT (Adaptado de SEPLAN, 2006)

Estes solos são recobertos por Floresta Estacional e, secundariamente, contato floresta/savana, configurando uma área de transição de Cerrado e Floresta Amazônica. A vegetação presente no território de Alto Paraguai é característica de Cerrado (savana) e Amazônia, demonstrando que o município está na faixa de transição, ou seja, área de contato entre o domínio Amazônico e o Cerrado (COUTINHO, 2005).

O município tem em seu território, inúmeras nascentes que posteriormente dão origem ao rio Paraguai. Os principais rios do município são o rio Paraguai e o rio Pari além de vários outros pequenos rios, como Amolar, dos Macacos e Paraguaizinho (CASARIN, 2007).

2.4.3. Poconé – MT

Distante aproximadamente 100 km da capital Cuiabá e localizado na região do alto pantanal como mostra a Figura 06, o município de Poconé possui 31.495 habitantes (IBGE, 2010). Sua economia é pautada nas atividades de pecuária e mineração, sendo que a mineração responde por boa

parte da economia local uma vez que possui cerca de 60 garimpos distribuídos em seu território, licenciados ou não (NOGUEIRA et al., 1997).

Após a queda na produção do ouro, em função da forma rústica em que o mesmo era explorado na região, houve um expressivo decréscimo na atividade garimpeira que posteriormente ganhou investimentos e se transformou em grandes empresas no município. Em 2009, eram 17 jazidas de ouro em funcionamento no município, sendo produzidos em média 70 kg de ouro/mês retirados de até 80 metros de profundidade (DIÓZ, 2009). A Figura 7 mostra a localização do município.

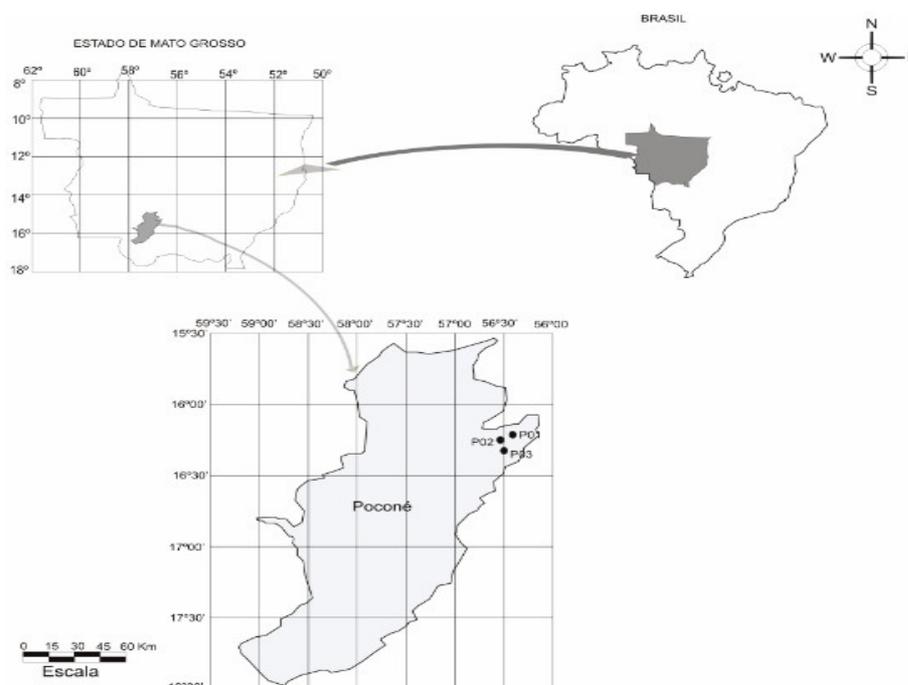


Figura 7 – Localização da sede do município de Poconé – MT

Por possuir extenso território, sendo 17.260,86 km² (SEPLAN, 2006) e rico em ouro, também foi palmilhado por garimpeiros, que devastaram os recursos naturais o que é revelado em estudo que mostra a situação caótica que o garimpo deixou no ambiente natural, principalmente para os compartimentos solo e água (VEIGA e FERNANDES, 1991).

Em Poconé, como exemplo de degradação do solo e qualidade da água, pode-se citar o caso do Tanque dos Padres, lagoa que foi assoreada com mais

de 400.000 m³ de terra oriunda do revolvimento e escavações feitas pela atividade garimpeira e que apresentou altos níveis de contaminação mercurial (VEIGA e FERNANDES, 1991).

2.4.4. Características do município

Poconé localiza-se a sudeste da região do município de Alto Paraguai, e é em seu território que o rio Paraguai recebe as águas de seu principal tributário, o rio Cuiabá. As planícies características da região, a baixa capacidade de infiltração que o solo possui, conferem ao local, características de um bioma a parte, o Pantanal (VEIGA e FERNANDES, 1991).

Quanto à geologia, segundo o IBGE apud SEPLAN (2006), Poconé, apresenta grande parte de seu território na província do Tocantins na Faixa Paraguai e em grande parte em coberturas Cenozóicas, onde existe presença de minérios de ferro (Fe) e Pb, além é claro, da abundancia em ouro de formações lateríticas. Dentro da cobertura Cenozóica, o município possui faixas das coberturas geológicas:

- Detrito-Laterítica Pleistocênica que é caracterizado por sedimentos argilo-arenosos, caolíniticos, alóctones, pedogeinizados, ou seja, em processo de formação de solos, gerados por processos colúvio-aluviais;
- Aluviões Holocênicos que são depósitos conglomeráticos, arenosos e pelíticos;
- Formação Pantanal constituídas por sedimentos aluviais predominantemente arenosos, siltico-argilosos, argilosos, areno-conglomeráticos, inconsolidados e semi-inconsolidados;
- Terraços Holocênicos que é marcado pela presença de cascalhos lenticulares de fundo de canal com areias quartzosas inconsolidadas de barra em pontal e siltes e argilas de transbordamento, característicos desta região.

Os solos predominantes na região do município de Poconé são plossolo nátrico órtico, plintissolo argilúvico alumínico, plintissolo argilúvico distrófico, Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Álico, que são “alicerces” de dois biomas característicos do município, que são o Cerrado e o Pantanal (SEPLAN, 2006). Na Figura 8 podem-se observar os principais tipos de solo da sede e arredores do município de Poconé.

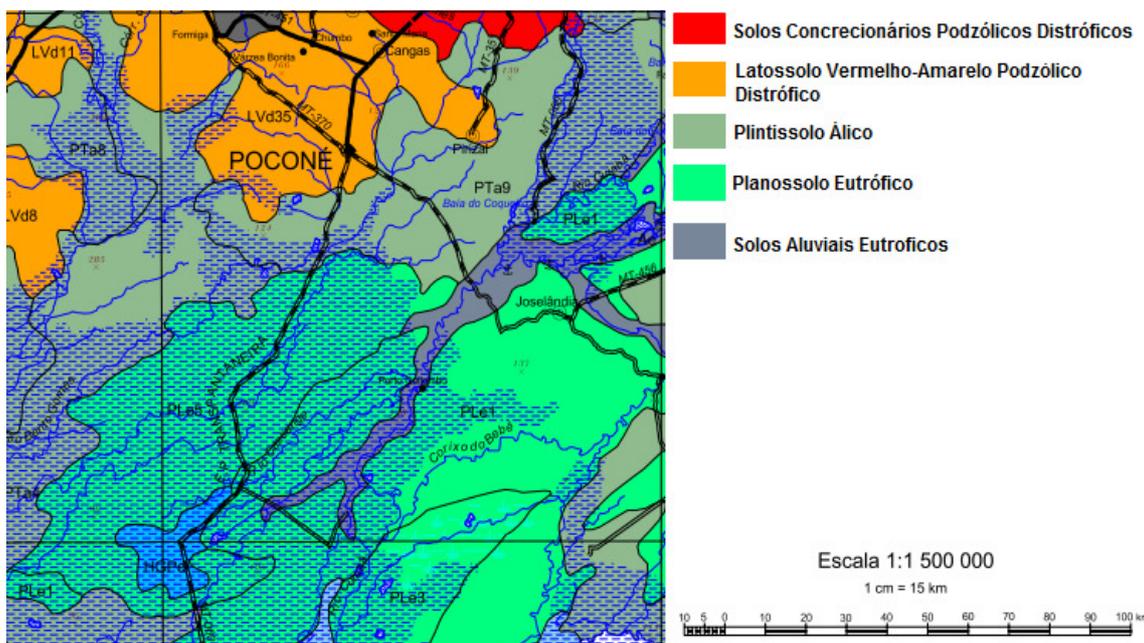


Figura 8 - Solos predominantes no município de Poconé – MT (Adaptado de SEPLAN, 2006)

Os principais tipos de vegetação que ocupam os solos dos biomas Pantanal e Cerrado, além das áreas de contato, são Savana Parque associada a áreas pantaneiras, Savana Gramíneo-Lenhosa e Contato Floresta Estacional / Savana (SEPLAN, 2006).

O município de Poconé devido a sua altitude e localização de seu território é um ponto de drenagem dos rios mato-grossenses que pertencem à bacia do Paraná.

3. OBJETIVOS

3.1. Geral

Avaliar os teores de arsênio, cádmio, chumbo e mercúrio em solos, sedimentos, plantas e peixes provenientes de pisciculturas influenciadas por passivos ambientais de garimpo de ouro nos municípios de Poconé Alto Paraguai - MT.

3.2. Específicos

- Determinar algumas variáveis de qualidade da água dos tanques de pisciculturas estudadas localizados nos municípios de Poconé e Alto Paraguai;
- Determinar os teores totais de As, Cd, Pb e Hg em solos, sedimentos, plantas forrageiras e peixes, provenientes de pisciculturas de catreados ou sob influência de atividades garimpeiras em seis áreas dos municípios de Poconé e Alto Paraguai;
- Verificar se os teores de As, Cd, Pb e Hg em solos, sedimentos e plantas forrageiras coletados nestas áreas, estão dentro dos valores de referência de qualidade;
- Verificar se os teores de As, Cd, Pb e Hg em peixes criados nessas regiões, se encontra dentro dos limites permitidos em legislação para pescados;
- Subsidiar outros estudos que visem avaliar se há contaminação em animais criados nestas áreas bem como em seres humanos que ali vivem ou se alimentam de animais provenientes destes locais;
- Fornecer dados que possam auxiliar nas decisões de uso de catreados e áreas próximas a atividades garimpeiras, ou mesmo implantação de piscicultura em catreados de garimpos de ouro.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Foram selecionadas três áreas em cada um dos municípios escolhidos, perfazendo um total de seis áreas de piscicultura.

No município de Alto Paraguai, as três áreas amostradas são catreados oriundos da atividade garimpeira de ouro e diamantes, sendo denominadas de piscicultura 1 (AP1), piscicultura 2 (AP2) e piscicultura 3 (AP3), como indicadas na Figura 9.

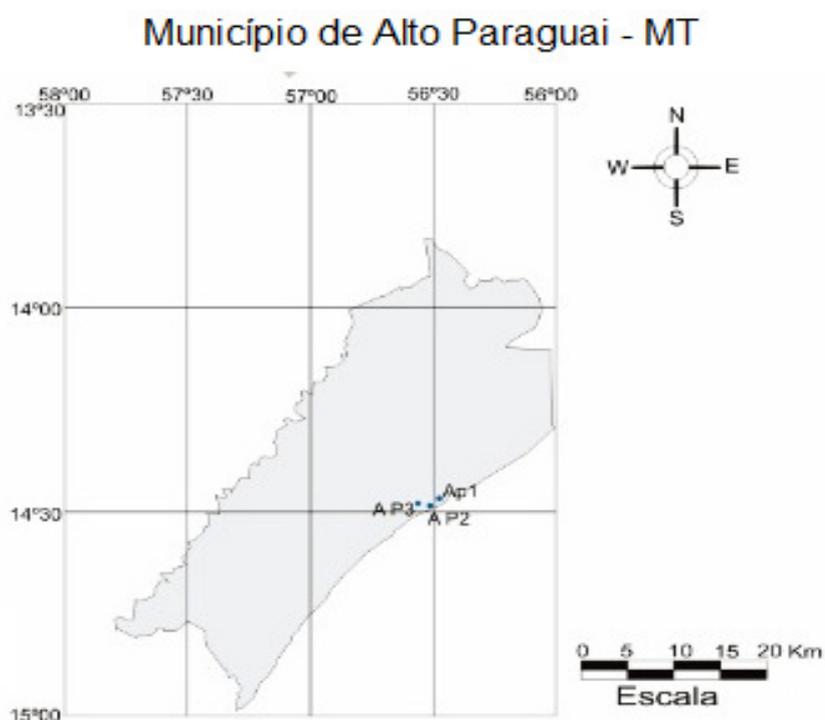


Figura 9 - Localização geográfica das áreas de estudo no município de Alto Paraguai – MT

No município de Poconé foram selecionadas pisciculturas influenciadas pela garimpagem de ouro, sendo a piscicultura 1 (PO1) localizada a jusante de área com histórico de garimpagem, a piscicultura 2 (PO2) localizada a jusante de área de disposição de resíduo de garimpo conhecido como *rabo de bica* e a piscicultura 3 (PO3) sem histórico de garimpo em suas imediações. A Figura 10 indica as três áreas de estudo em Poconé.

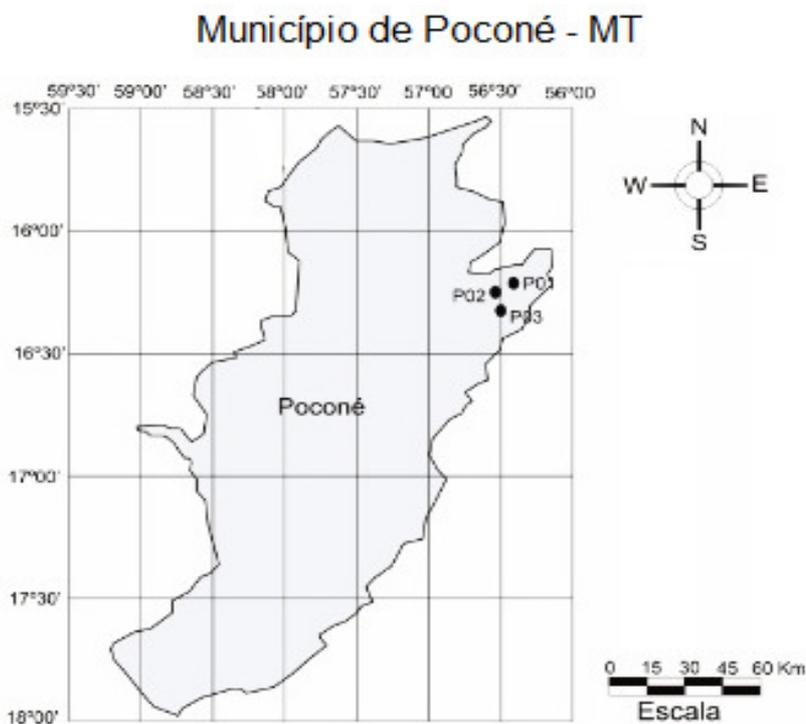


Figura 10 - Localização geográfica das áreas de estudo no município de Poconé – Estado de Mato Grosso

A diferença entre os dois municípios é que, em Alto Paraguai, coletaram-se amostras diretamente em catreados advindos da atividade garimpeira e em Poconé, optou-se pela escolha de áreas com histórico de influência da atividade garimpeira e uma área sem histórico de garimpo nas proximidades, haja vista que não é comum a utilização dos catreados para a criação de peixes nesse município.

Os dados geográficos dos pontos de coletas são mostrados na Tabela 2.

Tabela 2 – Coordenadas geográficas e altitude das áreas amostradas em Alto Paraguai e Poconé - MT

Piscicultura	Longitude	Latitude	Altitude média (m)
AP1	S 14° 31.040'	W 056° 30.875'	246,28
AP2	S 14° 31.307'	W 056° 31.046'	
AP3	S 14° 30.030'	W 056° 29.168'	
PO1	S 16° 15.433'	W 056° 38.136'	191,11
PO2	S 16° 15.518'	W 056° 38.608'	
PO3	S 16° 15.518'	W 056° 38.608'	

As pisciculturas foram medidas quanto à suas dimensões. No caso de Alto Paraguai, como as pisciculturas estão localizadas em catreados, sua profundidade nem sempre era a distância entre o fundo dos tanques e as bordas dos mesmos, devido a irregularidade do terreno. Com isso, suas profundidades foram medidas em relação a distância média do fundo e a superfície da lâmina d'água.

Já nas pisciculturas de Poconé, sua profundidade foi medida em relação as suas bordas, por se tratar de tanques escavados.

As Figuras 11, 12 e 13 mostram algumas pisciculturas estudadas.



Figura 11 - Piscicultura AP1, localizada no município de Alto Paraguai - MT



Figura 12 - Piscicultura AP2, localizada no município de Alto Paraguai - MT



Figura 13 - Piscicultura PO3, localizada no município de Poconé – MT

As pisciculturas foram medidas quanto a sua largura e comprimento, utilizando-se de uma trena métrica em nylon de 50 metros de comprimento. Quanto a profundidades dos tanques, a medida foi realizada utilizando-se de um disco de Secchi, deixando-o tocar no fundo dos tanques, uma vez que o mesmo possui marcação em sua haste de 0 a 500 cm.

Para determinação da transparência dos tanques, foi utilizado um disco de Secchi. Foram avaliados alguns parâmetros físico-químicos da água de cada piscicultura no momento da coleta dos peixes, sendo determinados o pH com peagâmetro portátil modelo MP120-R da Toledo; turbidez com turbidímetro portátil modelo 2100P da Hach; condutividade elétrica com condutivímetro portátil modelo MP120-R da Toledo; oxigênio dissolvido com oxímetro portátil modelo DO-5510 da Lutron e a temperatura com termômetro acoplado ao peagâmetro.

4.1. Coleta de amostras

4.1.1. Solo

Para a coleta das amostras de solo foi utilizado um trado tipo Holandês. Foram coletadas 04 amostras de solos na profundidade de 0,00 a 0,20 m. Para a coleta de solo nesta profundidade, a cobertura vegetal, quando presente, foi

removida e composta em campo com pelo menos duas tradadas em cada uma das extremidades das imediações de cada piscicultura. Após a coleta da amostra de 0,00 a 0,20 m, foi coletada a amostra correspondente a extremidade, na profundidade de 0,20 a 0,40 m. Assim, em cada piscicultura foram coletadas 04 amostras compostas de campo na profundidade de 0,00 a 0,20 m e 04 amostras compostas de campo na profundidade de 0,20 a 0,40 m, perfazendo um total de 08 amostras por piscicultura e 24 por município, totalizando 48 amostras de solo.

Após a coleta, as amostras de solo foram transferidas para pacotes em polietileno, catalogadas e identificadas com códigos de campo e armazenadas em temperatura ambiente até a preparação no laboratório. Posteriormente, as amostras foram secas ao ar em bandejas plásticas, destorroadas e tamizadas em peneiras de 200 mesh, e novamente armazenadas em sacos em polietileno tipo *zip-bag* até o momento da análise para a determinação dos teores de As, Cd, Pb e Hg.

4.1.2. Sedimentos

Em cada piscicultura coletou-se 02 amostras de sedimento de fundo com o auxílio de uma draga modelo Van-veem. Para a coleta das amostras de sedimento de borda, utilizou-se uma pá, sendo coletadas também 02 amostras por piscicultura. Coletou-se um total de 04 amostras por piscicultura, perfazendo um total de 12 amostras por município.

As amostras de sedimento foram transferidas para sacos em polietileno, catalogadas e identificadas com códigos de campo e armazenadas em gelo. Posteriormente, as amostras foram transferidas para bandejas plásticas e secas ao ar (Figura 14). Depois de secas, as amostras foram destorroadas e tamizadas em peneiras de 200 mesh, e novamente armazenadas em sacos em polietileno tipo *zip-bag* até o momento da análise para a determinação dos teores de As, Cd, Pb e Hg.



Figura 14 - Secagem das amostras de sedimentos provenientes de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT

4.1.3. Plantas

Para a coleta de plantas forrageiras, foram preparadas ao menos 04 amostras compostas em campo, coletando-se as espécies disponíveis com o auxílio de uma faca.

As amostras foram colocadas em sacos de polietileno, catalogadas e identificadas com códigos de campo e mantidas frescas até o laboratório, onde se procedeu à limpeza das folhas através da lavagem das mesmas utilizando-se de água deionizada. Logo depois, as amostras foram colocadas em sacos de papel e armazenadas em estufa de ventilação forçada modelo VF-655, pelo período de 72 horas a temperatura de 60 °C.

Após sua completa desidratação, as amostras de plantas foram trituradas em moinho tipo Willy. Após a trituração, as amostras foram novamente armazenadas em sacos em polietileno tipo *zip-bag* até o momento da análise para a determinação dos teores de As, Cd, Pb e Hg.

4.1.4. Peixes

As espécies de peixes utilizadas neste trabalho foram a Tambacu (híbrido de *Colossoma macropomum* e *Piaractus mesopotamicus*) e a Tilápia (*Oreochromis niloticus*), ambas de hábitos onívoros com tendência a herbívora,

porém adaptadas a alimentação com ração comumente empregadas em pisciculturas (MEURER, HAYASHI e BOSCOLO, 2003).

Para a retirada das amostras de peixes, procedeu-se a captura de animais das espécies cultivadas nas áreas de estudo. Assim, em cada uma das pisciculturas, coletou-se 10 espécimes de peixe da espécie híbrida Tambacu (*Colossoma macropomum* e *Piaractus mesopotamicus*).

Na piscicultura PO2, além de 10 animais do híbrido Tambacu, outros 10 espécimes de Tilápia (*Oreochromis niloticus*) também foram coletados. As amostras foram coletadas com o auxílio de redes de arrasto (Figura 15) e cada espécime embalado individualmente em pacote de polietileno, catalogada e identificada com código de campo e armazenada em gelo até a chegada em laboratório.



Figura 15 - Captura de peixes com rede de arrasto na piscicultura PO1 em Poconé - MT

Em laboratório, foi realizada a biometria dos animais e retirada de aproximadamente 50 g de tecido muscular proveniente do dorso dos animais de conforme Figuras 16, 17 e 18.



Figura 16 - Pesagem dos peixes provenientes de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai – MT



Figura 17 - Medida dos peixes coletados em pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT



Figura 18 - Coleta de tecido muscular de peixes coletados em pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT

As amostras foram identificadas e armazenadas em freezer a $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ até o momento do seu preparo para a determinação dos teores de As, Cd, Pb e Hg.

A Tabela 3 mostra o número de amostras coletadas, o período e as condições climáticas no momento da coleta.

Tabela 3 - Número de amostras, locais de coleta e condições de amostragem

Local de amostragem	Amostras	Número de amostras	Período do dia e Condições Climáticas
AP1	Solo	08	Coletas realizadas pela no início da manhã (6h00min) sem chuvas nas últimas 24 h.
	Sedimentos	04	
	Plantas	06	
	Peixes	10	
AP2	Solo	08	Coletas realizadas no decorrer da manhã (9h00min) sem chuvas nas últimas 24 h.
	Sedimentos	04	
	Plantas	04	
	Peixes	10	
AP3	Solo	08	Coletas realizadas no fim da manhã (11h00min) sem chuvas nas últimas 24 h.
	Sedimentos	04	
	Plantas	03	
	Peixes	10	
PO1	Solo	08	Coletas realizadas no início da manhã (07h00min) sob chuvas nas últimas 24 h.
	Sedimentos	04	
	Plantas	04	
	Peixes	10	
PO2	Solo	08	Coletas realizadas no decorrer da manhã (10h00min) sob chuvas nas últimas 24 h e no momento das coletas.
	Sedimentos	04	
	Plantas	04	
	Peixes	20	
PO3	Solo	08	Coletas realizadas no decorrer da tarde (15h00min) sob chuvas nas últimas 24 h e no momento das coletas.
	Sedimentos	04	
	Plantas	05	
	Peixes	10	

4.2. Reagentes e Soluções

4.2.1. Análises de elementos-traço

Todos os reagentes utilizados para as determinações foram de grau p.a. sendo que os ácidos empregados para as extrações dos elementos-traço estudados foram tipo ultra-puro.

A água utilizada para obtenção de soluções e/ou adicionada às amostras foi somente a do tipo ultra-pura (18,2 MΩ cm) advinda de sistema Milli-Q (Millipore, USA).

As soluções empregadas nas análises foram obtidas através da dissolução dos reagentes tipo p.a. ou ultra-puro. As soluções de trabalho, foram obtidas a partir de soluções estoque 1000 mg L⁻¹ (Merck).

4.2.2. Análises de fertilidade do solo e sedimentos

Todos os reagentes utilizados para as determinações foram de grau p.a., sendo as soluções empregadas nas análises, preparadas derivando destes reagentes.

Para obtenção de água para o preparo de soluções e/ou adicionada as amostras, utilizou-se de sistema de destilação acoplado a um deionizador.

4.3. Preparo e abertura das amostras

Para a abertura de todas as amostras nas quais se determinou teores de elementos-traço, independentemente do método utilizado, toda a vidraria foi lavada com detergente neutro, deixada em banho de detergente laboratorial por no mínimo 24 horas com posterior enxágüe com água deionizada. Depois do enxágüe, toda vidraria foi deixada em banho ácido (HNO₃ 10% v/v) por no mínimo 24 horas e posterior tríplice enxágüe com água deionizada e secagem em estufa a 60 °C.

Os resultados obtidos para cada amostra foram as médias da leitura para duplicatas de cada amostra, sendo aceitáveis apenas as leituras com coeficientes de variação abaixo de 15%. O mesmo foi feito com as amostras de material de referência certificado (CRM) e para os brancos de reagentes (sem o analito).

Todas as amostras foram pesadas em balança analítica da marca Sartorius modelo BL 2105 (precisão de 0,1 mg). As vidrarias utilizadas nos processos de análises foram confeccionadas em polycarbonato (Pirex[®]). Já para as análises de fertilidade de solos e sedimentos, utilizou-se uma balança analítica da marca Shimadzu série AY (precisão de 0,1 mg).

4.3.1. Arsênio, cádmio e chumbo em solo e sedimentos

Antes da abertura das amostras de solo e sedimentos, com a finalidade da determinação dos teores de As, Cd e Pb, procedeu-se a maceração das amostras em gral de porcelana previamente descontaminados. Para a extração, utilizou-se a técnica de extração ácida conforme o método SW - 846-3050 da USEPA, no qual 0,500 g de amostra foram pesados e adicionados 10 mL de solução HNO₃ 1:1 (v/v) com posterior aquecimento sem ebulição por 15 minutos. Após seu resfriamento, foram adicionados 5 mL de HNO₃ (Tedia), levando a mistura novamente para aquecimento por 30 minutos. Após novo resfriamento, o processo de adição de HNO₃ foi repetido e adicionou-se 5 mL de HNO₃ (Tedia) com aquecimento e evaporação do ácido sem levar a mistura a secura, seguido de resfriamento. Após o resfriamento, foram adicionados 2 mL de água e 3 mL de H₂O₂ 30% (Merck) e novamente a mistura foi levada ao aquecimento até que a reação se tornasse menos vigorosa, seguida de novo período de resfriamento. Posteriormente, foi adicionado 1 mL de H₂O₂ 30% (q.s.p.) sob aquecimento seguido de resfriamento. Esse passo foi realizado até a diminuição ou ausência de sinais de efervescência na mistura, não ultrapassando a adição de 7 mL de H₂O₂ 30% (q.s.p.) inclusive para o branco. Após a diminuição da efervescência e resfriamento da mistura, foram adicionados 5 mL de HCl (Tedia) e 10 mL de água e aquecida por mais 15

minutos. A mistura, depois de fria, foi filtrada em filtro qualitativo de filtração lenta.

4.3.2. Arsênio, cádmio e chumbo em plantas

Para a determinação de As, Cd e Pb em plantas, na abertura da amostra, foi utilizado 0,500 g de material triturado, pesado diretamente em tubos de ensaio previamente descontaminados. Para a extração utilizou-se metodologia adaptada da descrita em Embrapa (1999), a qual consiste em uma técnica simples, porém de boa aplicabilidade, adicionando 8 mL de água régia (HCl:HNO₃, 3:1 v/v) a 0,500 g de amostra e posterior aquecimento pelo período de 1 hora e após a cessão do desprendimento de gases, adicionou-se 4 mL de H₂O₂ 30% (FMAIA), permanecendo em aquecimento até diminuir o borbulhamento. Após o resfriamento, procedeu-se a filtração do material em papel de filtro quantitativo de filtração lenta (FMAIA, azul). Essa técnica foi utilizada em função de que as amostras não responderam adequadamente a técnicas onde se aplica a calcinação.

4.3.3. Arsênio, cádmio e chumbo em peixe

Para a determinação de As, Cd e Pb em tecido muscular, procedeu-se a pesagem de 3 g de músculo de peixe (peso úmido) diretamente em copos grifados previamente descontaminados. Para a extração realizou-se a calcinação da amostra a 430 °C em mufla por 48 horas e posterior adição de 3 mL de água-régia (HNO₃:HCl, 3:1 v/v) e aquecimento em chapa aquecedora até a evaporação completa da mistura ácida sem levar a secura, seguido de resfriamento. Depois, foram adicionados 2 mL de HCl (Tedia) a mistura, que novamente foi levada ao aquecimento até a evaporação do ácido sem levar a secura e posterior resfriamento. Depois, a mistura foi ressuspensa com HCl 0,1 mol L⁻¹ e levada para análise.

4.3.4. Mercúrio em solo e sedimento

Para a abertura da amostra para a determinação de Hg em solo e sedimentos foram utilizados 1,000 g de amostra, pesado diretamente em tubos de ensaio previamente descontaminados. Para a extração utilizou-se metodologia conforme Malm et al. (1989), que se baseia na adição de 2 mL de água ultra-pura e 2 mL de H₂O₂ 30% (Merck) e aquecimento em banho-maria por 30 minutos. Após o resfriamento, adicionou-se 5 mL de água-régia (HNO₃:HCl, 3:1 v/v), retornando ao aquecimento em banho-maria por mais 60 minutos. Após novo resfriamento, adicionou-se 5 mL de KMnO₄ 5% (m/v) e aqueceu-se a mistura por mais 15 minutos, sendo a amostra deixada em repouso por uma noite. No dia seguinte, foi adicionado 1 mL de solução de cloridrato hidroxilamina (HONH₃Cl + NaCl) 12% (m/v) para neutralização do meio oxidante. A amostra foi filtrada em papel filtro qualitativo de filtragem lenta. Aferiu-se o volume final para 12 mL com água (q.s.p.), realizando as leituras imediatamente após essa etapa. Para a redução do Hg²⁺, foi utilizada solução de borohidreto de sódio (NaBH₄ 2% em NaOH a 0,05%, m/v) e HCl a 3% (v/v).

4.3.5. Mercúrio em planta

Para a determinação de Hg em plantas, na abertura da amostra, foi utilizado 1,000 g de material triturado, pesado diretamente em tubos de ensaio previamente descontaminados. Para a extração utilizou-se metodologia adaptado de Malm et al. (1989), que consistiu na adição de 2 mL de água ultra-pura e 2 mL de H₂O₂ 30% (Merck) e aquecimento em banho-maria por 20 minutos. Após o resfriamento, adicionou-se 5 mL de solução sulfonítrica (H₂SO₄:HNO₃, 2:3 v/v), retornando ao aquecimento em banho-maria por mais 50 minutos. Após novo resfriamento, adicionou-se 5 mL de KMnO₄ 5% (m/v) e aqueceu-se a mistura por mais 15 minutos sendo a amostra deixada, posteriormente, em repouso por uma noite. No dia seguinte, foi adicionado 1 mL de solução de cloridrato de hidroxilamina (HONH₃Cl + NaCl) 12% (m/v)

para neutralização do meio oxidante. Aferiu-se o volume final para 12 mL com água (q.s.p.), realizando as leituras imediatamente após essa etapa. Para a redução do Hg^{2+} , foi utilizada solução de borohidreto de sódio (NaBH_4 2% em NaOH a 0,05%, m/v) e HCl a 3% (v/v).

4.3.6. Mercúrio em peixe

Para a digestão das amostras, utilizou-se método adaptado de Bastos et al. 1998. As amostras foram pesadas em duplicata, juntamente com os brancos dos reagentes e o material de referência, também em duplicata. Adicionou-se 2 mL de H_2O_2 30% (Merck), sendo as amostras deixadas em repouso por 10 min. Foi preparada solução sulfonítrica ($\text{H}_2\text{SO}_4:\text{HNO}_3$, 1:3 v/v) em banho de gelo, e posteriormente, adicionados 5 mL desta ao tubo contendo a amostra, as quais foram colocadas em banho-maria por 50 minutos. Após seu resfriamento, foram adicionados 5 mL de KMnO_4 5% (m/v) e posterior aquecimento em banho-maria por mais 30 minutos e repouso por uma noite. No dia seguinte, foi adicionado 1 mL de solução de cloridrato de hidroxilamina ($\text{HONH}_2\text{Cl} + \text{NaCl}$) 12% (m/v) para neutralização do meio oxidante. Aferiu-se o volume final para 12 mL com água ultra-pura, realizando-se as leituras imediatamente essa etapa. Para a redução do Hg^{2+} , foi utilizada solução de borohidreto de sódio (NaBH_4 2% em NaOH a 0,05%, m/v) e HCl a 3% (v/v).

4.3.7. pH em solo

A análise de pH em água foi realizada colocando-se 10 cm^3 de solo em copo plástico, acrescido de 25 mL de água com posterior agitação com bastão de vidro e repouso por 01 hora. Depois do período de repouso, agitou-se novamente a mistura até obter-se a homogeneidade e depois a imersão do eletrodo e leitura do resultado (EMBRAPA, 1999).

4.3.8. pH SMP em solo (H+Al)

Adicionou-se a um copo plástico, 10 cm³ de TFSA (Terra Fina Seca ao Ar), adicionou-se 25 mL de CaCl₂ 0,01 M e 5 mL de solução SMP (Shoemaker, Mclean & Pratt). Agitou-se a mistura por 15 minutos em mesa agitadora a 220 rpm e posterior repouso por um período de 01 hora. Depois do período de repouso, o eletrodo do peagômetro foi imerso tocando levemente o solo no fundo do copo e procedeu-se a leitura (EMBRAPA, 1999).

4.3.9. Matéria orgânica (MO) em solo e sedimento

Triturou-se 20 cm³ de TFSA em gral de porcelana e posteriormente pesou-se 0,5 g deste solo triturado diretamente em um erlenmyer de 125 mL. Adicionou-se ao solo, 10 mL de dicromato de potássio 0,2 M (K₂Cr₂O₇). A mistura foi coberta com papel alumínio e levada a chapa aquecedora até alcançar a fervura branda e mantida ali por 5 minutos. Resfriou-se a mistura e adicionou-se 80 mL de água deionizada, 01 mL de ácido ortofosfórico e 3 gotas de indicador difenilamina (10g/L) (C₁₂H₁₁N). Para a titulação, foi empregado sulfato ferroso amoniacal 0,05 M (Fe(NH₄)₂(SO₄)₂.6H₂O)(EMBRAPA, 1999).

4.3.10. Fósforo (P) e Potássio (K) em solo

Foram colocados 10 cm³ de TFSA em erlenmyer de 125 mL adicionando posteriormente 100 mL da solução extratora Mehlich 1 (HCl 0,05M + H₂SO₄ 0,0125M). As amostras foram postas em mesa agitadora por 05 minutos a 200 rpm e colocadas em repouso de um dia para o outro. No dia seguinte, para a determinação de fósforo, 25 mL do extrato foram coletados e colocados em outro erlenmeyer e então, adicionou-se 10 mL de molibdato de amônio ((NH₄)₅Mo₇O₂₄.4H₂O) e aproximadamente 30 mg de ácido ascórbico (C₆H₈O₆). Procedeu-se com agitação por cinco minutos em mesa agitadora e repouso por uma hora. Depois do repouso, o extrato foi analisado em espectrofotômetro UV-Vis com comprimento de onda de 660 nm. Para a determinação de

potássio, 20 mL do extrato foram colocados em outro erlenmeyer e levados diretamente ao fotômetro, onde foram realizadas as determinações deste elemento (EMBRAPA, 1999).

4.3.11. Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Alumínio (Al) em solo

Foram colocados em um erlenmeyer de 125 mL, 10 cm³ de TFSA e adicionou-se 100 mL de cloreto de potássio 1M (KCl). Procedeu-se com agitação em mesa agitadora, durante 05 minutos a 200 rpm e repouso por uma noite. No dia seguinte, para a determinação de Ca + Mg, foram pipetados 25 mL do extrato e colocados em outro erlenmeyer e a este, foram adicionados 6,5 mL do coquetel tampão (NH₄Cl, NH₄OH, MgSO₄, EDTA) e três gotas do indicador negro-de-eriocromo-T (C₂₀H₁₂N₃NaO₇S). Como titulante, foi empregado o EDTA 0,0125M.

Para a determinação de Ca trocável, utilizou-se outra alíquota de 25 mL do extrato, adicionando a este, 2 mL de trietanoamina a 50% e 2 mL 10% e aproximadamente 50 mg de murexida (C₈H₅N₆O₆). Como titulante, foi empregado o EDTA 0,0125M. A determinação de Mg se dá pela diferença entre o valor encontrado na determinação de Ca+Mg subtraído do valor encontrado para Ca.

Em outra parcela de 25 mL do extrato, foram adicionados 03 gotas de indicador azul de bromotimol (C₂₇H₂₈Br₂O₅S). Como titulante, foi empregada solução de hidróxido de sódio (NaOH) 0,025M (EMBRAPA, 1999).

4.3.12. Textura em solo

Para determinação de textura em solo, utilizou-se o método da pipeta que consiste em pesar 20 g de solo em béquer de 250 mL, adicionando 100 mL de água e 10 mL de solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1 M e agitação com bastão de vidro e posterior repouso por uma noite coberto com vidro relógio. Transferiu-se o conteúdo após pernoite, para um copo metálico do agitador

mecânico auxiliado com jato de água deionizada até aproximadamente 300 mL e agitou-se a mistura por 15 minutos. Após a agitação, a mistura foi passada em tamiz de 270 mesh, onde o material retido foi colocado em uma placa de Petri e levada a secura em estufa para determinação da fração areia. Para a determinação de argila, transferiu-se o conteúdo filtrado para uma proveta de 1000 mL com temperatura controlada. A mistura foi agitada durante 20 segundos com um bastão. Decorridas 3 horas e 33 minutos (para 25 °C), pipetou-se 50 mL a 05 cm de profundidade e transferiu-se para uma placa de Petri levando-a para secagem em estufa. Depois de seca, as placas de Petri foram pesadas e determinou-se pela massa a fração areia e a fração argila. A fração silte foi determinada através da diferença entre as frações areia e argila.

4.4. Instrumentação (análise de traços)

Utilizou-se dois diferentes tipos de instrumentos para a determinação dos teores de Cd, Pb e Hg, sendo dois espectrofotômetros de absorção atômica.

Para determinações de As, Cd e Pb utilizou-se um espectrofotômetro de absorção atômica com chama (FAAS), modelo AA240FS (Varian Inc., Austrália), do Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca no Instituto de Biofísica da Universidade Federal do Rio de Janeiro, e também outro espectrofotômetro do mesmo modelo e marca do Laboratório de Análise de Solos da Universidade do Estado de Mato Grosso no *Campus* Pontes e Lacerda.

Para as determinações de Hg, utilizou-se um espectrofotômetro de absorção atômica com vapor frio (CVAAS), também do Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca, modelo FIMS 400 (Perkin Elmer, USA), com sistema de injeção de fluxo modelo FIAS 400 (Perkin Elmer, USA), equipado com amostrador automático modelo AS 90 (Perkin Elmer, USA) utilizando como gás de arraste, o argônio (Ar) de pureza de 99,998% (Linde).

4.5. Instrumentação (análise de fertilidade de solos e sedimentos)

- **pH**
Utilizou-se um peagômetro de bancada da marca Tecnal, modelo Tec-5, equipado com sensor de temperatura e eletrodo combinado.
- **MO**
Para aquecimento das amostras, utilizou-se de uma chapa aquecedora marca Tecnal, modelo TE 0181. Para a titulação, empregou-se um agitador magnético da marca Fisatron, modelo 752.
- **Ca, Mg, Al**
Foram utilizadas pipetas automáticas da Hirschmann Laborgerate modelo Solarus.
- **P**
Para a determinação de fósforo foi utilizada uma mesa agitadora da marca Tecnal, modelo TE 140, para o preparo das amostras. Para a determinação de fósforo, foi utilizado um espectrofotômetro UV-Vis da marca Bell, modelo SP 1105.
- **K**
Para a determinação de potássio, foi utilizado um fotômetro de chama da marca Analyser, modelo 910.
- **Textura**
Para a determinação de textura, utilizou-se tamizes da Bertel de 270 mesh com agitador tipo Solo Test da Hamilton Beach e para a secagem das amostras uma estufa com controle de temperatura da marca Tecnal, modelo TE 397/2. Balança analítica Shimadzu modelo AY 220.

4.6. Análise Estatística

Para o tratamento estatístico dos dados obtidos, utilizou-se o software gratuito de análises estatísticas SISVAR[®], versão 4.0 e o software EXCEL[®] (Microsoft Office), versão 2010.

4.7. Controle de Qualidade

Para garantir a eficácia de controle analítico das determinações dos teores de As, Cd, Pb e Hg, foi empregada a análises de amostras certificadas em cada bateria analítica. As amostras certificadas foram analisadas utilizando-se os mesmos procedimentos de extração a que as amostras foram submetidas. Os teores de As, Cd, Pb e Hg encontrados para a análise do material certificado estão na Tabela 4.

A exatidão do método analítico utilizado foi testado via análise de material de referência certificado (CRM), sendo o DORM-3 utilizado para as amostras de peixes e plantas e o IAEA-405 utilizado para as amostras de solos e sedimentos, e os índices de recuperação da análise.

Para as duplicatas do CRM, o coeficiente de variação (CV) aceitável não foi superior a 15%.

Tabela 4 - Teores de As, Cd, Pb e Hg em amostras certificadas.

Amostra Certificada		N ¹	TEORES ENCONTRADOS		Recuperação	
			Teor certificado ± DP μg g ⁻¹ p.s. ²	Teor encontrado ± DP μg g ⁻¹ p.s. ²		
DORM-3	Solo	16		6,52 ± 0,71	94,77%	
	As	Sedimento	08	6,88 ± 0,30	6,23 ± 0,81	90,55%
		Planta	06		7,01 ± 0,98	101,89%
	Cd	Planta	06	0,290 ± 0,020	0,289 ± 0,086	99,66%
		Peixe	21		0,286 ± 0,057	98,75%
	Pb	Planta	06	0,395 ± 0,050	0,360 ± 0,074	91,14%
		Peixe	21		0,381 ± 0,068	96,44%
	Hg	Planta	06	0,382 ± 0,060	0,361 ± 0,037	94,50%
		Peixe	21		0,369 ± 0,085	96,60%
	IAEA-405	Cd	Solo	16	0,73 ± 0,05	0,602 ± 0,091
Sedimento			08	0,701 ± 0,088		103,09%
Pb		Solo	16	74,8 ± 2,2	69,4 ± 3,43	92,74%
		Sedimento	08		72,2 ± 9,26	96,56%
Hg		Solo	16	0,81 ± 0,4	0,773 ± 0,073	95,38%
		Sedimento	08		0,799 ± 0,092	98,61%

¹número de amostras / ²peso seco

O limite de detecção foi obtido através da equação abaixo:

$$LD = \frac{3 \times S_{\text{branco}}}{b} \quad \text{Eq. 2}$$

Onde S é o desvio padrão de 10 leituras do branco e b é a inclinação da curva de calibração.

Para o controle de qualidade das amostras analisadas quanto a sua fertilidade (solo e sedimentos), utilizou-se material de referência interna do Laboratório de Análise de Solos da UNEMAT no Campus de Pontes e Lacerda que é certificado com o selo PAQLF (Programa de Análise de Qualidade de Laboratórios de Fertilidade) da EMBRAPA.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Dimensões das pisciculturas

As dimensões encontradas estão expostas na Tabela 5.

Tabela 5 - Medidas das pisciculturas estudadas nos municípios de Alto Paraguai e Poconé - MT

	Pisciculturas					
	AP1	AP2	AP3	PO1	PO2	PO3
Profundidade (m)	3,0	2,5	4,5	2,5	1,7	2,0
Comprimento (m)	29,0	29,0	30,0	19,5	29,5	43
Largura (m)	24,0	17,0	19,7	19,0	18,5	17

Em relação à profundidade, a piscicultura AP3 foi a mais profunda do município de Alto Paraguai e PO1 a mais profunda em Poconé. Esse dado é muito importante para os piscicultores, uma vez que a profundidade é fator limitante para o desenvolvimento de algumas espécies e proliferação de microorganismos em função da disponibilidade de oxigênio dissolvido e luminosidade (CAMPOS, 2010).

Já as medidas de comprimento e largura são interessantes para dimensionar a quantidade de animais que poderão ser cultivados naquele espaço visando maior custo benefício (SILVA, 1989; BARROS, 2010). Em

relação ao tamanho em termos de lâmina d'água, a maior piscicultura de Poconé é a PO3 que é comercial e sem histórico de garimpo. Já em Alto Paraguai, a maior piscicultura é a AP3 que é comercial como as outras localizadas neste município.

5.2. Parâmetros físico-químicos da água

Os valores encontrados para pH, temperatura, condutividade elétrica, turbidez, transparência e oxigênio dissolvido nas águas das áreas estudadas, estão na Tabela 6.

Tabela 6 - Parâmetros físico-químicos das águas de pisciculturas localizadas nos municípios de Alto Paraguai e Poconé - MT⁴.

Parâmetros físico-químicos							
Área		pH	Temperatura (°C)	Condutividade elétrica (µS)	Turbidez (NTU)	Transparência (cm)	OD (mg dm ⁻³)
AP1	Mínima	6,05	29,8	43,1	20,1	15	1,6
	Máxima	7,01	31,3	46,3	20,4	22	2,2
	Média	6,08	30,7	44,7	20,2	18	1,8
AP2	Mínima	6,62	31,0	40,1	8,9	30	1,9
	Máxima	7,01	33,5	43,4	8,9	36	2,3
	Média	6,70	32,7	40,6	8,9	33	2,1
AP3	Mínima	6,83	31,2	110,8	1,7	31	6,6
	Máxima	7,02	32,4	114,7	1,8	37	6,9
	Média	6,91	31,6	112,1	1,7	33	6,7
PO1	Mínima	6,49	29,3	85,4	44,87	20	6,2
	Máxima	6,66	29,9	85,9	45,14	23	6,2
	Média	6,56	29,7	85,6	45,02	21	6,2
PO2	Mínima	6,90	27,9	94,0	45,04	08	4,9
	Máxima	7,02	28,1	98,6	45,10	10	5,4
	Média	6,95	28,0	96,8	45,07	09	5,1
PO3	Mínima	7,15	28,7	79,1	9,0	55	4,5
	Máxima	7,30	29,2	80,2	10,0	55	5,0
	Média	7,22	28,0	79,6	9,36	55	4,8

⁴ As pisciculturas AP1, AP2 e AP3 estão localizadas no município de Alto Paraguai, enquanto as pisciculturas PO1, PO2 e PO3 localizam-se em Poconé, ambos no estado de Mato Grosso

Os valores dos parâmetros físico-químicos encontrados mostram que em todas as pisciculturas, tanto do município de Alto Paraguai quanto de Poconé, os valores de pH estão dentro da faixa de pH ótimo para a criação de peixes sugerida por Resende et al. (1985).

A piscicultura AP1 foi a que apresentou valor de pH mais baixo, fato que, apesar de estar adequado ao cultivo de peixes, pode vir a favorecer a disponibilização de elementos-traço (MAURO et al., 1999; WINFREY e RUDD, 1990; PIERANGELI et al., 2001). Essa disponibilização pode, dependendo das características de cada elemento, favorecer sua incorporação pelos peixes ou mesmo pelas plantas dos arredores dos tanques.

A temperatura pode influenciar o pH em detrimento de efeitos químicos causados por algumas mudanças no equilíbrio químico que agem, por exemplo sobre o efeito tamponante dos sais dissolvidos na água (HARRIS, 2008).

Resende et al. (1985) encontraram valores de temperatura que variaram entre 27 a 31 °C em pisciculturas localizadas na região Amazônica. Segundo esses autores essa faixa de temperatura é adequada ao cultivo de peixes. Então, no que se refere apenas às temperaturas medidas das águas das pisciculturas, de acordo com o referido estudo, as pisciculturas AP2 e AP3 que tiveram temperaturas de 32,7 e 31,6, respectivamente, estão com as águas aquecidas, sendo necessária a verificação de possíveis conseqüências em relação a este parâmetro em relação aos peixes.

As pisciculturas AP1 e AP2 apresentaram níveis de OD baixos, o que pode acarretar em problemas no desenvolvimento dos peixes. Chang e Ouyang (1988) atribuem a diminuição nos níveis de OD a altas taxas fotossintéticas da flora aquática, que é potencializada pela grande luminosidade, como é comum em Mato Grosso. Condições anóxicas, podem ser ocasionadas pela proliferação descontrolada de espécies vegetais aquáticas, que devido a sua capacidade de acumular Hg, pode, aliadas a temperaturas elevadas, configurar em um problema, uma vez que poderá haver

maior formação de MeHg, que pode acarretar na imobilização do elemento naquele meio (MAURO et al., 1999).

Quando comparada a temperatura e os níveis de OD, observa-se que para as pisciculturas de Poconé, a diminuição da temperatura relaciona-se positivamente com a diminuição de OD, como exposto na Figura 19, o que não é observado para as pisciculturas de Alto Paraguai. Uma teoria que pode elucidar este fenômeno é que as coletas de dados de OD para as pisciculturas de Alto Paraguai, com exceção da piscicultura AP3, foram realizadas no início da manhã, antes que os organismos clorofilados pudessem começar a produção de oxigênio através da fotossíntese, e por isso foram encontrados menores níveis de OD em AP1 e AP2.

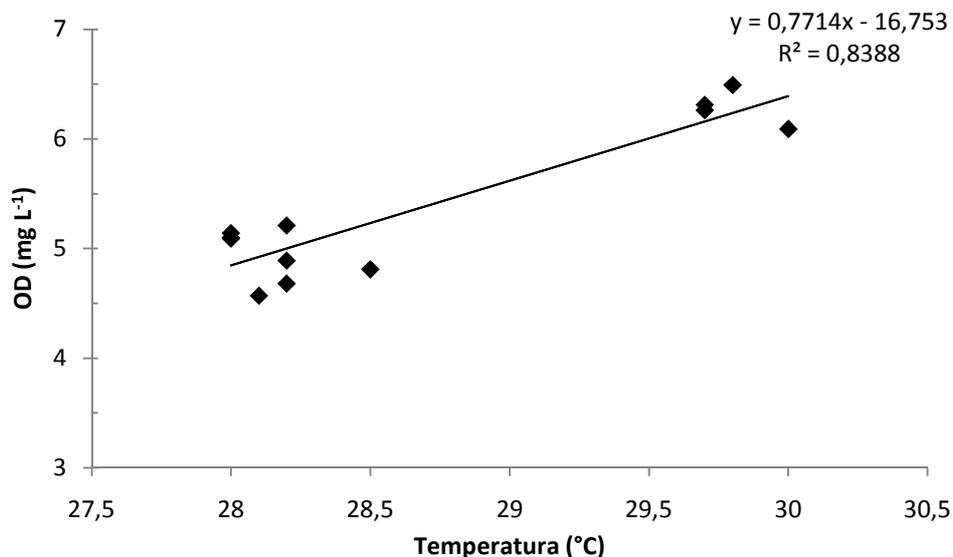


Figura 19 - Relação entre OD e Temperatura da água das pisciculturas de estudadas em Poconé - MT

A turbidez pode estar associada à quantidade de material particulado e a presença de grandes quantidades de plânctons. Este parâmetro é de grande importância, uma vez que, se houver excesso de nutrientes, haverá uma grande proliferação desses organismos, diminuindo o nível de OD, e podendo favorecer a organificação do Hg, e, portanto a retenção, de metais tóxicos naquele ambiente, aumentando o risco de exposição dos animais, aos contaminantes (MAURO et al., 1999).

Todos os dados referentes à turbidez da água demonstram que a água é de boa qualidade, uma vez que segundo a Resolução 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, a água das pisciculturas AP1, AP2, AP3 de Alto Paraguai e PO3 de Poconé, enquadram-se como água classe I. Já em PO1 e PO2, de acordo com a mesma Resolução, enquadram-se como classe II, também de boa qualidade, porém é necessário indicar, que antes do momento da coleta, chovia nas áreas a serem amostradas.

A transparência é um bom indicador de material particulado em suspensão, que por sua vez, é importante para o fluxo de mercúrio no ambiente, uma vez que devido às partículas em suspensão possuem maior área específica, contribuem diretamente no processo de adsorção de Hg em sua superfície, não o disponibilizando para a água (WINFREY e RUDD, 1990).

A turbidez e a transparência estão intimamente ligadas, uma vez que a turbidez é avaliada através de um fenômeno conhecido como Efeito Tyndall, que consiste na avaliação do espalhamento de um feixe de luz em um meio contendo partículas em suspensão (HARRIS, 2008). Já a transparência é a mensuração organoléptica da profundidade alcançada pela luz, ou seja, a capacidade que um indivíduo devidamente treinado e adequadamente instrumentado, tem de visualizar a profundidade (na água) que os raios solares podem alcançar. Assim, se a turbidez de um corpo hídrico for muito alta, menor será a transparência da água, ou seja, menor profundidade alcançará os raios solares (WINFREY e RUDD, 1990).

Para este estudo, não é observada a relação entre o aumento de turbidez e a diminuição da transparência, o que pode ser explicado através das peculiaridades das coletas, uma vez que foram realizadas em horários diferentes e em condições climáticas também diferentes.

De acordo com a CETESB (2001), quando os valores de condutividade elétrica estão acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, indicam água impactada, sendo, então necessária uma avaliação mais apurada acerca das causas da elevada condutividade elétrica.

Nas pisciculturas AP3 e PO2, foram encontrados valores acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, porém essa medida não é suficiente para indicar as características dos íons presentes na água, entre eles vários elementos-traço, uma vez que a condutividade é facilmente alterada em função da temperatura. Dessa forma, os resultados encontrados podem ser expressão do horário da coleta dos dados ou mesmo do tempo em que foi oferecida a alimentação aos animais. Sendo assim, a condutividade elétrica não é um bom parâmetro para identificação e quantificação de elementos-traço, pois pode ser influenciada até mesmo por outros íons presentes na água (CETESB, 2001).

5.3. Solos e sedimentos

5.3.1. Fertilidade de solos

Os resultados encontrados para pH em água, acidez potencial, matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e alumínio das amostras coletadas, estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Parâmetros químicos de fertilidade de solos do entorno das pisciculturas estudadas nos municípios de Poconé e Alto Paraguai - MT

Área	Parâmetros Analisados								
	Profundidade (m)	pH água	H + Al (cmol _c dm ⁻³)	P (mg dm ⁻³)	K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	CTC _{efetiva} ¹ (cmol _c dm ⁻³)
AP1	0,00 a 0,20	4,7 ± 0,9	16,6 ± 6,8	1,2 ± 0,2	0,12 ± 0,02	0,63 ± 0,28	1,2 ± 0,2	3,7 ± 1,1	5,3 ± 1,7
	0,20 a 0,40	5,6 ± 0,8	19,3 ± 11,4	1,3 ± 0,9	0,12 ± 0,03	0,24 ± 0,15	1,3 ± 0,4	3,5 ± 1,2	5,2 ± 0,9
AP2	0,00 a 0,20	5,9 ± 0,8	1,3 ± 0,2	3,8 ± 3,5	0,08 ± 0,07	0,22 ± 0,12	0,9 ± 0,1	0,3 ± 0,2	1,4 ± 0,3
	0,20 a 0,40	5,5 ± 0,8	1,5 ± 0,4	2,1 ± 0,5	0,07 ± 0,05	0,21 ± 0,14	0,6 ± 0,1	0,4 ± 0,2	1,3 ± 0,3
AP3	0,00 a 0,20	7,0 ± 0,3	2,2 ± 0,3	3,7 ± 1,6	0,34 ± 0,27	3,80 ± 0,53	6,5 ± 1,3	0,1 ± 0,0	10,7 ± 1,9
	0,20 a 0,40	7,4 ± 0,3	2,8 ± 0,9	2,3 ± 1,2	0,27 ± 0,19	3,61 ± 0,79	6,6 ± 1,8	0,2 ± 0,1	10,6 ± 2,6
PO1	0,00 a 0,20	6,0 ± 0,3	1,8 ± 0,2	3,8 ± 1,4	0,21 ± 0,09	1,0 ± 0,7	3,1 ± 0,9	0,1 ± 0,1	5,9 ± 0,2
	0,20 a 0,40	5,9 ± 0,2	1,9 ± 0,2	2,5 ± 1,1	0,16 ± 0,09	0,7 ± 0,3	3,1 ± 1,0	0,2 ± 0,2	5,8 ± 0,1
PO2	0,00 a 0,20	5,9 ± 0,3	1,7 ± 0,2	12,9 ± 6,4	0,20 ± 0,15	5,2 ± 1,0	5,2 ± 1,6	0,1 ± 0,1	10,7 ± 1,2
	0,20 a 0,40	6,2 ± 0,3	1,6 ± 0,2	0,86 ± 0,47	0,17 ± 0,06	3,9 ± 1,0	3,1 ± 0,3	0,1 ± 0,0	9,1 ± 1,3
PO3	0,00 a 0,20	6,9 ± 0,8	1,8 ± 1,3	21,4 ± 14,4	0,30 ± 0,12	2,7 ± 1,2	4,6 ± 0,8	0,1 ± 0,0	7,6 ± 2,6
	0,20 a 0,40	7,0 ± 0,7	1,7 ± 1,2	7,2 ± 8,8	0,21 ± 0,09	2,9 ± 1,9	4,1 ± 0,8	0,1 ± 0,0	7,2 ± 0,8

¹ Capacidade de Troca Catiônica

Os valores de pH em água para os solos das pisciculturas de Alto Paraguai, foram considerados de uma forma geral, baixos (AP1 profundidade de 0,0 a 0,20 m), adequados (AP1 profundidade de 0,20 a 0,40 m; AP2 em ambas as profundidades amostradas) e muito altos (AP3 em ambas as profundidades).

Sousa e Lobato (2004) apontam que os solos dos Cerrados apresentam baixos valores de pH em decorrência de elevados teores de cátions Al^{3+} associado a escassez de Ca^{2+} e Mg^{2+} . Além disso, as regiões estudadas sofreram intervenção humana através de processo de garimpagem o que comumente leva o solo a sofrer processos de drenagem ácida culminando na diminuição acentuada do pH (FUNGARO e IZIDORO, 2006). Porém, a tendência a apresentar solos ácidos não foi observada para as áreas estudadas neste município, apontando então que o solo não é responsável direto pela diminuição do pH das águas das pisciculturas.

No município de Poconé, os valores de pH encontrados foram considerados como adequados (AP1 e AP2 em ambas as profundidades amostradas) e muito alto (AP3 em ambas as profundidades amostradas). Para estes solos também esperava-se encontrar baixos valores de pH em função da prática da mineração (garimpagem) (FUNGARO e IZIDORO, 2006), porém, as áreas amostradas neste município eram todas cobertas por plantas forrageiras, ou seja, o solo sofreu intervenção no intuito de incorporação do solo degradado a áreas de pastagens da propriedade, podendo ser então, alvo de aplicação de corretivos como o calcário, por exemplo, o que poderia explicar os valores encontrados.

No que se refere aos teores de Ca^{2+} , as amostras apresentaram-se como teores baixos (AP1, AP2 e PO1, em ambas as profundidades) e adequados (AP3, PO2 e PO3 em ambas as profundidades). Já os teores de Mg^{2+} encontrados, foram adequados em todas as amostras de ambos os municípios, tendo em vista indicações de Sousa e Lobato (2004).

Os teores de K^+ revelaram-se baixos em todas as amostras provenientes das pisciculturas de Alto Paraguai e Poconé, uma vez que para ser os valores tidos como adequados são de 31 a 40 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para solos com $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ menores que 4,0 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ e de 51 a 80 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para solos com $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ maior que 4,0 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$. Para Ribeiro, Guimarães e Alvarez. (1999), os teores de K geralmente são mais baixos em solos de cerrado devido a sua idade e conseqüentemente, maior exposição a intempéries, que com a atividade garimpeira, intensifica a perda deste nutriente em função das altas taxas de erosão (Sousa e Lobato, 2004).

Os teores de P são analisados em função da textura dos solos, assim, após a determinação da textura dos solos, cuja classificação encontra-se na Tabela 8, e conforme Sousa e Lobato (2004), os valores encontrados estão muito abaixo dos níveis tidos como médio que é de 5,0; 10,0 e 20,0 mg dm^{-3} para solos de textura arenosa, média e argilosa consecutivamente. Excetuaram-se apenas as pisciculturas PO2 nas amostras de profundidade de 0,0 a 0,2 m de textura média, que apresentou teor tido como médio ($12,9 \pm 6,4 \text{ mg dm}^{-3}$) e a piscicultura PO3 nas amostras de profundidade de 0,0 a 0,2 m de textura arenosa, que apresentou teor tido como médio ($21,4 \pm 14,4 \text{ mg dm}^{-3}$). Na Tabela 8 estão discriminadas as texturas das amostras de solos.

Tabela 8 - Textura das amostras de solos provenientes de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT

Textura de Solos	
Área de Estudo	Textura
AP1	Média
AP2	Arenosa
AP3	Média
PO1	Média
PO2	Argilosa
PO3	Arenosa

Considerando a textura do solo, a $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ das amostras foram consideradas como médio para AP1, baixo para AP2, alto para AP3, médio para PO1, adequado para PO2 e alto para PO3 (SOUSA e LOBATO, 2004).

Os teores de Al^{3+} encontrados remetem a toxicidade do alumínio presente no solo para o desenvolvimento das plantas, evidenciando a necessidade de aplicação de corretivos agrícolas com a finalidade da diminuição desta toxidez e adequado desenvolvimento do cultivar de interesse (RIBEIRO, GUIMARÃES e ALVAREZ, 1999).

A determinação destes valores é importante, haja vista que, o cátion Al^{3+} pode ocupar sítios de ligação importantes na retenção de elementos essenciais para as plantas, como o cálcio por exemplo. A saturação do solo por alumínio é determinada em termos percentuais, que significa o quanto da capacidade de troca catiônica – CTC, está ocupada por íons Al^{3+} , assim, recomenda-se que, para um solo agricultável, a saturação por alumínio (m) não seja superior a 20% (SILVA, 1999).

Na Tabela 9, estão os valores de m das amostras das áreas de estudo. O cálculo da m% é dado pela equação 03, onde “**AI**” é a concentração de Al^{3+} em $cmol_c dm^{-3}$ e “**t**” é a $CTC_{efetiva}$ em $cmol_c dm^{-3}$.

Tabela 9 - Saturação por Al^{3+} em solos de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT

Área	Profundidade (m)	m% (%)
AP1	0,0 a 0,2	69,81
	0,2 a 0,4	67,30
AP2	0,0 a 0,2	21,42
	0,2 a 0,4	30,77
AP3	0,0 a 0,2	0,93
	0,2 a 0,4	1,89
PO1	0,0 a 0,2	1,69
	0,2 a 0,4	1,72
PO2	0,0 a 0,2	0,93
	0,2 a 0,4	1,09
PO3	0,0 a 0,2	1,32
	0,2 a 0,4	1,39

Averiguando-se os valores de m, observa-se que todas as amostras coletadas em Poconé (PO1, PO2 e PO3) e uma área de Alto Paraguai (AP3), possuem baixa m, ao contrário das amostras de solo das pisciculturas AP1 e AP2 que possuem saturação por alumínio elevada, podendo comprometer o

desenvolvimento de plantas caso não haja a aplicação de corretivos agrícolas (RIBEIRO, GUIMARÃES e ALVAREZ, 1999).

Para avaliação do teor de matéria orgânica em solo, deve-se levar em consideração também a textura da amostra avaliada, segundo Souza e Lobato (2004). Assim, na Tabela 10, estão os teores de MO de cada área de estudo bem como os teores considerados adequados para cada classe textural do solo.

Tabela 10 - Teores de MO em solos de pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai – MT

Área de Estudo	Textura	Profundidade (m)	Teor de MO adequado (%) ¹	Teor de MO ± DP encontrado (%)
AP1	Média	0,0 a 0,2	2,1 a 3,0	0,69±0,35
		0,2 a 0,4		0,63±0,44
AP2	Arenosa	0,0 a 0,2	1,1 a 1,5	0,41±0,31
		0,2 a 0,4		0,36±0,24
AP3	Média	0,0 a 0,2	2,1 a 3,0	0,73±0,13
		0,2 a 0,4		0,77±0,45
PO1	Média	0,0 a 0,2	2,1 a 3,0	1,8±0,2
		0,2 a 0,4		1,9±0,2
PO2	Argilosa	0,0 a 0,2	3,1 a 4,5	1,7±0,2
		0,2 a 0,4		1,6±0,2
PO3	Arenosa	0,0 a 0,2	1,1 a 1,5	1,7±1,3
		0,2 a 0,4		1,8±1,2

¹ Conforme Souza & Lobato (2004)

Os teores de MO encontrados foram considerados baixos (SOUSA e LOBATO, 2004) quando relacionados à textura do solo que compôs a amostra, a única exceção foi a piscicultura PO3, que apresentou teores de 1,7 e 1,8%, nas profundidades 0,0 a 0,2 e 0,2 a 0,4, consecutivamente.

A determinação de MO é de suma importância, uma vez que este pode influenciar a fixação de elementos-traço em suas formas iônicas naquele meio, agindo posteriormente no balanço destes elementos e até na disponibilização destes para a biota (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

Os teores médios encontrados nas amostras provenientes de Alto Paraguai não apresentaram diferença significativa (Scott-knott, $p > 0,05$). O

mesmo fato foi identificado entre os teores médios encontrados para as amostras das pisciculturas de Poconé (Scott-knott, $p > 0,05$).

5.3.2. Matéria Orgânica em Sedimento

Os teores de matéria orgânica em sedimentos provenientes das pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai estão dispostos na Tabela 11.

Tabela 11 – Teores médios de MO em sedimento de fundo e de borda provenientes de pisciculturas no município de Alto Paraguai e Poconé, Estado de Mato Grosso

Área	Teor de MO \pm DP em sedimento de fundo – SF (%)	Teor de MO \pm DP em sedimento de borda – SB (%)
AP1	1,07 \pm 0,70	1,80 \pm 0,22
AP2	0,27 \pm 0,05	0,24 \pm 0,01
AP3	1,00 \pm 0,18	1,78 \pm 0,69
PO1	1,84 \pm 0,32	0,81 \pm 0,06
PO2	0,52 \pm 0,02	0,56 \pm 0,17
PO3	2,06 \pm 1,53	1,42 \pm 1,41

Os teores de matéria orgânica nas amostras de sedimentos apresentaram-se baixos quando comparados com teores encontrados por Esteves et al. (1995) que relataram teores de até 32,44% lagoas no Espírito Santo. Os baixos teores encontrados no presente estudo podem ser ocasionados principalmente pela manutenção dos tanques, uma vez que anualmente, durante o período da despesca, geralmente é feita a remoção do sedimento para manter inalterada a profundidade desses tanques.

5.3.3. Arsênio em solo e sedimentos

Pelo método utilizado, os teores de As, tanto na profundidade de 0,0 a 0,20 (PA), quanto na profundidade de 0,20 a 0,40 m (PB) nas pisciculturas AP1 e AP3, ficaram abaixo do limite de detecção (Tabela 12).

Na piscicultura AP2, os teores encontrados foram maiores que o valor de intervenção (VI) estipulados pela CETESB (2005) para solos agricultáveis que é de 35 $\mu\text{g g}^{-1}$. Teores elevados de As em áreas de garimpo na região

sudoeste do estado de Mato Grosso já foram relatados (PIERANGELI et al., 2009). Elevados teores de As evidencia a necessidade de utilização de métodos de remediação para mitigar os possíveis danos ambientais causados atividade garimpeira. A toxicidade deste elemento pode dificultar o desenvolvimento adequado de plantas que possam inclusive colaborar com a recuperação da área em questão, sendo necessária a utilização de espécies tolerantes (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001). Os teores de As para solos de Alto Paraguai estão expostos na Tabela 12.

Tabela 12 - Teores médios de As em solos ao redor de pisciculturas no município de Alto Paraguai, Estado de Mato Grosso

Área	Teor de As \pm DP 0,0 a 0,2 m ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Teor de As \pm DP 0,2 a 0,4 m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	
	AP1	<0,210	n=4	<0,210
AP2	88,65 \pm 13,33	n=4	44,11 \pm 3,13	n=4
AP3	<0,210	n=4	<0,210	n=4

LD = 0,210 $\mu\text{g g}^{-1}$

No total, em Alto Paraguai foram coletadas 24 amostras de solo, sendo 8 amostras por piscicultura, destas, 4 na profundidade de 0,0 a 0,2 m e 4 na profundidade de 0,2 a 0,4 m. A piscicultura AP2 apresentou teores médios estatisticamente diferentes (Scott-knott, $p < 0,05$) referentes às amostras coletadas no mesmo local em diferentes profundidades.

É importante salientar que a piscicultura AP2 foi a área estudada que apresentou menor quantidade de vegetação no entorno dos tanques. A vegetação pode contribuir para a diminuição dos elevados teores de As no solo uma vez que, algumas plantas têm a capacidade de absorver e/ou incorporar diversos elementos-traço inclusive o As (PIERANGELI et al., 2009).

Contudo, os elevados teores de As no solo da piscicultura AP2 não indica que o elemento esteja biodisponível, porém tal fato requer especial atenção, uma vez que se trata de um dos principais contaminantes listados pela USEPA (ASTDR, 2007a).

Nas pisciculturas localizadas no município de Poconé, não foram encontrados teores de As pela técnica analítica empregada.

5.3.4. Cádmio e chumbo em solos e sedimentos

Pelo método de extração adotado para essas matrizes, através das análises de espectrofotometria de absorção atômica com chama, não houve teores de Cd e Pb em níveis detectáveis. Poderia ser necessário o emprego de instrumentos com limites de detecção com sensibilidade de ng g^{-1} , ou comparação entre o método de extração utilizado e outros descritos na literatura. Os valores encontrados estão abaixo do teor médio global para sedimentos que são valores abaixo de $60 \mu\text{g g}^{-1}$ (WILLIAMS, 1999 *apud* NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

5.3.5. Mercúrio em solos

Em Poconé, os teores de Hg (Tabela 13), tanto na profundidade de 0,0 a 0,20, quanto na profundidade de 0,20 a 0,40 m, não ultrapassaram o teor adotado como Valor de Prevenção estipulado para a CETESB (2005) para solos agricultáveis que é de 500ng g^{-1} , nem tão pouco alcançaram o teor médio relatado para a crosta terrestre, que é de aproximadamente 80ng g^{-1} (NASCIMENTO e CHASIN, 2001; PLAWIAK et al., 2006).

O valor de prevenção indica o teor que pode causar alterações prejudiciais à qualidade do solo, tais como redução da taxa de crescimento das plantas e contaminação de águas subterrâneas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001).

Tabela 13 - Teores médios de Hg em solos ao redor de pisciculturas no município de Alto Paraguai e Poconé, Estado de Mato Grosso

Área	Teor de Hg \pm DP		Teor de Hg \pm DP		p.s ¹
	0,0 a 0,2 m (ng g^{-1})		0,2 a 0,4 m (ng g^{-1})		
AP1	7,55 \pm 1,33	n=4	7,04 \pm 1,32	n=4	
AP2	3,15 \pm 1,51	n=4	6,59 \pm 3,42	n=4	
AP3	9,00 \pm 1,23	n=4	8,40 \pm 0,64	n=4	
PO1	9,15 \pm 5,58	n=4	8,67 \pm 3,99	n=4	
PO2	5,62 \pm 1,47	n=4	7,32 \pm 1,29	n=4	
PO3	7,47 \pm 6,38	n=4	8,40 \pm 0,63	n=4	

Limite de Detecção = $0,023 \text{ng g}^{-1}$ / ¹ peso seco

Os resultados encontrados para a concentração de mercúrio em solos mostram teores de Hg aceitáveis para a prática da agricultura, comparando-se com os resultados para áreas pastagens encontrados por Almeida et al. (2009).

Quando comparado com o valor de referência de qualidade para solo definido pela CETESB (2005), 50 ng g^{-1} , todas as amostras, em ambas as profundidades, ficaram abaixo deste valor.

Pode-se atribuir os baixos teores de Hg em solos das áreas estudadas, à baixa quantidade de MO e a sua textura, uma vez que os solos amostrados em Alto Paraguai foram classificados como arenosos (AP2) ou médios (AP1 e AP3) e apresentaram teores de MO menores que 0,77% e em Poconé não ultrapassou 1,8% com solos de textura arenosa (PO3), média (PO1) e argilosa (PO2).

Quando comparado com outros estudos, observa-se que os teores naturais de Hg em solos de florestas são maiores em detrimento da menor perda deste elemento na interface solo-atmosfera, uma vez que a maior concentração de matéria orgânica é responsável pela maior imobilização do mercúrio (ALMEIDA et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2007).

Lacerda et al. (1999) em estudo de solos da região de Alta Floresta – MT, também confirmam a tese de que teores de Hg mais elevados, são encontrados em solos de florestas, que por sua vez, possuem teores de MO mais elevados.

Em Alto Paraguai, a piscicultura AP2 apresentou teores médios de Hg estatisticamente diferentes (Scott-knott, $p < 0,05$), com valor abaixo de AP1 e AP3 que não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) entre si. As pisciculturas de Poconé não apresentaram diferença significativa (Scott-knott, $p > 0,05$), em relação aos teores Hg.

As Figuras 20 a 25 mostram os teores médios de Hg nas amostras de solos coletadas no entorno das pisciculturas avaliadas em diferentes profundidades.

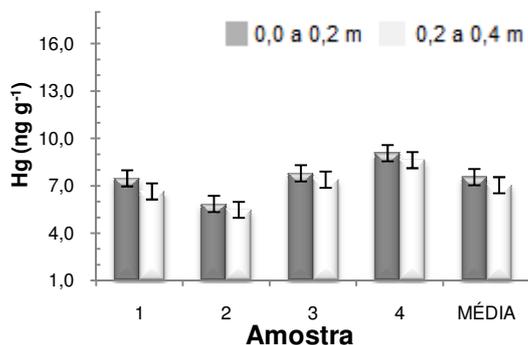


Figura 20 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 1 (AP1) de Alto Paraguai - MT

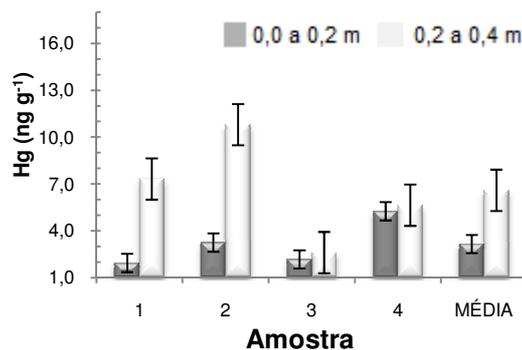


Figura 21 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 2 (AP2) de Alto Paraguai - MT

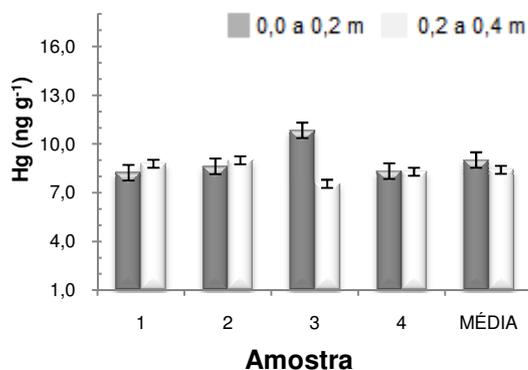


Figura 22 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 3 (AP3) de Alto Paraguai - MT

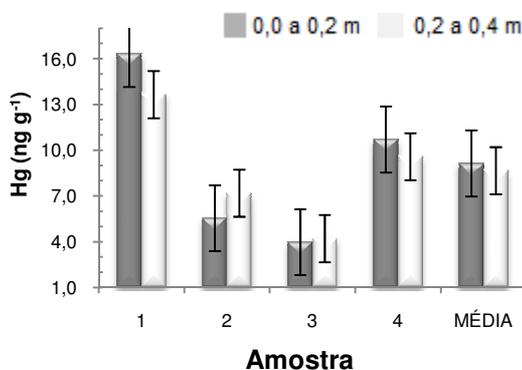


Figura 23 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 1 (PO1) de Poconé - MT

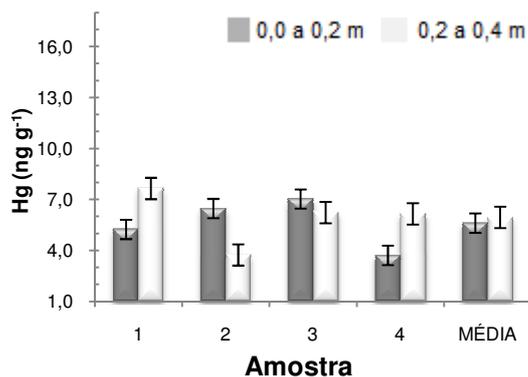


Figura 24 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT

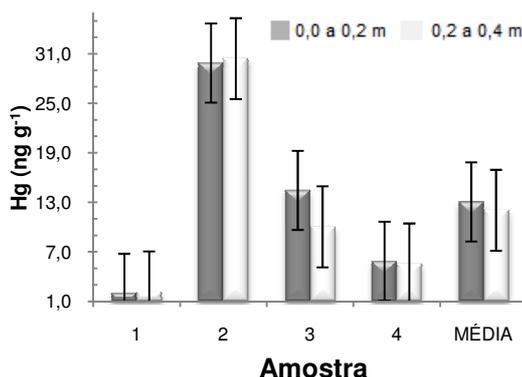


Figura 25 - Teores de Hg em amostras de solos da piscicultura 3 (PO3) de Poconé - MT

A menor média encontrada nas amostras provenientes de Alto Paraguai foi na profundidade 0,0 a 0,2 m da piscicultura AP2 ($3,15 \pm 1,51 \text{ ng g}^{-1}$) seguida

da média das amostras de profundidade 0,2 a 0,4 m da piscicultura AP2 ($6,59 \pm 3,42 \text{ ng g}^{-1}$).

Para as amostras de Poconé, a menor média foi a de profundidade 0,0 a 0,2 m da piscicultura PO2 ($5,62 \pm \text{ng g}^{-1}$) procedida da média das amostras de profundidade 0,2 a 0,4 m da piscicultura PO3 ($7,32 \pm 1,29 \text{ ng g}^{-1}$).

Como os solos das pisciculturas estudadas foram considerados adequados à exploração da agricultura, sob o ponto de vista dos teores de elementos-traço estudados, é dispensável o uso de tecnologias de fitoextração, uma vez que os teores encontrados estão abaixo da média do *clark* global de teor de Hg e também dos valores recomendados pela CETESB. As hortaliças, frutas e raízes produzidas nos locais não foram avaliadas, porém, em função dos teores apresentados pelos solos, dificilmente apresentarão algum risco a biota e a saúde humana.

5.3.6. Mercúrio em sedimentos

Os teores de Hg encontrados nos sedimentos de fundo e de borda também estão bem abaixo dos teores relatados em outros estudos (NASCIMENTO e CHASIN, 2001). Apenas a piscicultura PO3 apresentou valores acima de 2 ng g^{-1} , provavelmente, reflexo direto dos baixos teores encontrados para as amostras de solos.

Na Tabela 14 estão apresentadas as médias dos teores encontrados para cada piscicultura.

Tabela 14 - Teores de Hg em sedimentos provenientes de pisciculturas de Alto Paraguai e Poconé, Estado de Mato Grosso

Área	Teor de Hg \pm DP em sedimento de borda - SB (ng g^{-1})		Teor de Hg \pm DP em sedimento de fundo - SF (ng g^{-1})	
AP1	$0,36 \pm 0,05$	n=04	$1,25 \pm 0,21$	n=04
AP2	$0,85 \pm 0,20$	n=04	$0,60 \pm 0,20$	n=04
AP3	$1,48 \pm 0,38$	n=04	$2,68 \pm 0,02$	n=04
PO1	$0,8 \pm 0,82$	n=04	$1,48 \pm 1,45$	n=04
PO2	$0,58 \pm 0,49$	n=04	$0,60 \pm 0,16$	n=04
PO3	$2,00 \pm 0,66$	n=04	$2,70 \pm 0,03$	n=04

LD = $0,081 \text{ ng g}^{-1}$

Foi coletado um total de 24 amostras de sedimentos nos dois municípios, sendo 4 amostras por piscicultura, coletando-se 2 amostras de sedimento de fundo e 2 amostras de sedimento de borda,

A origem do mercúrio nos sedimentos das pisciculturas dificilmente se reporta a garimpagem, uma vez que possivelmente o Hg utilizado para a produção da amálgama Au-Hg, não encontrou condições adequadas para sua imobilização, como baixos teores de MO, através de processos físico-químicos que o levariam a fenômenos de adsorção e/ou precipitação (JORDÃO, 1999).

O revolvimento de grandes volumes de solo favorece a formação de partículas finas, chamadas de material particulado, as quais têm preferência para adsorção do Hg na interface partícula-água, devido à exposição de sítios de ligação destas partículas. As pisciculturas estudadas estão localizadas fora dos leitos dos rios, porém, o rejeito da lavagem do solo, que continha material particulado e Hg, possivelmente foram carregados para terrenos mais baixos. Outro fato relevante é o de que a atividade garimpeira foi paralisada na região a algum tempo, o que pode favorecer a perda de Hg via atmosfera (ALMEIDA, 2009).

Casarin (2007) afirma que os sedimentos em afluentes do rio Paraguai na região de Alto Paraguai, apresentam valores mais elevados de Hg, sendo encontrados valores entre 0,01 e 0,09 $\mu\text{g g}^{-1}$, e associa estes valores ao garimpo, à agricultura e ao gerenciamento inadequado dos esgotos domésticos. Indica ainda taxas de erosão em córregos da região em valores de 140 ton/ha/ano que juntamente com a remoção da cobertura vegetal, é responsável pela remobilização dos elementos-traço, diminuindo a fertilidade do solo e levando contaminantes para dentro dos corpos hídricos.

Não houve diferença significativa entre as médias dos teores de Hg para as amostras de Alto Paraguai quando comparadas em mesma profundidade (Scott-knott, $p > 0,05$), porém, a média em profundidade de 0,0 a 0,2 m diferiu significativamente do resultado para profundidade de 0,2 a 0,4 m na piscicultura AP3 (Scott-knott, $p < 0,05$), mostrando maiores teores na camada

mais superficial, podendo indicar que a origem de Hg encontrada, possa ser oriunda de deposição atmosférica.

Para as amostras de Poconé, em profundidade de 0,0 a 0,2 m, a média de PO3 foi significativamente diferente da média na mesma profundidade em PO1 e PO2 (Scott-knott, $p < 0,05$), apresentando teores de Hg mais elevados. Ainda para as médias de Poconé, quando comparadas entre profundidades, também a amostra PO3 diferiu suas médias, apresentando maior média em profundidade de 0,2 a 0,4 m que a de 0,0 a 0,2 m (Scott-knott, $p < 0,05$), provavelmente resultado da menor exposição à fatores climáticos que favoreceriam a perda de Hg via atmosfera, ou mesmo de teores mais elevados de MO nesta profundidade.

Estudos de mecanismos de interação físico-química e de mobilidade destes elementos em solos e sedimentos das áreas estudadas poderiam responder a questão sobre os baixos teores encontrados, inclusive sobre sua possível deposição em áreas a jusante dos locais de estudo.

As Figuras 26 a 31 mostram os teores médios de Hg nas amostras de sedimentos coletadas nas pisciculturas avaliadas.

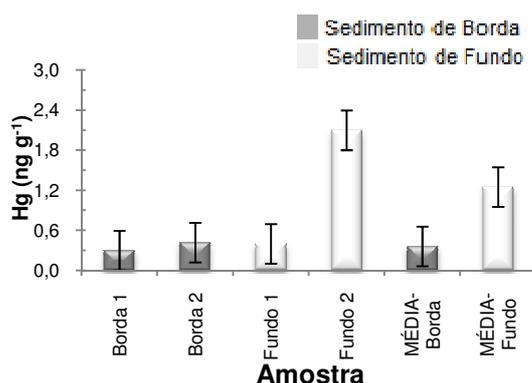


Figura 26 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 1 (AP1) de Alto Paraguai - MT

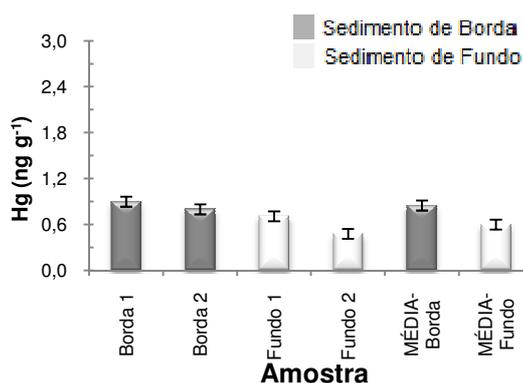


Figura 27 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 2 (AP2) de Alto Paraguai - MT

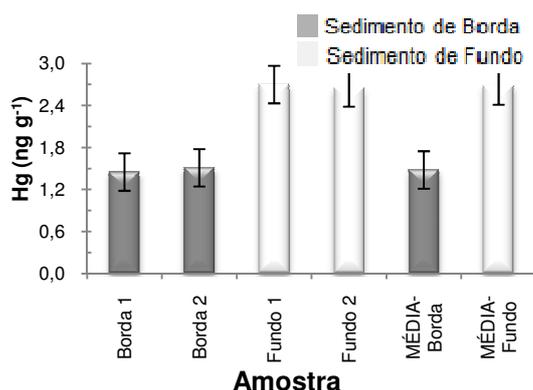


Figura 28 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 3 (AP3) de Alto Paraguai - MT

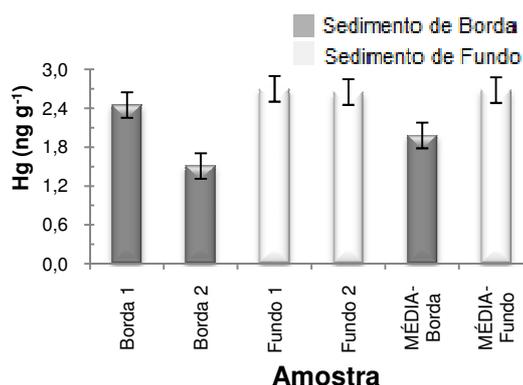


Figura 29 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 1 (PO1) de Poconé - MT

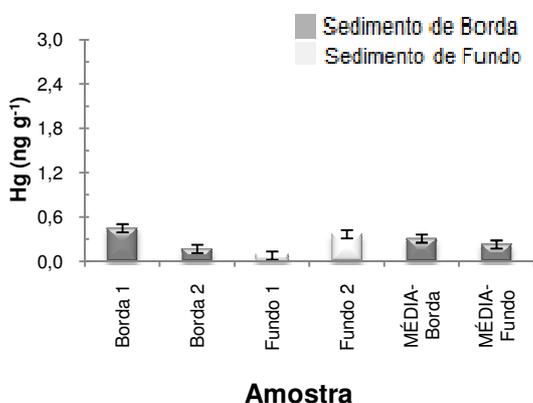


Figura 30 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT

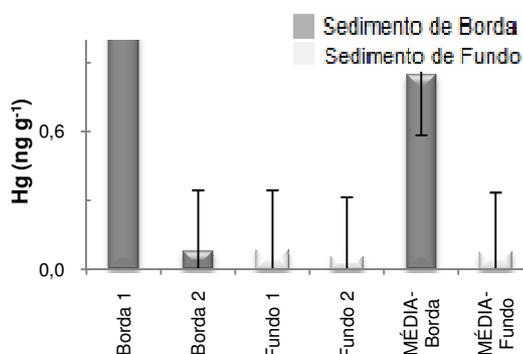


Figura 31 - Teores de Hg em sedimentos da piscicultura 3 (PO3) de Poconé - MT

Parâmetros físico-químicos analisados, como turbidez, servem como indicativo da quantidade de material particulado, chamado de sólidos suspensos, que está presente nas águas das pisciculturas (Tabela 6), que por sua vez, apresentaram-se baixos, diminuindo assim a oferta de sítios de ligação para íons Hg^{2+} e conseqüente imobilização do mesmo, uma vez que esse material particulado pode conter grande quantidade de MO (PLAWIAK et al.,2006).

Outro fato que pode controlar a concentração de Hg em sedimento é a manutenção dos tanques de piscicultura, uma vez que mantendo o ambiente com a menor quantidade possível de sedimento, que por sua vez pode ser rico em MO, diminuirá significativamente a quantidade de Hg naquele local. Essa manutenção foi observada em quase todas as pisciculturas, excetuando-se

apenas duas (PO1 e PO2) que possuem a piscicultura apenas para próprio sustento e vendas esporádica.

Para as pisciculturas de Alto Paraguai, foi significativa houve correlação entre o teor de matéria orgânica e o teor de Hg encontrados ($R^2 = 0,7360$), indicando que o teor de MO no sedimento de fundo influencia diretamente nos teores de Hg, como mostra a Figura 32.

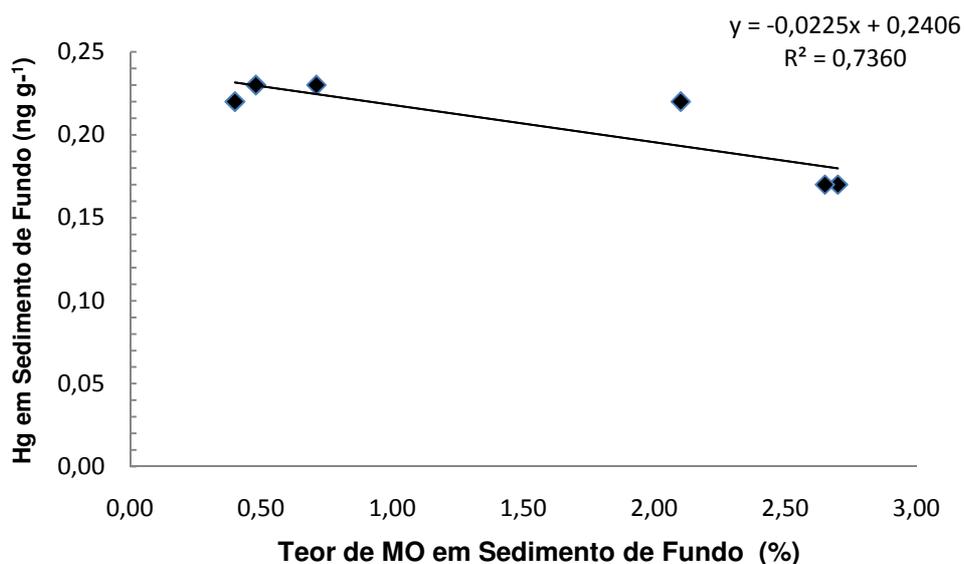


Figura 32 – Relação entre teor de MO e teor de Hg em sedimento de Fundo proveniente de Poconé - MT

Também para o sedimento de borda, houve correlação entre a média de teores de MO e a média dos teores de Hg ($r^2=0,8521$), conforme a Figura 33.

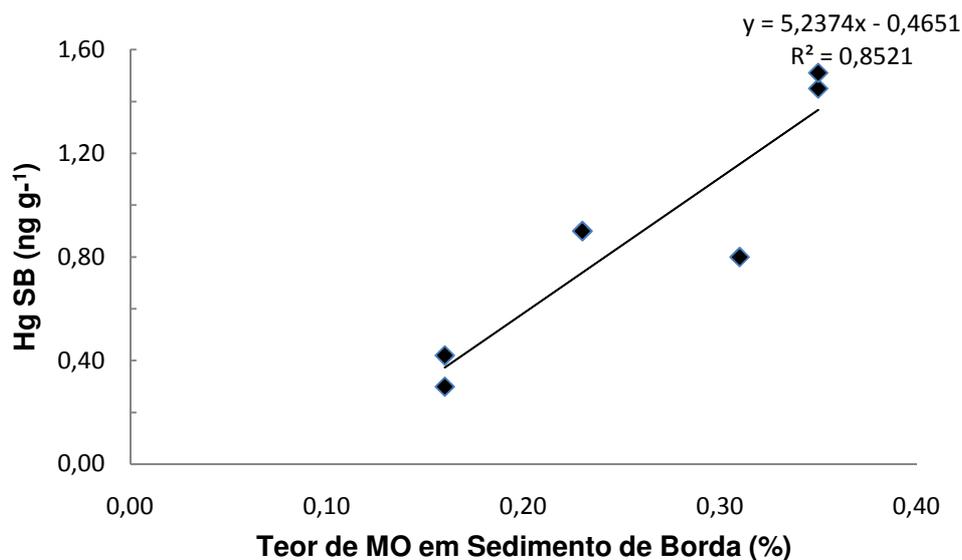


Figura 33 - Relação entre teor de MO e teor de Hg em sedimento de Borda proveniente de Poconé – MT

Para as pisciculturas de Alto Paraguai não houve correlação positiva entre teor de MO e teor de Hg.

5.4. Plantas

5.4.1. Arsênio, cádmio e chumbo

Pela técnica analítica empregada, os teores de As e de Cd ficaram abaixo do LD para as amostras de plantas provenientes do entorno de catreados e área de influência de garimpo, utilizados como piscicultura, nos municípios de Poconé e Alto Paraguai – MT.

No caso do Pb, foram detectados teores nas amostras provenientes das pisciculturas de Alto Paraguai. Os teores encontrados estão dispostos na Tabela 15.

Tabela 15 - Média dos teores de Pb em amostras de plantas do entorno de pisciculturas de Alto Paraguai e Poconé – MT

Área	Teores de Pb \pm DP ($\mu\text{g g}^{-1}$) em amostras de plantas p.s. ¹	
AP1	0,36 \pm 0,12	n = 06
AP2	0,29 \pm 0,20	n = 04
AP3	0,35 \pm 0,17	n = 04
PO1	<0,091	n = 04
PO2	<0,091	n = 04
PO3	<0,091	n = 05

LD = 0,091 $\mu\text{g g}^{-1}$ / 1 peso seco.

Não houve diferença significativa (Scott-knott, $p < 0,05$), entre os teores de Pb encontrados nas pisciculturas de Alto Paraguai.

Nas figuras 34, 35 e 36 estão os teores médios de Pb nas amostras de plantas coletadas no entorno das pisciculturas avaliadas.

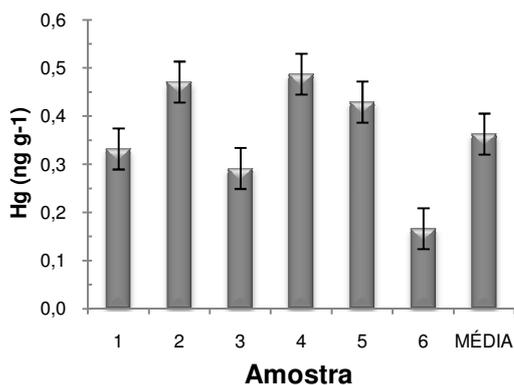


Figura 34 - Teores de Pb em amostras de plantas da piscicultura 1 de Alto Paraguai - MT

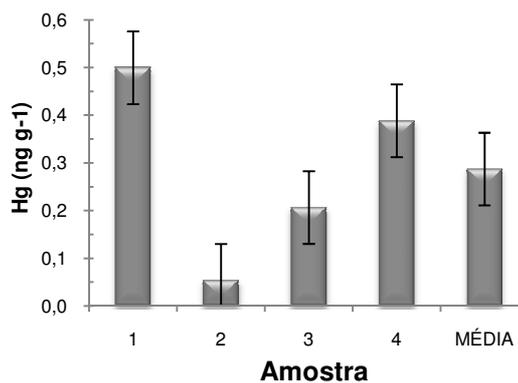


Figura 35 - Teores de Pb em amostras de plantas da piscicultura 2 de Alto Paraguai - MT

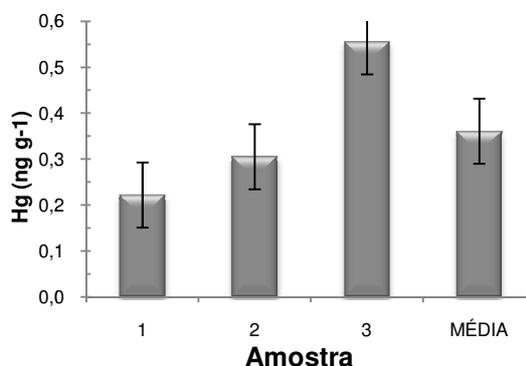


Figura 36 - Teores de Pb em amostras de plantas da piscicultura 3 de Alto Paraguai - MT

Não há níveis estabelecidos por legislação, como seguros para plantas destinadas a alimentação animal, todavia, a Portaria 685/98 da ANVISA, estabelece para espécies vegetais como o cacau, um limite de $2,0 \mu\text{g g}^{-1}$ e $0,3 \mu\text{g g}^{-1}$ para sucos de frutas cítricas.

Um problema que deve ser observado, é que os solos das pisciculturas AP1 e AP2 apresentaram baixos valores de pH (4,7 e 5,9 nas profundidade 0,0 a 0,2 m e 5,6 e 5,5 nas profundidade 0,2 a 0,4 m, respectivamente), uma vez que o pH entre 4,0 e 6,0 favorece a lixiviação ou ainda, a acumulação no tecido vegetal, de complexos orgânicos constituídos de chumbo (ASTDR, 2007a).

Segundo Jordão et al. (1999) citado por Paoliello e Chasin (2001), a toxicidade do Pb nas plantas ocorre a partir de $3,0 \mu\text{g g}^{-1}$. Comparando-se então com esse valor, os teores de Pb encontrados nas amostras de plantas são 9 a 10 vezes menores que o teor adotado como tóxico.

5.4.2. Mercúrio

Os teores de Hg (Tabela 16) encontrados nas amostras provenientes das áreas de pisciculturas, não apresentaram teores acima de 500 ng g^{-1} , que é o valor adotado como limite de teor do elemento em plantas (CHOW et al. 1995, citado por CARGNELUTTI, 2007). Os teores que causam toxicidade não são estabelecidos em função dos efeitos deletérios às plantas, mas sim, ao risco de exposição humana ao consumo direto ou consumo de animais expostos a estes elementos (NASCIMENTO e CHASIN, 2001).

Tabela 16 - Média dos teores de Hg em plantas provenientes do entorno de pisciculturas de Alto Paraguai e Poconé - MT

Piscicultura	Teores de Hg \pm DP (ng g^{-1}) em amostras de plantas	p.s.¹
AP1	$2,137 \pm 0,604$	n = 06
AP2	$2,632 \pm 0,622$	n = 04
AP3	$1,839 \pm 0,296$	n = 04
PO1	$2,318 \pm 0,310$	n = 04
PO2	$2,167 \pm 0,553$	n = 04
PO3	$3,984 \pm 1,303$	n = 05

LD = $0,141 \text{ ng g}^{-1} / \text{peso seco}$.

As amostras coletadas, todas gramíneas, apresentaram teores de Hg muito abaixo do que os valores relatados por Dudkła e Miller (1999), quando investigaram a acumulação de elementos-traço e os riscos da exposição humana através do consumo de alimentos, e encontraram valores com a amplitude de 0 a 40 ng g⁻¹ *in natura* em diferentes leguminosas.

As médias dos teores não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) quando foram comparadas as pisciculturas dentro de cada município e nem entre municípios. Isso pode indicar que, independentemente da área plantada, do uso ou não das plantas forrageiras para pastagens e da situação dos solos (catreado ou área de influência de garimpos), essas amostras, não estão expostas a contaminação por Hg, e os valores encontrados, certamente refletem aos teores de Hg encontrados os solos de cada região.

Os baixos teores encontrados nas plantas podem estar associados também, aos baixos teores encontrados para solos, uma vez que as plantas acabam absorvem os elementos-traço presentes na solução do solo. Desta maneira, os teores de Hg no solo estão ligados aos teores de Hg que serão encontrados nas plantas, como é mostrado na Figura 37 para amostras de solos coletadas em profundidade de 0,0 a 0,2 m.

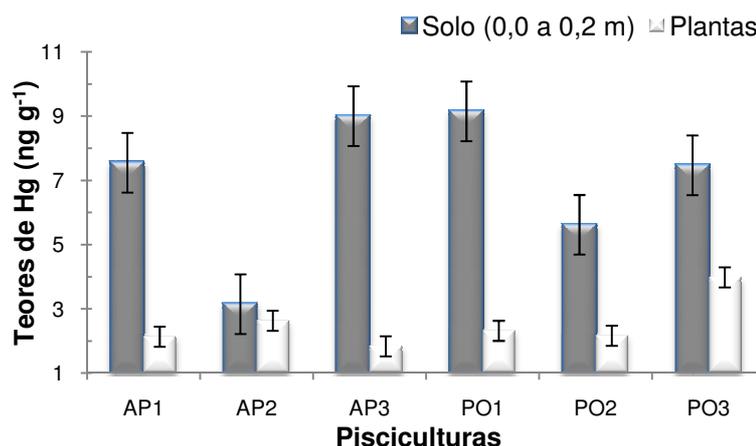


Figura 37 – Teores de Hg em planta e solos (0,0 a 0,2 m) nas pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT

Conforme a Figura 37 fica evidente que o teor de Hg no solo é sempre mais alto que o teor encontrado para as plantas. Isso porque a exposição do

solo ao Hg ocorre de forma direta, enquanto que as plantas são contaminadas de através do seu processo de absorção de água e nutrientes.

No caso de AP2, onde os teores de Hg em solo e planta mais se aproximaram, pode-se associar este resultado a fatores intrínsecos das amostras, como a espécie e a idade dos vegetais. Todavia, levando-se em consideração o desvio padrão das médias, os valores ficam muito próximos da igualdade.

Quando comparada as médias encontradas para as amostras de plantas com as médias encontradas para as amostras de solo em profundidade de 0,2 a 0,4 m, pode-se notar também a maior concentração de Hg em solos que em plantas, conforme Figura 38.

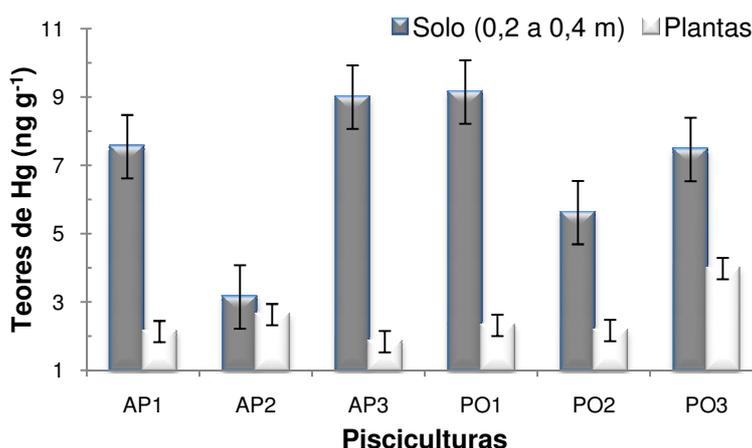


Figura 38 - Teores de Hg em planta e solos (0,2 a 0,4 m) nas pisciculturas de Poconé e Alto Paraguai - MT

As Figuras 39 a 44 mostram os gráficos com os teores médios encontrados para cada amostra que compôs a média das pisciculturas.

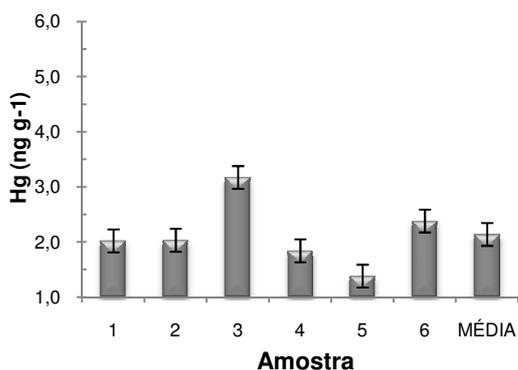


Figura 39 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 1 (AP1) de Alto Paraguai - MT

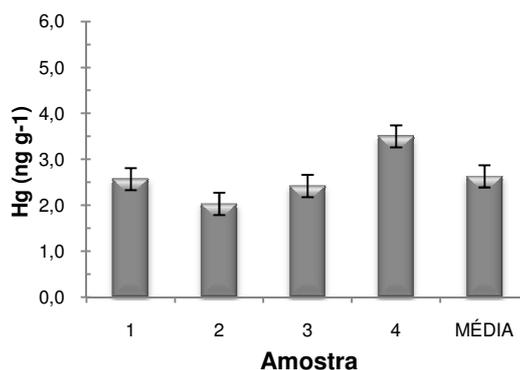


Figura 40 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 2 (AP2) de Alto Paraguai - MT

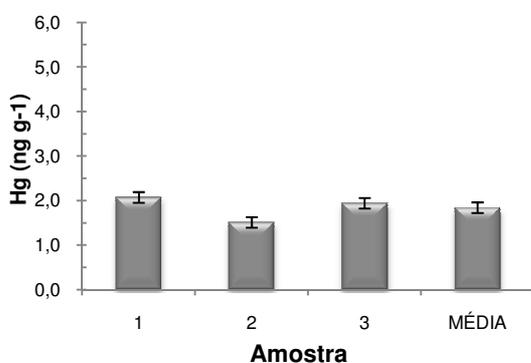


Figura 41 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 3 (AP3) de Alto Paraguai - MT

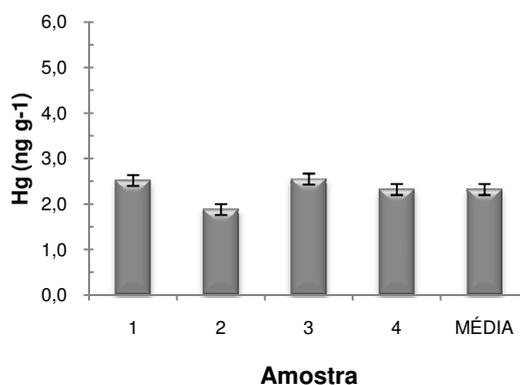


Figura 42 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 1 (PO1) de Poconé - MT

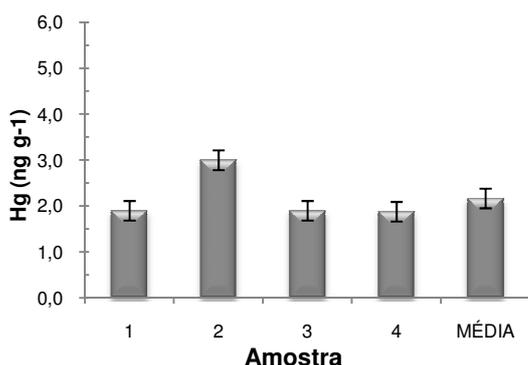


Figura 43 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT

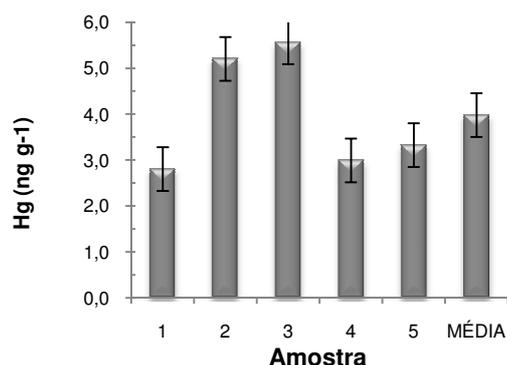


Figura 44 - Teores de Hg em amostras de plantas da piscicultura 3 (PO3) de Poconé - MT

Diante dos resultados fica evidente que as plantas das áreas estudadas não estão contaminadas por Hg quando comparadas com outros estudos (HILSON, 2000 apud NASCIMENTO e CHASIN, 2001; KABATA-PENDIAS e

PENDIAS, 2001) e podem ser incorporadas a áreas de pastagens dessas propriedades.

5.5. Peixes

As espécies de peixes utilizadas neste estudo têm hábitos alimentares que permeiam entre onívoros e herbívoros (SILVA, 1989), porém, por se tratar de pisciculturas, estes animais são alimentados com rações industrializadas.

5.5.1. Biometria

Os resultados da biometria dos peixes são mostrados na Tabela 17 e 18.

Tabela 17 - Biometria de peixes coletados nas pisciculturas do município de Alto Paraguai - MT

Área	Amplitude	Comprimento (mm)	Peso (g)
AP1 (n=10)	Mín.	319	625
	Máx.	355	820
	Média	338	720
AP2 (n=10)	Mín.	1640	440
	Máx.	2465	487
	Média	1977	463
AP3 (n=10)	Mín.	270	246
	Máx.	496	287
	Média	411,5	275

Para as três pisciculturas não houve diferença significativa entre os dados biométricos dos espécimes dentro de cada área (Scott-Knott, $p < 0,05$), indicando que os peixes têm um padrão de crescimento e engorda semelhante. Esses dados evidenciam que os animais seguem um padrão de desenvolvimento que permitirá (diante da continuidade das condições relevantes para seu desenvolvimento) obter peixes de tamanho e peso muito semelhante no período de despesca.

Tabela 18 - Biometria dos peixes coletados nas pisciculturas do município de Poconé - MT

Área	Espécie	Amplitude	Comprimento (mm)	Peso (g)
PO1 (n = 10)	Tambacu	Mín.	370	870
		Máx.	445	1650
		Média	408	1283
PO2 (n = 10)	Tambacu	Mín.	327	550
		Máx.	370	790
		Média	344,7	671
PO2 (n = 10)	Tilápia	Mín.	237	240
		Máx.	280	475
		Média	258,9	315,5
PO3 (n = 10)	Tambacu	Mín.	330	690
		Máx.	420	1320
		Média	388,5	1056

Semelhante ao que ocorre nas pisciculturas de Alto Paraguai, para as pisciculturas estudadas em Poconé, não houve diferença significativa (Scott-Knott, $p < 0,05$) entre as amostras coletadas em cada piscicultura.

5.5.2. Cádmio

Os teores de cádmio encontrados ficaram abaixo do recomendado pela ANVISA (1998) como limite máximo em peixes, que é de $1 \mu\text{g g}^{-1}$, como é possível observar na Tabela 19.

Tabela 19 – Teores médios de Cd em amostras de peixes coletados em pisciculturas dos municípios de Alto Paraguai e Poconé - MT

Piscicultura	Espécie	Média dos teores de Cd \pm DP ($\mu\text{g g}^{-1}$) p.u. ¹
AP1	Tambacu	<0,017 (n=10)
AP2	Tambacu	<0,017 (n=10)
AP3	Tambacu	<0,017 (n=10)
PO1	Tambacu	$0,113 \pm 0,031$ (n=10)
PO2	Tambacu	$0,229 \pm 0,045$ (n=10)
PO2	Tilápia	$0,126 \pm 0,023$ (n=10)
PO3	Tambacu	<0,017 (n=10)

LD= $0,017 \mu\text{g g}^{-1}$ peso úmido

Os valores encontrados diferiram significativamente (Scott-Knott, $p > 0,05$) quanto comparados entre os municípios, sendo que, comparando-os

apenas dentro de cada município, ou seja, pisciculturas de Alto Paraguai (n = 30) (AP1, AP2 e AP3) e Poconé (n = 40) (PO1, PO2 e PO3), os mesmos não apresentaram diferenças significativas.

Foram detectados teores de Cd em pisciculturas onde os peixes não são comercializados anualmente, mas estão em tanques para consumo dos proprietários e eventuais pequenas vendas. Esse fato poderia justificar teores mais elevados, podendo demonstrar inclusive, que a idade influencia nos níveis de acumulação de Cd nos tecidos desses animais. Os teores médios por amostra estão expostos nas Figuras 45, 46 e 47.

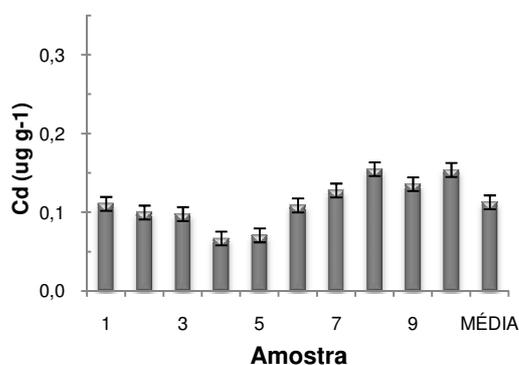


Figura 45 - Teores de Cd em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 1 (PO1) de Poconé - MT

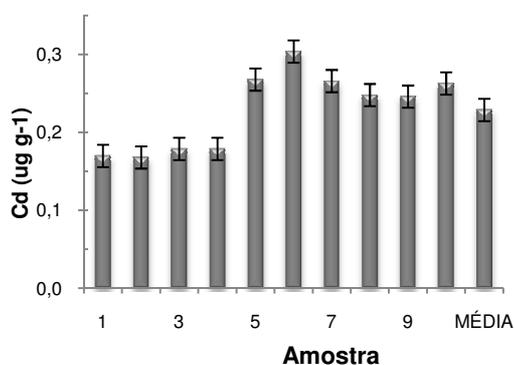


Figura 46 - Teores de Cd em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT

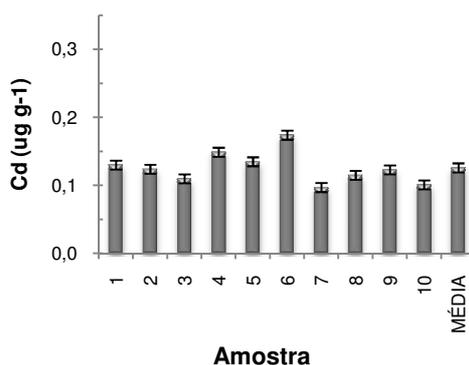


Figura 47 - Teores de Cd em amostras de peixes (Tilápia) da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT

Os teores médios encontrados refletiram valores muito abaixo do que estabelece a legislação brasileira em relação ao Cd em peixes. Para as

pisciculturas de Alto Paraguai, os teores de Cd não foram detectados pelo método de extração e instrumentos empregados.

Também os peixes da piscicultura PO3 não apresentaram teor detectável de Cd em nenhuma das amostras que compuseram a média.

Algumas sugestões acerca do fato dos baixos teores encontrados são necessárias serem observadas, como a pobreza do solo em minérios contendo Cd (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001) e a ausência de fontes poluidoras como depósitos de lixo e também da aplicação de fertilizantes e defensivos agrícolas (CARDOSO e CHASIN, 2001).

Esses fatores poderiam ser determinantes na entrada do Cd na cadeia trófica, porém haveria a necessidade de mais estudos para comprovação dessas hipóteses, uma vez que não foram avaliados os minerais presentes nas áreas.

Partindo-se do princípio de que o Cd nos peixes seja fruto da ação antrópica, há a necessidade de se avaliar a ração servida aos peixes, que por sua vez, poderia estar colaborando para o incremento da concentração do elemento e conseqüente bioacumulação (AYO e AL, 2007; CROTEAU et al., 2005).

Outro fato crucial para determinar a extensão da exposição e os riscos de contaminação dos peixes, é a avaliação da bioquímica do Cd no organismo dos peixes, uma vez que esse elemento pode acumular-se nos tecidos de diversos órgãos, como rins, fígado e brânquias e não no tecido muscular (GARCIA-SANTOS et al., 2007).

5.5.3. Chumbo

O valor máximo de Pb em pescado descrito como aceitável pela ANVISA (1998) é de $2,0 \mu\text{g g}^{-1}$, valor este, não detectado em nenhuma das amostras analisadas de ambos os municípios (Tabela 20).

Tabela 20 – Teores médios de Pb em amostras de peixes coletados em pisciculturas dos municípios de Alto Paraguai e Poconé - MT

Piscicultura	Espécie	Média dos teores de Pb \pm DP ($\mu\text{g g}^{-1}$) p.u.¹	
AP1	Tambacu	<0,009	(n = 10)
AP2	Tambacu	<0,009	(n = 10)
AP3	Tambacu	<0,009	(n = 10)
PO1	Tambacu	0,335 \pm 0,121	(n = 10)
PO2	Tambacu	0,044 \pm 0,019	(n = 10)
PO2	Tilápia	<0,009	(n = 10)
PO3	Tambacu	<0,009	(n = 10)

LD = 0,009 $\mu\text{g g}^{-1}$ / ¹peso úmido

Pelo método de extração adotado e a técnica analítica utilizada (Espectrometria de Absorção Atômica com Chama – FAAS), não foram detectados teores de Pb nas amostras provenientes das pisciculturas de Alto Paraguai.

Para as pisciculturas de Poconé, as médias diferiram significativamente (Scott-Knott, $p < 0,05$) entre as pisciculturas, sendo as amostras da espécie Tilápia em PO2 e de Tambacu de PO3 não apresentaram teores de Pb detectáveis pelo método.

Quando relacionados o peso e o teor de Pb, apresentou-se relação praticamente nula, não permitindo associar o teor de Pb ao peso dos peixes.

Todas as médias encontradas estão bem abaixo do valor estabelecido como máximo para produtos oriundos de peixes. Nas Figuras 48 e 49, pode-se observar os teores individuais por amostra analisada, nas pisciculturas onde os teores de Pb foram detectados pelo método utilizado.

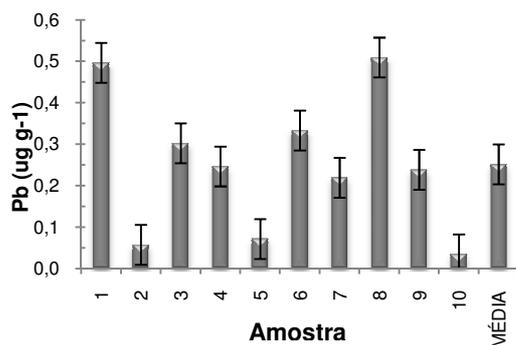


Figura 48 - Teores de Pb em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 1 (PO1) de Poconé - MT

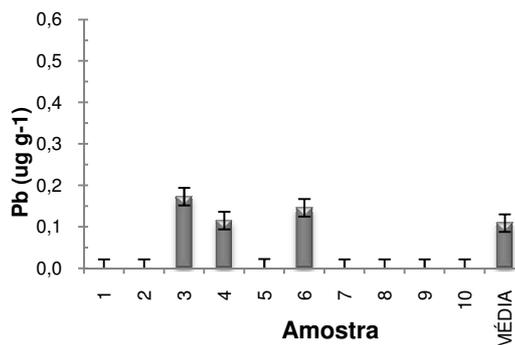


Figura 49 - Teores de Pb em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT

Tendo em vista os valores de Pb encontrados para peixes, pode-se sugerir que o elemento não está disponível para estes animais.

Como sugerido pela ASTDR (2007a), a concentração de Pb comum nos solos seria de 10 a 70 $\mu\text{g g}^{-1}$ e que o chumbo está fortemente ligado aos complexos e MO do solo (PIERANGELI et al., 2001), pode-se sugerir que o elemento, apesar das águas das pisciculturas estudadas apresentarem pH levemente ácido e portanto condições para disponibilização do elemento à biota, pode ter sido removido juntamente com a MO durante o processo de garimpagem. Processo esse que eliminou a MO dos solos devido aos métodos empregados no garimpo. Nesse caso, seria necessário estudos que pudessem evidenciar concentrações de Pb mais elevadas nas áreas de deposição de sedimentos.

Outro ponto que poderia ser levado em consideração para a não evidencia de contaminação por Pb dos peixes das pisciculturas, é a remoção da camada de sedimentos, e portanto, de MO periodicamente, durante a despesca e manutenção dos tanques. Assim, poderia também, fazer um estudo do sedimento removido dos tanques a fim de evidenciar a presença de Pb de origem da deposição atmosférica (PAOLIELLO e CHASIN, 2001) ou mesmo das rações servidas aos animais, adsorvido a esse material.

A não remoção do sedimento dos tanques pode ocasionar a concentração de Pb no ambiente, uma vez que o elemento poderá facilmente sofrer adsorção aos sedimentos. Isso fica evidenciado nos resultados encontrados, pois nas pisciculturas onde há a remoção de sedimento de fundo regularmente, em função da despesca, teores de Pb não foram detectados em peixes.

Para as pisciculturas PO1 e PO2, onde a manutenção dos tanques não é regular, pois os peixes são para consumo da propriedade e eventuais vendas, foram as únicas que apresentaram teores de Pb assim como de Cd, detectáveis pelo método de análises empregado.

É importante ressaltar ainda, que no Brasil, devido a adição compulsória de etanol à gasolina desde a década de 90 de acordo com a Lei 7.823/93, que elimina a necessidade da adição de anti-detonantes como os compostos de chumbo, a emissão do elemento via queima gasolina, é desprezível.

5.5.4. Mercúrio

Em nenhuma das amostras foi observado teor de Hg mais elevado do que o que se preconiza como limite máximo para peixes, não predadores, para consumo humano, que é de 500 ng g⁻¹ (ANVISA, 1998). A Tabela 21 aponta os valores médios encontrados.

Tabela 21 – Teores médios de Hg para as amostras de peixes de pisciculturas dos municípios de Alto Paraguai e Poconé, Estado de Mato Grosso.

Piscicultura	Espécie	Média dos teores de Hg ± DP (ng g ⁻¹) p.u. ¹
AP1	Tambacu	4,1000 ± 0,833 (n=10)
AP2	Tambacu	7,2590 ± 0,268 (n=10)
AP3	Tambacu	11,176 ± 4,906 (n=10)
PO1	Tambacu	2,640 ± 0,869 (n=10)
PO2	Tambacu	1,915 ± 0,412 (n=10)
PO2	Tilápia	3,6550 ± 1,355 (n=10)
PO3	Tambacu	1,9000 ± 0,449 (n=10)

LD = 0,093 ng g⁻¹ / ¹peso úmido

Entre as pisciculturas de Alto Paraguai, apenas a piscicultura AP3 apresentou diferença significativa (Scott-Knott, $p < 0,05$) em relação às demais apresentando os maiores teores de Hg e os menores peixes, indicando maior exposição dos animais à contaminação por mercúrio.

Entre as pisciculturas de Poconé, nenhuma apresentou diferença significativa (Scott-Knott, $p > 0,05$) quando comparadas, a biometria e a média de teores de Hg nos peixes amostrados. Não houve diferença significativa (Scott-Knott, $p > 0,05$) também quando se comparou a média de teores de Hg entre as duas espécies amostradas na PO2 (Tambacu e Tilápia).

Os baixos teores de Hg encontrados para os peixes cultivados em catreados de garimpo podem ser associados ao tempo em que a mineração foi abandonada na área, uma vez que a pressão de vapor do Hg é muito grande possibilitando-o volatilizar e ser transportado via atmosfera (ALMEIDA et al., 2009) e a ausência de substrato, como a MO, principal responsável pela imobilização do Hg naquele ambiente.

O pH levemente ácido das águas, poderia ser responsável pela formação de íons Hg^{2+} e posterior metilação (MIRANDA et al., 2007) pelos microorganismos presentes naquele ambiente, porém, com a inexistência de Hg imobilizado no solo e sedimentos, devido a ausência principalmente de MO, teores muito baixos foram encontrados.

As Figuras 50 a 56 mostram os teores médios encontrados para cada amostra que compôs a média.

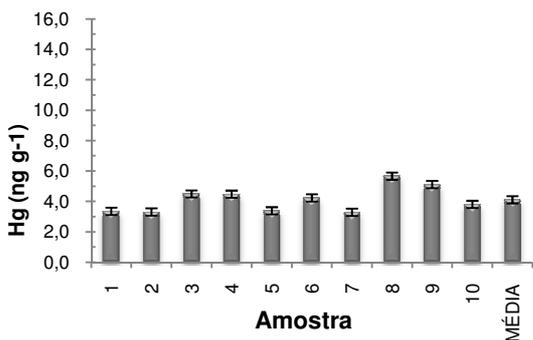


Figura 50 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 1 (AP1) de Alto Paraguai – MT

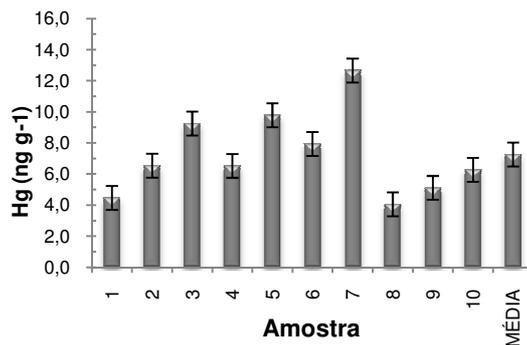


Figura 51 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 2 (AP2) de Alto Paraguai - MT

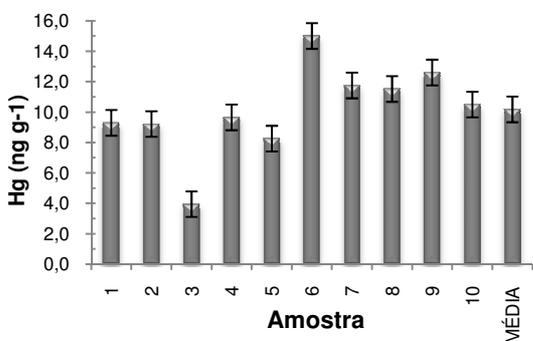


Figura 52 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 3 (AP3) de Alto Paraguai – MT

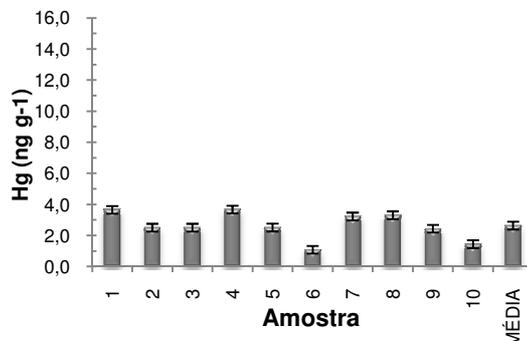


Figura 53 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 1 (PO1) de Poconé – MT

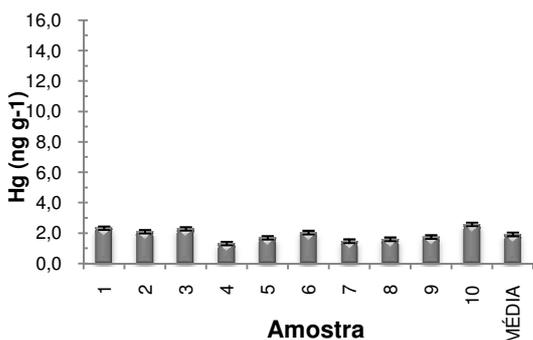


Figura 54 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT

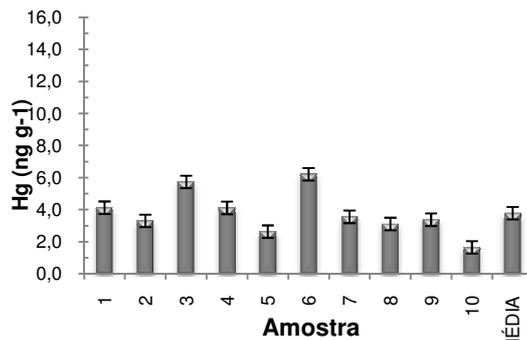


Figura 55 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tilápia) da piscicultura 2 (PO2) de Poconé - MT

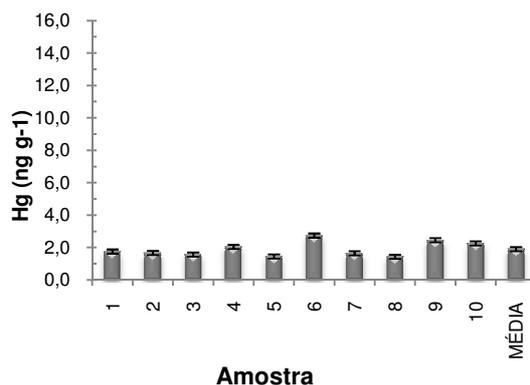


Figura 56 - Teores de Hg em amostras de peixes (Tambacu) da piscicultura 3 (PO3) de Poconé - MT

Uma consideração importante a se fazer é que apesar de estar presente em baixos teores, corroborando com Botaro (2010), é primordial delimitar um estudo aprofundado a respeito da origem do mercúrio encontrado, uma vez que é uma substância neurotóxica (IGNÁCIO, 2007) e pode comprometer o desenvolvimento dos peixes, além de que, conhecendo-se a origem deste contaminante, pode-se adotar medidas que previnam riscos de exposição a doses mais elevadas.

Uma importante via de exposição dos peixes aos elementos-traço são as rações a eles servidas (FISHER, 1995) e que poderia ser objeto de estudos mais aprofundados nestas regiões a fim de evidenciar os teores de Hg associado às rações utilizadas nas áreas de estudo.

6. CONCLUSÕES

6.1. Solos

No que diz respeito aos teores de cádmio e chumbo, os solos das pisciculturas não apresentaram teores destes elementos dentro do limite de detecção do método empregado, sendo necessário o emprego de outras técnicas analíticas com menores limites de detecção para avaliar a presença de Cd e Pb nos solos analisados.

Esses baixos teores podem ser atribuídos também, aos baixos teores de MO, capaz de complexar estes elementos, através de mecanismos físico-químicos.

No que se refere aos teores de As, os teores deste elemento foram detectados apenas para a piscicultura AP2. Os teores encontrados nos solos desta área estão acima do valor de intervenção sugerido pela CETESB, sendo necessária a aplicação de técnicas de remediação para a exploração adequada do solo.

Com as análises de fertilidade dos solos das áreas de estudo, pode-se observar a necessidade de acompanhamento técnico para o emprego adequado de insumos agrícolas a fim de aperfeiçoar e selecionar o uso adequado do solo das áreas objetos deste estudo.

6.2. Sedimentos

Nenhuma amostra de sedimento mostrou-se com teores elevados para considerá-los contaminados. Todavia, a de se observar que, apesar de aparentemente o garimpo não ter provocado contaminação por mercúrio possível de prejudicar a biota e conseqüentemente o ser humano, medidas de proteção são necessárias, como a manutenção adequada dos catreados ou mesmo dos tanques escavados utilizados para o cultivo de peixes.

Durante o período de despesca e limpeza dos catreados e/ou tanques, deve-se haver uma preocupação com o gerenciamento do sedimento que será retirado, para que não haja sua disposição em ambiente sensível aos constituintes do sedimento removido, uma vez que para as amostras de Poconé, a correlação entre MO e teor de Hg foi positiva.

Deve-se ainda, utilizar-se de técnicas para minimizar impactos que podem ser causados pela remoção e disposição desse sedimento, podendo incluir nesse contexto, análises químicas que indique o melhor destino para esse material.

Outro fator de suma importância é o controle adequado dos parâmetros físico-químicos da água, para que se garantam condições inadequadas para a disponibilização de Hg para os peixes, evitando assim a exposição humana.

6.3. Plantas

Diante dos resultados e apesar de algumas áreas, como as pisciculturas AP1 e AP2 em Alto Paraguai feitas em catreados, não utilizarem estas áreas degradadas também como áreas de pastagem, fica evidente que não há impedimento, referindo-se aos teores de Hg, para a incorporação deste solo às pastagens dessas propriedades. Nestas amostras, também não foram detectados As, Cd, indicando que não há contaminação por estes elementos nas áreas de estudo. Apesar de detectados teores de Pb nas amostras oriundas de Alto Paraguai, não há limites sugeridos para espécies utilizadas para alimentação animal e os teores encontrados ficam abaixo do limite de toxicidade para plantas, que é de $2,0 \mu\text{g g}^{-1}$.

Com os resultados obtidos, tendo em vista o poder de bioacumulação e biomagnificação do Hg ao longo da cadeia alimentar, pode-se afirmar que há a necessidade de se estabelecer níveis seguros de concentração por Hg em plantas destinadas a alimentação animal, uma vez que se pode estabelecer uma rede alimentar, onde o ser humano, por ocupar o topo da cadeia, pode ser exposto, via consumo de animais alimentados pelas espécies vegetais contaminadas.

6.4. Peixes

Diante dos resultados obtidos para os teores de Cd, Pb e Hg, pode-se afirmar que a produção de peixes nas áreas de estudo, não estão afetadas por contaminação ambiental. Todavia, alguns valores mensuráveis mais elevados foram encontrados no município de Poconé que aliado ao estudo geológico que aponta locais de existência natural de chumbo, pode ser um indicativo de atenção na elaboração de novos projetos de piscicultura a serem instaladas no município.

Foram encontrados teores de Hg em todas as amostras analisadas que, apesar de atenderem a legislação apresentando teores abaixo dos limites estabelecidos pela ANVISA, deveriam ser avaliados mais especificamente, uma vez que identificando a fonte do Hg a que os peixes foram expostos, pode-se realizar um planejamento adequado juntamente com o monitoramento com os parâmetros físico-químicos da água para que a existência Hg, ainda que a baixos teores, não venham a contribuir com prejuízos a saúde humana.

O controle de parâmetros físico-químicos é muito importante, pois no caso do pH, quando levemente baixo, favorece o acúmulo de Hg em peixes.

Também não foram avaliadas espécies predadoras cultivadas, que em Alto Paraguai está presente em diversas áreas de piscicultura, o que poderia ser outro objeto de estudo na região.

7. RECOMENDAÇÕES

1. Realizar de estudos geológicos antes da implantação de pisciculturas, evitando a instalação das mesmas, em passivos ambientais que favoreçam a biodisponibilidade de traços contaminantes;

2. Utilizar de técnicas de bioremediação para mitigação do impacto dos altos teores de As encontrados na área da piscicultura AP2 de Alto Paraguai – MT;

3. Realizar de forma adequada, a manutenção dos tanques de piscicultura, evitando o acúmulo de MO nos sedimentos, inclusive a disposição adequada, após tratamento, dos sedimentos removidos;

4. Avaliar a possibilidade da contribuição do aumento de contaminantes através do alimento servido aos peixes;

5. Antes do cultivo de plantas forrageiras em passivos ambientais de garimpo, realizar estudos para identificar os teores de contaminantes presentes no solo e biodisponível para os vegetais.

8. REFERÊNCIAS

ABREU, C. A. A; ABREU, M. F.; ANDRADE, J. C. Determinação de cobre, ferro, manganês zinco, cádmio, cromo, níquel e chumbo em solos usando a solução de DTPA em pH 7,3. In: van Raij et al.(org). *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: Instituto Agrônômico, 1ª ed., 285p., 2001.

ANVISA. Divisão Nacional de Vigilância Sanitária de Alimentos - *Portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998*. Brasília. seq.1, pt.1, p.1415-1437, 24 set. 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR-6023: Informação e documentação: referências: elaboração*. Rio de Janeiro, 2002. 24p.

AHAMED, M. et al. Environmental exposure to lead and its correlation with biochemical indices in children. *Science of the Total Environment*. n.346, p.48-55, 2005.

ALVES, N. P. *Guia dos elementos químicos*. São Paulo: Asseart. 2008. 140p.

ALMEIDA. M. D. et al.. Degassing de mercúrio em solo de floresta e pastagem em Candeia do Jamarí – RO. *Geochima Brasiliensis*. v.23, n.1, p.151-158, 2009.

AGENCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Portaria 685 de 27 de agosto de 1998. Brasília, 1998

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTER. *Toxicological profile for lead*. Atlanta: ASTDR, 2007. 582p.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTER. *Toxicological profile for arsenic*. Atlanta: ASTDR, 2007. 559p.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTER. *Toxicological profile for mercury*. Atlanta: ASTDR, 1999. 676p..

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTER. Draft *Toxicological profile for cadmium*. Atlanta: ASTDR, 2008. 512p.

AYO, M.; AL, V. Dietary tissue cadmium accumulation in an amazonian teleost (Tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, 1818). *Brazilian Journal Biologic*, v.67, n.4, p.657-661, 2007.

BAIRD, C. *Química Ambiental*. Porto Alegre: Bookman. 2008. 622p.

BARRA, C. M. et al. Especiação de Arsênio – uma revisão. *Química Nova*, v.23, n.1, p.58-70, 2000.

BARRETO, M. L. Aspectos legais do garimpo. In: LINS, F.F. (Coord.). *Aspectos diversos da garimpagem de ouro*. Rio de Janeiro: CETEM, 1992. (Tecnologia Mineral, 54). p.77-88.

BARROS, A. F.; MARTINS, M. I. E. G.; ABREU, J. S.; AMARAL, C. M. C. *Investimento com implantação e custo de produção em pisciculturas no Estado de Mato Grosso*. Cáceres: UNEMAT. 2010. 52p.

BARWIK, M., MAHER, W. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research*. v.56, p.471-502, 2003.

BASTOS, W. R.; MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; CLEARY, D. Establishment and analytical control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. *Journal of the Brazilian Association for the Advanced of Science*, v.50, n.4, jul-ago, 1998.

BELL, A. H.; SCUDDER, B. C. Mercury accumulation in periphyton of eight river ecosystems. *Journal of the American Water Resources Association*, n.43, v.4, p.957-968, 2007.

BENAVIDES, M. P.; GALLEGO, S. M.; TOMARO, M. L. Cadmium toxicity in plants. *Braz. J. Plant Physiol.*, v.17, n.1, p.21-34, 2005.

BIZARRO, V. G.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.38, n.1, p.247-250, jan-fev, 2008.

BOENING, D. W. Ecological Effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*. v.40, n.2, p.1335-1351, 2000.

BORBA, R. P.; FIGUEIREDO, B.R.; CAVALCANTI, J.A. Arsênio na água subterrânea em Ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG). *R. Esc. Minas*, v.57, n.1, p.45-51, jan-mar, 2004.

BOTARO, D. *Poluentes orgânicos persistentes e mercúrio em rações e músculo de Tilápia cultivada*. 2010. 142f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Biofísica). Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

CAMARGO, M. S.; ANJOS, A. R. M.; ROSSI, C.; MALAVOLTA, E. Adubação fosfatada e metais pesados em Latossolo cultivado com arroz. *Scientia Agricola*, v.57, n.3, p.513-518, jul-set, 2000.

CAMPOS, M. L. A. M. *Introdução a biogeoquímica de ambientes aquáticos*. Campinas: Átomo, 2010. 209p.

CARABANTES, A. G.; FERNICOLA, N. A. G. G. Arsénico en el agua de bebida: un problema de salud pública. *Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences*, vol.39, n.4, p.365-372, out-dez, 2003.

CARDOSO, L. M. N.; CHASIN, A. A. M. *Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos*. Salvador: CRA, 2001. (Cadernos de Referência Ambiental, 6). 122p.

CARGNELUTTI, D. Efeito do mercúrio no estresse oxidativo, na atividade da Delta-Ala-D e no crescimento de plântulas de pepino (*Cucumis sativus L.*). 2007. 102f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

CASARIN, R. *Caracterização dos principais vetores de degradação ambiental da bacia hidrográfica Paraguai/Diamantino*. 2007. 186f. Tese (Doutorado em Geografia). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

CHOW, P. V. T., CHUA, T. H., TANG, K. F. Dilute acid digestion procedure for the determination of lead, copper, mercury in traditional Chinese medicines by atomic absorption spectrometry. *Analyst*. v.120, p.1221-1223, 1995.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Variáveis de qualidade das águas*. São Paulo. 2001. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>. Acesso em: 02/11/2010.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. 2005. *Estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo*. Decisão da Diretoria 195-2005-E, 2005. 4p.

CHANG, W.; OUYANG, H. Dynamics of dissolved oxygen and vertical circulation in fish ponds. *Aquaculture*. v.74, 1988, p.264-276.

CHIH-HAO, W.; HSIAO, C. K.; CHEM, C. H.; HSU, L. I.; CHIOU, H. Y.; CHEM, S. Y.; HSUEH, Y. M.; WU, M. M.; CHEM, C. J. A review of the epidemiologic literature on the role of environmental arsenic exposure and cardiovascular diseases. *Toxicology and Applied Pharmacology*, v.222. p.315-326, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução n° 357 de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.

CORDEIRO, R.; LIMA-FILHO, E. C. A Inadequação dos valores dos limites de tolerância biológica para a prevenção da intoxicação profissional pelo chumbo no Brasil. *Caderno de Saúde Pública*, v.11, n.2, p.177-186, 1995.

COSTA, M. S.; PEREIRA, L. R.; EICKHOFF, A. P. N.; PIERANGELI, M. A. P.; SOUZA, C. A. Perfil do solo em um ponto da margem do rio Paraguai em

Cáceres-MT. In: 2ª Jornada Científica da UNEMAT. *Anais da 2ª Jornada científica da UNEMAT*. Cáceres: EdUNEMAT, 2009.

COTTA, J. C.; LUZ, A. B. Noções de geologia e lavra. In: LINS, F.F. (Coord.). *Aspectos diversos da garimpagem de ouro*. Rio de Janeiro: CETEM, 1992. (Tecnologia Mineral, 54). p.1-14.

COUTINHO, A. C. *Dinâmica das queimadas no Estado do Mato Grosso e suas relações com as atividades antrópicas e a economia local*. 2005. 308f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais). Departamento de Ciências Ambientais, Universidade de São Paulo, 2005.

COUTO, R. C. S.; CÂMARA, V. M.; SABROZA, P. C. Intoxicação mercurial: Resultados preliminares em duas áreas garimpeiras. *Cadernos de Saúde Pública*. n.4, v.3., p.301-315, jul-set, 1988.

CLEARY, D. *A garimpagem de ouro na Amazônia: Uma abordagem antropológica*. Rio de Janeiro: UFRJ, 1990. 236 p.

CROTEAU, M. N.; LUOMA, S. N.; STEWART, A. R. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnol. Oceanogr.* v.50, n.5, p.1511-1519, 2005.

DIÓZ, R. A modernização do garimpo. *Ótima S/A*. ed.32, p.24-28, fev-2009.

DUDKLA, S.; MILLER, W. P. Accumulation of potentially elements in plants and their transfer to human food chain. *J. Environ. Sci.Health.* v.B34, n.4, p.681-709, 1999.

DUFFUS, J. H. "Heavy Metals" - A Meaningless term chemistry international. *Research Triangle Park*, v.23, n. 6, p.163-168, 2001.

EICKHOFF, A. P. N.; PIERANGELI, M. A. P.; GUARIM-NETO, G. Percepção ambiental em espaços não escolarizados: o caso de piscicultores cooperados do município de Alto Paraguai – MT, 2011. (submetido para publicação)

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. SILVA. F.C.(Org.). *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília: EMBRAPA Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.

ESTEVES, F. A.; SUZUKI, M. S.; CALLISTO, M. F. P.; PERES-NETO, P. R. Teores de matéria orgânica, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e feopigmentos no sedimento de alguns ecossistemas lacustres do litoral do Espírito Santo. *Oceologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v.1, p.407-417, 1995.

FADIGAS, F. S.; AMARAL-SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N. ANJOS, L. H. C.; FREIXO, A. A. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. *Revista Bragantia*, Campinas, v.61, n.2, p.151-159, 2002.

FADIGAS, F. S.; AMARAL-SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N. ANJOS, L. H. C.; FREIXO, A. A. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.10, n.3, p.699-705, 2006.

FARIAS, R. A. A piscicultura como possível fator de mitigação aos riscos de contaminação mercurial através do consumo de peixes na região da Amazônia Norte matogrossense. 2007. 80f. Tese (Doutorado em Aqüicultura). Centro de Aqüicultura, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

FARID, L. H. Controle da emissão e recuperação de mercúrio em rejeitos de garimpo. In: VEIGA, M. M.; FERNANDES, F. R. C. (Org.). *Poconé: Um campo de estudos do impacto ambiental do garimpo*. 2 ed. Rio de Janeiro: CETEM, 1991. (Tecnologia Ambiental, 1). p.27-44.

FERNANDES, C. J.; RUIZ, A. S.; KUYUMJIAN, R. M.; PINHO, F. E. C. Geologia e controle estrutural dos depósitos de ouro do Grupo Aguapeí – região da Lavrinha, sudoeste do Cráton Amazônico. *Revista Brasileira de Geociências*. v.35, n.1, p.13-22, 2005.

FERNANDES, R. B. A.; LUZ, W. V.; FONTES, M. P. F.; FONTES, L. E. F. Avaliação da concentração de metais pesados em áreas olerícolas no Estado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.11, n.1, p.81-93, 2007.

FERREIRA, J. C. V. *Mato Grosso e seus municípios*. Buriticupu: Editora Buriti, 2001. 660p.

FISHER, S. W. Mechanisms of bioaccumulation in aquatic systems. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, v.142, p.87-118, 1995.

FRACALANZA, F. P. *Concentrações de mercúrio em peixes de diferentes níveis tróficos na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul*. 2007. 58f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

FUNGARO, D. A.; IZIDORO, J. C. Remediação de drenagem ácida de mina usando zeólitas sintetizadas a partir de cinzas leves de carvão. *Química Nova*, v.29, n.4, p.735-740, 2006.

GARCIA-SANTOS, S.; MONTEIRO, S. M.; CARROLA, J.; FONTAINHAS-FERNANDES, A. Alterações histológicas em brânquias de tilápia nilótica *Oreochromis niloticus* causadas pelo cádmio. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, v.59, n.2, p.376-381, 2007.

GONZAGA, M. I. S.; SANTOS, J. A. G.; MA, L. Q. Arsenic phytoextraction and hyperaccumulation by fern species. *Sci. Agric.* v.63, n.1, p.90-101, jan-fev, 2006.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANE, D. Q.; CAMPOS, M. L. Elementos-traço em solos, sedimentos e águas In: VIDAL-TORRADO, P. et al. (Ed.). *Tópicos em Ciência do Solo*, [S.l.]: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.4, p.345-390, 2005.

HARRIS, D. C. *Análise Química Quantitativa*. 7 ed. São Paulo: LTC, 2008. 886p.

HENDRICKX, F.; MAELFAIT, J. P.; LANGENBICKA, F. Absence of cadmium excretion and high assimilation result in cadmium biomagnification in a wolf spider. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. v.55, p.287-292, 2003.

HILSON, G. Barriers to implementing cleaner technologies and cleaner production (CP) practices in the mining industry: a case study of the Americas. *Mineral Engineering*, v.13, n.7, p.699-717, 2000.

HYLANDER, L. D.; GRÖHN, J. TROPP, M.; VIKSTRÖN, A.; WOLPHER, H.; SILVA, E. C.; MEILI, M.; OLIVEIRA, L. J. Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. *Journal of Environmental Management*. v.81, p.155-166, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Populacional 2010 – Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/censo2010/dados_divulgados/index.php; acesso em: 02/01/2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Estado de Mato Grosso: Geologia*. Mapa organizado pelo IBGE. 2009. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/tematico_estadual/; acesso em: 01/11/2010.

IGNÁCIO, A. R. A. *Efeito da intoxicação mercurial sobre progenitores neurais e a glia do cérebro*. 2007. 131 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. L.; JHAM, G. N.; BELLATO, C. R. Distribution of Heavy Metals in Environmental Samples Near Smelters and Mining Areas in Brazil. *Environ. Technol.* v.20, n.5, p.489-498, 1999.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. *Trace elements in soils and plants*. 3 ed. Boca Raton: CRC Press. 2001, 413p.

KUNO, R. *Avaliação da contaminação por mercúrio em peixes do Alto Pantanal*. 2003. 112f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

LACERDA, L. D. Dispersão de mercúrio em uma drenagem afetada por rejeitos de atividade garimpeira em Poconé, Mato Grosso. In: VEIGA, M. M.;

FERNANDES, F. R. C. (Org.). *Poconé: Um campo de estudos do impacto ambiental do garimpo*. 2 ed. Rio de Janeiro: CETEM, 1991. (Tecnologia Ambiental, 1). p.45-59

LACERDA, L. D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados*. n.22, v.63, 2008.

LACERDA, L. D.; RIBEIRO, M. G.; SOUZA, M.; AYRES, G. A. *Distribuição de mercúrio em solos e sedimentos lacustres na região de Alta Floresta, MT*. Rio de Janeiro: CETEM, 1999. (Tecnologia Ambiental, 23). 23p.

LEHNINGER, A. L. *Fundamentos de Bioquímica*. São Paulo: Sarvier S/A., 1977.

LEROYER, A.; HEMON, D.; NISSE, C.; BAZERQUES, J.; SALOMEZ, J. L.; HAGUENOER, J. M. Environmental exposure to lead in a population of adults living in northern France: lead burden levels and their determinants. *The Science of the Total Environment*. n.267, p.87-99, 2001.

MCBRIDE, M. B.; SPIERS, G. *Environmental chemistry of soils*. New York, Oxford University Press, Inc., 406p., 1994.

MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; BASTOS, W. R.; SOUSA, C. M. M. Utilização do acessório de geração de vapor frio para análise de mercúrio em investigações ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. *Ciência e Cultura*, v.41, n.1, p.88-92, 1989.

MANAHAN, S. E. *Environmental Chemistry*. 7 ed. Boca Raton: CRC Press. 870p., 2000.

MARQUES, R.; ZAMPARONI, G. A. G. P.; SILVA, E. C.; BARBOSA, A. M.; ARRUDA, D.; EVANGELISTA, S.; MAGALHÃES, A. Ensaio preliminares para o monitoramento da acidez da chuva em Cuiabá-MT. *Caminhos de Geografia*. n.21, v.17, p.225-236, 2006.

MAURO, J. B. S.; GUIMARÃES, J. R. D.; MELAMED, R. Mercury methylation in a tropical macrophyte: influence of abiotic parameters. *Applied Organometallic Chemistry*. v.13, p.631-636, 1999.

MEURER, F.; HAYASHI, C.; BOSCOLO, W. R. Digestibilidade aparente de alguns alimentos protéicos pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Revista Brasileira de Zootecnia*, v.32, n.6, p.1801-1809, 2003.

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

MORGANO, M. A.; GOMES, P. C.; MANTOVANI, D. M. V.; PERRONE, A. A. M.; SANTOS, T. F. Níveis de mercúrio total em peixes de água doce de pisciculturas paulistas. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, v.25, n.2, p.250-253, 2005.

NASCIMENTO, E. S.; CHASIN, A. A. M. *Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos*. Salvador: CRA, 2001. (Cadernos de Referência Ambiental, 1). 176p.

NOGUEIRA, T. A. R.; SAMPAIO, R. A.; FONSECA, I. M.; FERREIRA, C. S.; SANTOS, S. E.; FERREIRA, S. C.; GOMES, E.; FERNANDES, L. A. Metais pesados e patógenos em milho e feijão caupi consorciados adubados com lodos de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.11, n.3, p.331-338, 2007.

NOGUEIRA, F.; NASCIMENTO, O. C.; SILVA, E. C.; JUNK, W. Mercúrio total em cabelos: uma contribuição para se avaliar o nível de exposição em Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Caderno de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v.13, n.4, p.601-609, 1997.

OKADA, I. A.; SAKUMA, A. M.; MAIO, F. D.; DOVIDAUSKAS, S.; ZENEBO, O. Avaliação dos níveis de chumbo e cádmio em leite em decorrência de contaminação ambiental na região do Vale do Paraíba, Sudeste do Brasil. *Revista de Saúde Pública*, v.31, n.2, p.140-143, abr. 1997.

OLIVEIRA, L. C.; SERUDO, R. L.; BOTERO, W. G.; MENDONÇA, A. G. R.; SANTOS, A.; ROCHA, J. C.; CARVALHO NETO, F. S. Distribuição de mercúrio em diferentes solos da Bacia do médio rio Negro – AM: Influência da matéria orgânica no ciclo biogeoquímico do mercúrio. *Química Nova*, v.30, n.2, p.274-280, 2007.

PAGANINI, W. S.; SOUZA, A.; BOCCHIGLIERI, M. M. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. *Eng. Sanit. Ambient.* v.9, n.3, p. 225-239, jul/set 2004.

PAIXÃO, J. S. *Descontaminação de Solos de Áreas degradadas, Distrito Garimpeiro Alta Floresta – MT, Um Estudo de Caso*. 1998. 134 f. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geoquímica). Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 1998.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O.; MIRANDA, J. R. P.; FERNANDES, A. R. Absorção de nutrientes por mudas de Ipê-Roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.) em solução nutritiva contaminada por cádmio. *R. Árvore*, Viçosa, v.28, n.2, p.189-197, 2004.

PAOLIELLO, M. M. B.; CHASIN, A. A. M. *Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos*. Salvador: CRA, 2001. (Cadernos de Referência Ambiental, 3). 144p.

PAOLIELLO, M. M. B.; DE CAPITANI, E. M. Occupational and environmental human lead exposure in Brazil. *Environmental Research*. n.103, p.288-297, 2007.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; OLIVEIRA, L. R.; CURI, N.; SILVA, M. L. N. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção/dessorção de chumbo em Latossolos brasileiros. *Pesq. agropec. bras.*, vol.36, n.8, p.1077-1084. 2001.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; ANDERSON, S. J.; LIMA, J. M. Adsorção e dessorção de cádmio, cobre e chumbo por amostras de Latossolos pré-tratadas com fósforo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.28, p.377-384, 2004.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; LIMA, J. M.; COSTA, E. T. S. Efeito do pH na adsorção e dessorção de cádmio em Latossolos brasileiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v.29, n.4, p.523-532, 2005.

PIERANGELI, M. A. P.; EGUCHI, E. S.; RUPPIN, R. F.; BRUNO, R. B. F.; VIEIRA, D. F. Teores de as, Pb, Cd e Hg e fertilidade de solos da região do Vale do Alto Guaporé, sudoeste do estado de Mato Grosso. *Acta Amazônica*. v. 39, n.1, p.59-67, 2009.

PLAWIAK, R. A. B.; FIGUEIREDO, B. R.; LICHT, O. A. B. 2006. Ocorrência de mercúrio em rochas, solo e sedimento fluvial na bacia do rio Iguazu, Estado do Paraná, Brasil. *Geociências*, v.25, n.4, p.437-447, 2006.

RESENDE, E. K.; GRAEF, E. W.; ZANIBONI FILHO, E.; PAIXÃO, A. M.; STORI FILHO, A. Avaliação do crescimento e produção de jaraquis (*Semaprochilodus ssp.*), em açude de igarapé de terra firme nos arredores de Manaus, Amazonas. *Acta Amazônica*. v.15, n.1, p.19-36, mar-jun, 1985.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H. *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais*. 5ª aproximação. Viçosa: UFV, 1999. 322p.

RODRÍGUEZ, V. M.; JIMÉNEZ-CAPDEVILLE, M. E.; GIORDANO, M. The effects of arsenic exposure on the nervous system. *Toxicology Letters*. n.145, p.1-18, 2003.

SAMPAIO, A. C. S. *Metais pesados na água e sedimentos dos Rios da Bacia do Alto Paraguai*. 2003. 59 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Centro de Ciências Exatas e Tecnologias, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2003.

SECRETARIA DE ESTADO DE PLANEJAMENTO DE MATO GROSSO. *Relatório da situação social e econômica dos municípios*. 2006. 86p. disponível em: <http://www.indicador.seplan.mt.gov.br/censo/>; acesso em: 01/11/2010.

SIQUEIRA, D. Buracos deixados por garimpos podem se transformar em tanques de piscicultura. *Diário da Serra*, on-line, 16 out. 2008. Folha Mato Grosso, disponível em: <http://www.diariodaserra.com.br/showtangara.asp?codigo=125200>; acessado em 12/12/2010.

SPARKS, D. L. *Environmental Soil Chemistry*. 2 ed. London: Academic Press. 2003. 351p.

SILVA, A. P.; SILVA, E. C.; OLIVEIRA, E. V.; SILVA, G. D.; PÁDUA, H. B.; PEDROSO, L. R. M.; VEIGA, M. M.; FERREIRA, N. L. S.; OZAKI, S. K. Estudos biogeoquímicos sobre o mercúrio em ambientes aquáticos em Poconé. In: VEIGA, M. M.; FERNADES, F. R. C. *Poconé: Um campo de estudos do impacto ambiental do garimpo*. Rio de Janeiro: CETEM, 1991. p.61-84.

SILVA, F. C. (Org.). *Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes*. Brasília: Embrapa, 1999. 370p.

SILVA, J. M. F. *Manual Prático de Piscicultura*. Belo Horizonte: Itatiaia Limitada, 1989. (Vis Mea in Labore, 9). 56p.

SKOOG, D. A. *Princípios de Análise Instrumental*. 6 ed. Porto Alegre: Bookman, 2007. 1056p.

SOUZA, D. M. G.; LOBATO, E. *Cerrado: correção do solo e adubação*. 2 ed. Brasília: Embrapa, 2004.

VEIGA, M. M.; FERNANDES, F. R. C. (Org.). *Poconé: Um campo de estudos do impacto ambiental do garimpo*. 2 ed. Rio de Janeiro: CETEM, 1991. (Tecnologia Ambiental, 1).

VEIGA, M. M.; FERNANDES, F. R. C. Aspectos gerais do Projeto Poconé. VEIGA, M. M. (Org.). In *Poconé: Um campo de estudos do impacto ambiental do garimpo*. 2 ed. Rio de Janeiro: CETEM, 1991. (Tecnologia Ambiental, 1). p.1-25.

VEIGA, M. M. Aspectos Mineralógicos. In: LINS, F. F. (Coord.). *Aspectos diversos da garimpagem de ouro*. Rio de Janeiro: CETEM, 1992. (Tecnologia Mineral, 54). p.15-30.

VEIGA, M. M.; SILVA, A. R. B.; HINTON, J. J. O garimpo de ouro na Amazônia: Aspectos tecnológicos, ambientais e sociais. In: TRINDADE, R. B. E., FILHO, O. B. (ed.). *Extração de ouro: princípios, tecnologia e meio ambiente*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2002. p.267-295. 312p.

VERA, Y. M.; CARVALHO, R. J.; CASTILHOS, Z. C.; KURTZ, M. J. R. *Acumulação de mercúrio em tucunarés da Amazônia*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2007. (Gestão e Planejamento Ambiental, 5). 49p.

WASSERMAN, J. C.; HACON, S. S.; WASSERMAN, M. A. O ciclo do mercúrio no ambiente Amazônico. *Mundo & Vida*, v.2, n.1/2, 2001.

WILLIAMS, T. M.; WEEKS, J. M.; APOSTOL, A. N.; MIRANDA, C. R. Cases and solutions: Assessment of mercury contamination of human exposure associated with coastal disposal of waste from a cinnabar mining operation, Palawan, Pilippines. *Environ. Geol.*, v.39, n.1, p.51-60, 1999.

WINDMÖLLER, C. C.; SANTOS, R. C.; ATHAYDE, M.; PAILMIERI, H. E. L. Distribuição e especiação de mercúrio em sedimentos de áreas de garimpo de ouro do quadrilátero ferrífero (MG). *Química Nova*. v.30, n.5, p.1088-1094, 2007.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Methylmercury*. Geneva: Environmental Health Criteria, 1990, p.169.

WINFREY, M. R; RUDD, J. W. M. Environmental factors affecting the formation of methylmercury in low pH lakes. *Environmental Toxicology & Chemistry*, v.9, p.853-869, jul., 1990.

ZOUMIS, T.; SCHIMIDT, A, GRIGOROVA, L.; WOLFGANG, C. Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *The Science of the Total Environment*. n.266, p.195-202, 2001.