



**Presença de mercúrio em cultivares de mandioca, *Manihot esculenta* Crantz,
nas vizinhanças de áreas de exploração artesanal de ouro no sul da
Amazônia**

Jamille Braga Malvino

Mestranda PPGCAM, UFMT-Campus Sinop, Brasil.
jamille.malvino@gmail.com

Ednaldo Antônio de Andrade

Professor Doutor, UFMT-Campus Sinop, Brasil.
ednaldo.andrade@ufmt.br

Leandro Dênis Battirola

Professor Doutor, UFMT-Campus Sinop, Brasil.
leandro.battirola@ufmt.br

Ricardo Lopes Tortorela de Andrade

Professor Doutor, UFMT-Campus Sinop, Brasil.
ricardo.andrade@ufmt.br

RESUMO

A mandioca, *Manihot esculenta* Crantz (Euphorbiaceae), planta nativa do Brasil, é uma das principais fontes de carboidrato na dieta dos brasileiros. Em regiões produtoras de ouro, como o sul da Amazônia, é inevitável a aproximação das lavouras com as minas artesanais e de pequena escala (MAPEOs), gerando riscos de contaminação da produção por mercúrio (Hg). Devido à importância da mandioca na alimentação da população mundial, o presente estudo objetivou avaliar o efeito da proximidade das MAPEOs sobre as concentrações de Hg em amostras de solo e de mandioca e avaliar o risco de exposição humana ao Hg pelo consumo deste alimento. As amostras foram coletadas em duas áreas ao longo da BR-163, no Estado de Mato Grosso, Brasil. Foram coletadas 42 amostras de mandioca (raízes, caules e folhas) e solo. Não foi observado efeito das MAPEOs sobre as concentrações de Hg no solo. As maiores concentrações de Hg nas folhas foram observadas na área próxima a MAPEOs, indicando maior deposição atmosférica. Na área com mineração o fator de bioconcentração superior indica o efeito do Hg proveniente da atmosfera também sobre as concentrações nas raízes. Estimativas da ingestão diária e do quociente de risco à saúde foram realizadas para a mandioca e para a farinha de mandioca, com os maiores valores observados nas proximidades de MAPEOs, porém, todos abaixo dos limites estabelecidos, indicando que, atualmente, o consumo destes alimentos pela população é seguro. A lavoura de mandioca pode ser usada como bioindicadora da poluição atmosférica por Hg provocada pela MAPEO.

PALAVRAS-CHAVE: Mineração. Quociente de risco. Bioindicador.

1 INTRODUÇÃO

A mandiocultura é a quarta na produção dos alimentos mais importantes à população mundial. Planta nativa do Brasil, a mandioca, *Manihot esculenta* Crantz (Euphorbiaceae), é uma das principais fontes de carboidrato na dieta dos brasileiros (BRASIL, 2008). Devido ao seu elevado potencial nutritivo foi levada para diferentes partes do mundo, é considerada uma das principais fontes de carboidrato na dieta de populações de baixa renda, sendo consumida por mais de 800 milhões de pessoas (FILGUEIRAS; HOMMA, 2016).

Na região Norte do Brasil, a mandioca é de grande importância econômica, social e cultural. A farinha de mandioca é produto essencial da alimentação na Amazônia. A população desta região é a que mais consome farinha de mandioca, com consumo médio de 38 g dia⁻¹ pessoa⁻¹, enquanto o consumo médio nacional é de 8,0 g dia⁻¹ pessoa⁻¹ (IBGE, 2019). A região Norte é a maior produtora de mandioca do Brasil, com uma produção média anual de 7 milhões de toneladas. As folhas da mandioca também são consumidas e utilizadas na fabricação de ração animal e insumo industrial. A folha moída é chamada de maniva e é o principal ingrediente de um prato regional conhecido como maniçoba, um prato em que a maniva substitui o feijão (EMBRAPA, 2021).

Os pequenos produtores são responsáveis por cerca de 80% da produção de mandioca no Brasil (IBGE, 2019), que é comumente cultivada em todo o país, inclusive em áreas próximas a mineração de ouro. A MAPEO, Mineração Artesanal de Pequena Escala de Ouro, é uma das principais fontes de emissões antrópicas de Hg (AZEVEDO et al., 2003; UNEP, 2019). Nesse processo de mineração de ouro, o Hg é utilizado para extrair partículas menores de ouro por meio da amalgamação. Logo após, ocorre a queima da amálgama formada e o mercúrio metálico, Hg⁰, é vaporizado e emitido para a atmosfera, restando apenas o ouro (TORKAMAN et al., 2021). A mineração artesanal de ouro ocorre, principalmente, na América do Sul, Ásia e África, em países em desenvolvimento, onde o Hg é utilizado de forma ilegal, sem os cuidados necessários com a saúde dos trabalhadores e com o meio ambiente (BANK, 2020; UNEP, 2019).

Devido à contaminação do solo, da água e do ar que pode ser causada pela MAPEO, é fundamental verificar se alimentos como a mandioca cultivada próxima dessas áreas de mineração possui teores de Hg que provoquem problemas de saúde à população devido à exposição ao metal, já que estudos têm relacionado as concentrações de Hg em alimentos com a proximidade de áreas de MAPEOs (e.g. EGLER et al., 2006; CHENG et al., 2013; BOSE-O'REILLY et al., 2016; GHASEMIDEHKORDI et al., 2018).

Tendo em vista a importância da mandioca na alimentação da população regional e mundial, a grande quantidade de minas artesanais de ouro na região sul da Amazônia e visando entender melhor o risco de exposição ao Hg para o meio ambiente e para a saúde humana, o presente estudo determinou as concentrações de Hg total (THg) em áreas de cultivo de mandioca no sul da Amazônia, analisando a relação entre as concentrações obtidas de Hg e a proximidade das áreas de mineração. A capacidade da mandioca de absorver o Hg presente no ambiente foi avaliada utilizando-se os fatores de translocação, bioacumulação e de bioconcentração e, conseqüentemente, mostrou-se a capacidade da planta de bioindicar a contaminação ambiental pelo metal oriundo das MAPEOs nessa região. Conjuntamente, foi realizada uma avaliação de risco à saúde humana por exposição ao Hg, por meio do consumo da mandioca e da farinha de mandioca, estimando-se a ingestão diária do metal e o quociente de risco à saúde pelo consumo destes alimentos pela população.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na região Norte de Mato Grosso ao sul da Amazônia. As amostras dos cultivos de mandioca e de solo foram obtidas em plantações existentes em propriedades que praticam a agricultura familiar, ao longo da rodovia Br-163, abrangendo os municípios de Matupá, Peixoto de Azevedo e Terra Nova do Norte (Figura 1).

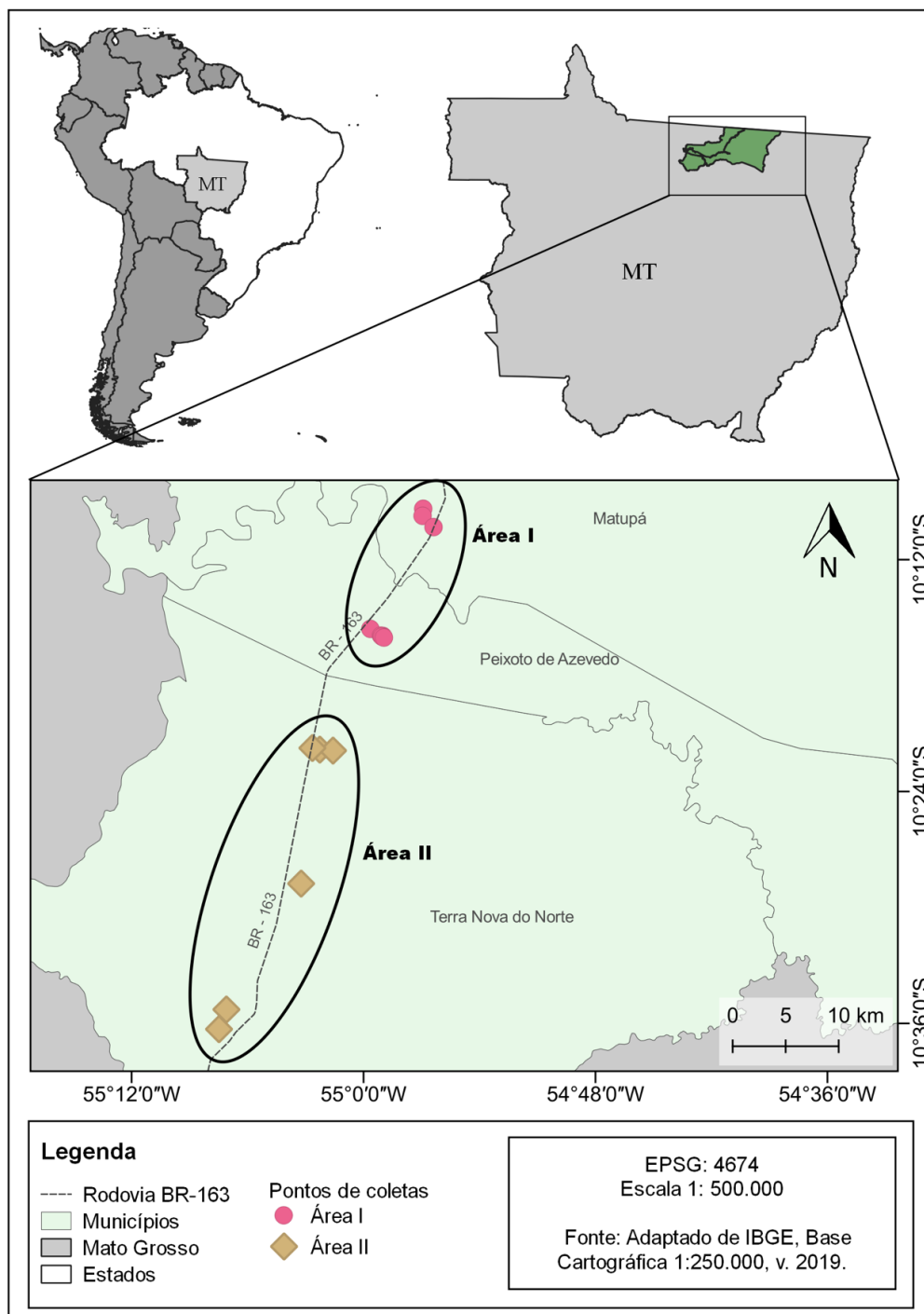
Mato Grosso produziu em 2019 mais de 14 toneladas de ouro (BRASIL, 2020). A região em estudo faz parte da Província Mineral do Norte de Mato Grosso, que é responsável por, aproximadamente, 60% da produção total de ouro do estado, e é dividida em quatro distritos quanto à mineração do ouro: Peixoto do Azevedo, Teles Pires, Cabeça e Aripuanã, totalizando uma área de 873.125 hectares (BRASIL, 2002).

A Área I compreende os municípios de Matupá e Peixoto de Azevedo, no extremo norte de Mato Grosso, próximo à divisa com o Estado do Pará, com estimativa de 17.017 e 35.695 habitantes, respectivamente. A exploração mineral é antiga na região, desde 1979, e possui uma das maiores cooperativas de garimpeiros do país, a COOGAVEPE – Cooperativa de Garimpeiros do Vale do Rio Peixoto – com mais 5.000 cooperados (IBGE, 2021). Essa área possui um longo histórico de atividade garimpeira e nela todos os pontos de coleta estavam localizados próximos às MAPEOs.

A Área II está localizada no território do Município de Terra Nova Norte, com estimativa de 9.284 habitantes (IBGE, 2021). A Área II não possui atividade garimpeira nas vizinhanças, apesar de Terra Nova do Norte ter histórico de exploração garimpeira no início da

colonização da região, por volta da década de 1980 (LOVATO, 2017), mas, atualmente, não se tem notícias de mineração nessa área.

Figura 1 - Localização geográfica das áreas de coleta de mandioca no norte do Estado de Mato Grosso, ao sul da Amazônia



Fonte: De autoria própria.

2.2 Coleta das amostras

As plantas inteiras de mandioca foram coletadas nos meses de setembro e outubro de 2020. Ao todo foram visitadas 14 pequenas propriedades, hortas de agricultura familiar com áreas menores que 50m x 50m de cultivo de mandioca, destinado principalmente à subsistência e o excedente, à venda. Em cada propriedade, foram amostradas três plantas, sendo oito propriedades na Área I e seis propriedades na Área II, totalizando 42 plantas inteiramente coletadas. Todas as plantas estavam em fase produtiva e prontas para colheita, consumo ou comercialização, com tempo médio de cultivo de onze meses. As amostras foram armazenadas, individualmente, em sacos de plástico. Além das plantas, foram coletadas 42 amostras de solo em torno das raízes, a uma profundidade de 0-20 cm.

Após a coleta, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório Integrado de Pesquisas Químicas (LIPEQ) da Universidade Federal de Mato Grosso, Câmpus Universitário de Sinop, para a separação e preparação para análise química. No laboratório as plantas foram lavadas em água corrente para remoção dos resíduos sólidos aderidos. Cada planta foi separada em raiz, caule e folhas, obtendo-se ao todo 42 amostras de cada parte, sendo então pesadas para o registro do peso fresco. O material foi colocado em estufa de secagem com circulação de ar a 50 °C até a obtenção de peso constante. Após a secagem, as amostras vegetais foram trituradas, peneiradas para homogeneização das partes, acondicionadas individualmente e armazenadas a -20 °C até a análise química. O percentual de água presente nas diferentes partes da planta fresca foi então determinado.

As amostras de solo foram peneiradas em peneira de 1 mm de malha, secas em estufa de secagem com circulação de ar forçada à temperatura de 50 °C até a obtenção de peso constante, e armazenadas a -20 °C para posterior análise química.

2.3 Análise química

As amostras de solo e material vegetal (raízes, folhas e caules) foram analisadas seguindo o mesmo procedimento. Aproximadamente 0,3 g de cada amostra foram pesados em balança digital com precisão de $\pm 0,1$ mg e, posteriormente, transferidos para tubos de digestão. Foram adicionados 2 mL de uma mistura de ácido nítrico (HNO_3) e ácido perclórico (HClO_4) na proporção de 1:1, além de 5 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4). Sequencialmente, os tubos foram aquecidos em bloco digestor a 230 °C por 60 minutos (AKAGI; NISHIMURA, 1991), resfriados e transferidos para frascos volumétricos de 25 mL, seguido de diluição com água destilada.

Em seguida as soluções das amostras foram analisadas por espectrometria de absorção atômica com atomização por geração de vapor frio usando o cloreto de estanho (II) como redutor, em espectrômetro de absorção atômica Varian AA140, equipado com acessório de geração de vapor frio (VGA77). A solução padrão de estoque usada para a curva de calibração foi rastreada para o NIST (Instituto Nacional de Padrões e Tecnologia), marca Specsol. O método utilizado é linear de 0,2 a 40 $\mu\text{g L}^{-1}$.

A precisão relativa de $\pm 5,8\%$ do método analítico foi determinada para THg nas folhas e solo com amostras fortificadas antes da digestão com três concentrações diferentes de Hg (17, 165 e 415 $\mu\text{g kg}^{-1}$) e sete repetições para cada concentração. A recuperação de Hg nas amostras

fortificadas variou entre 97% e 110%. Para cada 10 amostras analisadas, uma réplica foi adicionada para controlar a precisão das amostras não fortificadas, obtendo-se coeficiente médio de variação entre as réplicas de 7%. O limite de detecção, definido como a média mais três vezes o desvio padrão de dez análises de brancos, foi de $6,7 \mu\text{g kg}^{-1}$, e o limite de quantificação, definido como a média mais dez vezes o desvio padrão de dez análises de brancos, foi de $13,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ (NASCIMENTO NETO et al., 2012).

2.3 Fatores de translocação (TF), bioacumulação (BAF) e bioconcentração (BCF)

Os fatores de translocação (TF), bioacumulação (BAF) e bioconcentração (BCT) foram calculados utilizando-se as concentrações de Hg determinadas no solo, raízes e folhas de planta. O fator de translocação (TF) (Eq. 1) foi calculado pela razão da concentração de metal nas folhas das plantas ($[\text{Hg}]_{\text{folhas}}$) e a concentração de metal nas raízes ($[\text{Hg}]_{\text{raízes}}$) (MARRUGO-NEGRETE et al., 2020).

$$(1) \quad TF = \frac{[\text{Hg}]_{\text{folhas}}}{[\text{Hg}]_{\text{raiz}}}$$

O fator de bioconcentração (BCF) (Eq. 2) foi determinado pela razão da concentração de metal nas raízes, $[\text{Hg}]_{\text{raiz}}$, e concentração de metal no solo, $[\text{Hg}]_{\text{solo}}$ (MARRUGO-NEGRETE et al., 2020).

$$(2) \quad BCF = \frac{[\text{Hg}]_{\text{raiz}}}{[\text{Hg}]_{\text{solo}}}$$

Finalmente, o fator de bioacumulação (BAF) (Eq. 3) foi calculado pela razão da concentração de metal nas folhas, ($[\text{Hg}]_{\text{folhas}}$) e a concentração do metal no solo, $[\text{Hg}]_{\text{solo}}$ (MARRUGO-NEGRETE et al., 2020).

$$(3) \quad BAF = \frac{[\text{Hg}]_{\text{folhas}}}{[\text{Hg}]_{\text{solo}}}$$

2.3 Avaliação de risco à saúde

2.3.1 Estimativa de ingestão diária

Os consumos diários estimados (EDI) de Hg foram calculados com base nas concentrações de THg nas raízes de mandioca e no consumo médio per capita de mandioca e da farinha de mandioca (Eq. 4) (LEÓN-CAÑEDO et al., 2019).

$$(4) \quad EDI = \frac{C_{[\text{Hg}]} \cdot f \cdot IR}{b_w}$$

onde o “ $C_{[\text{Hg}]}$ ” é a concentração de mercúrio na raiz em $\mu\text{g kg}^{-1}$; o “ f ” é o fator de conversão de massa fresca (massa seca (g)/massa fresca (g)) com valor médio de, aproximadamente,

0,3153 neste estudo); “ IR ” é consumo médio diário per capita de mandioca (kg/dia); e “ b_w ” é o peso corporal médio de um indivíduo (assumido ser 70 kg para adultos nesse estudo).

Para calcular a estimativa de ingestão diária para farinha de mandioca, foi utilizado o fator de conversão igual a 1, considerando-se que o procedimento de preparo e secagem das raízes é semelhante à secagem para produção da farinha de mandioca. O consumo médio diário per capita para a população brasileira foi de 9,0 g para a mandioca e 8,0 g para a farinha de mandioca (IBGE, 2019). As ingestões diárias estimadas foram comparadas com a ingestão diária tolerável provisória (PTDI) de $0,57 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ pessoa}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, limite estabelecido pelo Joint FAO/WHO *Expert Committee on Food Additives* (JEFCA, 2011; MARRUGO-NEGRETE et al., 2020) indicando a dose máxima do composto e abaixo da qual não há risco conhecido de efeitos para a saúde.

2.3.2 Quociente de risco alvo

O risco à saúde relacionado à exposição ao Hg por meio do consumo de mandioca e da farinha de mandioca foi estimado de acordo com o quociente de risco total (THQ), que foi calculado pela Equação (5) para mandioca e para farinha:

$$(5) \quad THQ = \frac{E_f \cdot E_d \cdot C_{[Hg]} \cdot f \cdot D_{IR}}{R_{fD} \cdot b_w \cdot T_{an}} \times 10^{-3}$$

A metodologia para estimar o risco à saúde não cancerígeno THQ é descrita em detalhes pela USEPA em que “ E_f ” é a frequência de exposição (365 dia/ano); “ E_d ” é a duração da exposição (70 anos) (LIANG et al., 2019), equivalente ao tempo de vida médio; “ D_{IR} ” é a taxa de ingestão de alimentos (g/pessoa/dia); “ $C_{[Hg]}$ ” são as concentrações de Hg (mg/g) na mandioca; “ R_{fD} ” é a dose oral de referência (Hg = $3 \times 10^{-4} \text{ mg/g/d}$) (LEÓN-CAÑEDO et al., 2019; BARONE et al., 2018; EREGNO et al., 2017); “ b_w ” é o peso corporal médio (70 kg) de uma população adulta; e “ T_{an} ” é o tempo médio de exposição para não cancerígenos (365 dia/ano \times ED). O THQ para mandioca foi calculado relativo à massa fresca, utilizando-se o fator de conversão “ f ” de, aproximadamente, 0,3153 e para farinha de mandioca o fator utilizado foi igual a 1.

2.3.3 Análise estatística

Considerou-se os dados amostrais da Área I (com presença de MAPEOs) e Área II (sem presença de MAPEOs), sendo que o número de observações da Área I foi igual a 24 ($n = 24$) e da Área II foi igual a 18 ($n = 18$). Para análise dos dados coletados, após apresentarem distribuição normal, utilizou-se o teste t-Student para amostras independentes, com o propósito de comparar as médias entre os dois grupos. Os parâmetros avaliados foram as concentrações de mercúrio nas folhas, caules, raízes das plantas e no solo e, ainda, os índices BAF, BCF e TF. Foram considerados resultados estatisticamente significativos aqueles com valores de $p < 0,05$.

3 RESULTADOS

3.1 Acumulação de Hg e a mineração artesanal

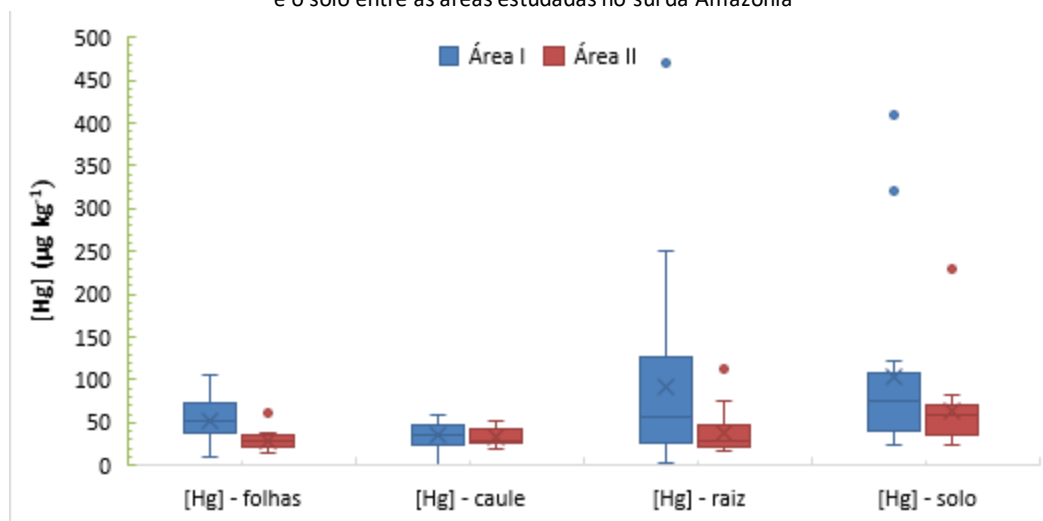
As concentrações médias de Hg presentes nas partes da mandioca variam entre as áreas avaliadas (Tabela 1). A Área I apresentou as maiores concentrações médias de Hg nas folhas e raízes. As concentrações médias de Hg encontradas no solo e no caule não diferiram significativamente. A Área I, próxima à MAPEO, apresentou concentração média de Hg nas folhas até 83% superior ao notado na Área II. Na Área I foi constatada nas raízes a concentração média de Hg em torno de 150% superior à concentração média da Área II. Na Figura 2 é possível observar a distribuição dos dados de concentração de THg nas diversas partes da planta e áreas estudadas.

Tabela 1 Comparações das médias de concentrações de mercúrio ($\mu\text{g kg}^{-1} \pm \text{DP}$)* nas diferentes partes da mandioca e no solo entre as áreas estudadas no sul da Amazônia

ÁREAS	PARTES			
	Raiz	Caule	Folha	Solo
I	92,35 ± 102,65	35,41 ± 15,46	52,74 ± 23,38	102,99 ± 101,40
II	36,85 ± 21,98	33,12 ± 10,59	28,81 ± 10,73	64,75 ± 44,99
P-valor	0,01621	0,57253	0,00013	0,10937

* p-valor < 0,05 indica diferença entre os grupos. Fonte: De autoria própria.

Fig. 2 Distribuição dos dados de concentração de THg ($\mu\text{g kg}^{-1}$) obtida nas diferentes partes das plantas de mandioca e o solo entre as áreas estudadas no sul da Amazônia



Fonte: De autoria própria.

Os fatores de translocação, bioacumulação e bioconcentração constam na Tabela 2. O maior fator de bioconcentração (BCF) foi de 1,08, observado na Área I. Os fatores de translocação (TF) e bioacumulação (BAF) não apresentaram diferença estatística entre as áreas avaliadas e observou-se valores de TF superiores a 1 para as duas áreas avaliadas.

Tabela 2 Comparação dos fatores de translocação (TF), bioacumulação (BAF) e bioconcentração (BCF) de mercúrio em plantas de mandioca coletadas em duas áreas no sul da Amazônia.

Áreas de coleta	TF	BAF	BCF
I	1,47 ± 2,35	0,81 ± 0,77	1,08 ± 0,83
II	0,96 ± 0,48	0,58 ± 0,37	0,64 ± 0,25
P-valor*	0,32185	0,2164	0,02408

* p-valor < 0,05 indica diferença entre os grupos. Fonte: De autoria própria.

As concentrações médias de Hg presentes em raízes e folhas de mandioca variam entre as áreas avaliadas, evidenciando-se a existência de associação da exploração garimpeira de ouro à contaminação ambiental. A maior concentração média de Hg nas folhas pertence à Área I, próxima às MAPEOs, ou seja, uma região de emissão antrópica de Hg. A MAPEO libera para a atmosfera Hg^0 , que pode ser oxidado (Hg^+ ou Hg^{+2}) e ligar-se a partículas mais pesadas, facilitando sua deposição. Ao ser depositado no solo, na água ou na superfície dos vegetais, pode ser modificado para a forma orgânica e biomagnificar na cadeia alimentar, causando danos aos seres vivos (e.g. BANK, 2020; AZEVEDO et al., 2003; SOMMAR et al., 2020). O Hg destaca-se entre os poluentes, pois não se degrada na natureza e possui a tendência de bioacumular nos organismos (TURKYILMAZ et al. 2018). A deposição do Hg elementar gasoso nos ecossistemas pode levar meses, dificultando a descoberta da fonte de emissão (ARIYA et al. 2015; SAIZ-LOPEZ et al., 2018).

Ma et al. (2019) afirmaram que, em geral, o Hg encontrado nas plantas é resultante do processo de deposição atmosférica ou por absorção pelo solo. Portanto, o Hg presente nas folhas pode ser absorvido do solo e translocado às partes superiores via raízes (CHANDRA, et al., 2017) ou pode ser absorvido diretamente da atmosfera (CASAGRANDE et al., 2020). Em condições em que as concentrações de Hg no solo não apresentem diferença, conforme as encontradas neste estudo, a maior concentração média de Hg nas folhas na Área I sugere maior deposição do Hg na superfície foliar em áreas próximas à exploração de ouro, conforme também observado em outros estudos (e. g. CASAGRANDE et al., 2020; ESBRÍ et al., 2018).

As amostras obtidas na Área I possuem maior concentração de Hg nas folhas e nas raízes em relação à Área II, apesar de as áreas estudadas possuírem as mesmas concentrações de Hg no solo. Destaca-se que a absorção estomática do Hg pelas folhas e a transferência para as raízes é uma via possível para a absorção do Hg por determinadas plantas (ASSAD et al., 2016; MA et al., 2019). Os resultados indicam que, para a mandioca, as folhas juntamente com o solo podem contribuir para a absorção de Hg pelas raízes. Portanto, a mandioca é capaz de armazenar o Hg captado na atmosfera nas folhas e raízes, mostrando elevado potencial para a bioindicação da emissão deste metal pelas MAPEOs.

As concentrações médias observadas nos solos indicam que não há contaminação de Hg nas áreas, pois se mantiveram abaixo do limite estabelecido de $300 \mu g kg^{-1}$ (UNEP, 2002). Esses resultados coincidem com os valores observados por Casagrande et al. (2020), na mesma região deste estudo, em que os níveis de Hg no solo não foram afetados pela proximidade de MAPEOs e não possuíam valores acima dos limites estabelecidos. O teor de Hg encontrado nos solos pode ser atribuído a diversos fatores, como a deposição de material vegetal, deposição

atmosférica ou uso de fertilizantes (MA et al. 2019; ASADUZZAMAN et al. 2019; WANG et al., 2016).

A acumulação e retenção de Hg no solo depende das suas propriedades físicas e químicas, quantidade de matéria orgânica presente e de ligações químicas com grupos funcionais que fazem o Hg permanecer retido (OBRIST et al., 2011; OBRIST et al., 2018). Adjorlolo-Gasokpoh et al. (2012) analisaram os níveis de concentração total de Hg na superfície do solo e na mandioca colhida em fazendas localizadas próximo às minas de ouro, em Gana. Os resultados, diferentemente dos encontrados no presente estudo, indicaram que a camada superficial do solo e as lavouras de mandioca estão fortemente contaminadas por Hg, mostrando que a cultura de mandioca em solos com elevadas concentrações de Hg deve ser evitada.

O fator de bioacumulação (BAF) indica a capacidade da planta de absorver o Hg do solo para os tecidos das folhas. Valores maiores que 1 indicam que a planta é considerada acumuladora (NAPOLI et al., 2018). Os valores de BAF das áreas avaliadas são menores que 1, evidenciando uma baixa transferência do metal do solo para as folhas da mandioca (e.g. EGLER et al., 2006;), reforçando que a maior concentração de Hg presente nas folhas pertencente à Área I é proveniente da atmosfera.

Os fatores de translocação (TF) obtidos para as áreas avaliadas foram maiores que 1, confirmando que ocorre a translocação do Hg da raiz para as partes aéreas das plantas. Entretanto, a maior concentração de Hg encontrada nas folhas da Área I não pode ser explicada apenas pela translocação, já que as concentrações de Hg no solo são iguais estatisticamente nas duas áreas, evidenciando a contribuição da absorção estomática pelas folhas para o armazenamento de Hg nas raízes. Esse fato reforça o efeito da maior deposição atmosférica sobre as folhas na área próxima às MAPEOs.

Entende-se que as folhas de mandioca podem ser usadas para bioindicar a emissão de Hg por MAPEOs, uma vez que a concentração de Hg na atmosfera dessas regiões tende a ser maior, afetando a concentração de Hg nas folhas dos vegetais (CASAGRANDE et al., 2020; LIU et al., 2020; ESBRI et al., 2018; ZHENG et al., 2018; EGLER et al., 2006). Marrugo-Negrete et al. (2016) observaram que o fator de translocação não deve ser usado para caracterizar a capacidade das plantas de absorver Hg em áreas com altas taxas de emissões antropogênicas de Hg, pois nas áreas de MAPEOs as emissões atmosféricas devem ser consideradas como um fator significativo no aumento dos níveis de Hg nas folhas.

O fator de bioconcentração (BCF), quando maior que 1, indica que a planta está concentrando o Hg do solo em suas raízes. O BCF calculado para a Área I foi maior em relação à Área II, e apenas na Área I o BCF foi maior que 1. Considerando-se que as concentrações de Hg nos solos das duas áreas são iguais, o fato de o BCF da Área I ser maior que 1 confirma que as concentrações de Hg nas raízes advêm da maior deposição atmosférica de Hg devido à atividade garimpeira, evidenciando o papel das folhas na absorção do Hg e posterior bioconcentração nas raízes.

Destaca-se que a concentração de Hg das raízes na Área I é 150% superior à da Área II, assim como a concentração de Hg nas folhas da primeira área é 83% superior à da segunda área, apesar das concentrações de Hg no solo das Áreas I e II não diferirem entre si, reforçando que as raízes de mandioca podem absorver o Hg tanto pelo solo, quanto pela atmosfera, por meio

da absorção estomática e transporte para as raízes (ASSAD et al., 2016; MA et al., 2019). Este resultado mostra que, para a mandioca, o BCF pode evidenciar a deposição atmosférica em regiões com emissão antrópica de Hg, pois a absorção de Hg pelas folhas também pode afetar a concentração nas raízes, interferindo no BCF.

As raízes da mandioca cultivadas na Área I, onde a deposição de Hg atmosférico pode ser mais elevada e o fator de bioconcentração é maior que 1, mostram a capacidade de concentração deste metal na região da raiz a partir do solo e da atmosfera, e que em determinadas condições, a mandioca pode ser uma via de risco de contaminação de Hg para a saúde humana que precisa ser considerada. O monitoramento regular das concentrações de Hg em cultivos de mandioca próximos a MAPEOs pode ser útil para indicar restrições de cultivo quando os teores se tornarem críticos, evitando que a segurança do alimento seja afetada.

Os resultados reforçam, ainda, a condição de certas plantas, incluindo as comerciais, que podem ser usadas como potenciais bioindicadoras da presença de metais no meio ambiente (CASAGRANDE et al., 2020; CASAGRANDE et al., 2018; SALAZAR; PIGNATA, 2014; ESBRI et al., 2018). Assim, o uso de Hg pelas MAPEOs pode ser detectado pelas folhas e raízes da mandioca quando se comparam os teores do metal presentes nas raízes e folhas entre plantas cultivadas na proximidade de MAPEOs com plantas coletadas em áreas sem histórico desta atividade. Portanto, protocolos de coleta e análise podem ser desenvolvidos de forma a usar a mandioca como auxiliar na fiscalização do uso irregular de Hg por MAPEOs.

3.2 Avaliação de Risco à Saúde

Para a avaliação de risco à saúde, as EDI de Hg na mandioca e na farinha de mandioca foram calculadas utilizando as concentrações médias de Hg nas raízes de cada área (Tabela 3). Os maiores valores de EDI pertencem à Área I, tanto para a mandioca, quanto para a farinha de mandioca. O THQ por exposição ao Hg foi calculado com as concentrações médias das raízes de cada área. Tanto para a mandioca quanto para a ingestão de farinha de mandioca, os valores obtidos estão abaixo de 1 (Tabela 3), entretanto, a Área I apresentou os maiores valores.

Tabela 3 Estimativas de ingestão diária (EDI) de Hg e quociente de risco à saúde (THQ) pelo consumo da mandioca e da farinha de mandioca pela população do sul da Amazônia

Áreas	EDI		THQ	
	Mandioca	Farinha	Mandioca	Farinha
I	0,004	0,011	0,012	0,040
II	0,001	0,004	0,005	0,016

Fonte: De autoria própria.

Os valores calculados de EDI e THQ (Tabela 3), tanto para a mandioca quanto para a farinha de mandioca, não apresentam risco à saúde da população da região estudada, pois estiveram abaixo dos valores estabelecidos como limites. Ainda que abaixo dos limites estabelecidos, os maiores valores obtidos de EDI e THQ pertencem à Área I. Portanto, se faz necessária a investigação periódica desses fatores em lavouras próximas às MAPEOs devido à possibilidade de aumento da contaminação por Hg com a atividade garimpeira ou a intensidade desta atividade.

O consumo médio per capita de mandioca e farinha de mandioca no Brasil é de 9,0 e 8,0 g dia⁻¹, respectivamente. Para o 1º quarto da população, representado pela população de baixa renda, o consumo médio per capita de farinha de mandioca sobe para 13,2 g/dia. Para a região Norte o consumo médio per capita de farinha de mandioca é de 38,0 g/dia. Nos anos de 2017 e 2018, a frequência de consumo de farinha de mandioca foi quase três vezes maior na zona rural do que na zona urbana (IBGE, 2019).

Considerando-se que as raízes da mandioca bioconcentraram o Hg presente na atmosfera e no solo em que foram cultivadas e admitindo-se um consumo diário de mandioca de 9,0 g dia⁻¹ pessoa⁻¹, pode-se estimar que apenas para raízes com concentrações médias de Hg a partir de 14,06 mg kg⁻¹ a EDI ficaria acima do limite estabelecido de 0,57 µg kg⁻¹ pessoa⁻¹ dia⁻¹. Nestas condições, o THQ será de 1,9, evidenciando o risco à saúde pelo consumo da mandioca em condições de solos e atmosfera contaminados por Hg. Alerta-se, portanto, que para o atual consumo médio per capita, as raízes de mandioca serão tóxicas apenas quando possuírem concentrações de Hg a partir de 14,06 mg kg⁻¹.

Para a farinha de mandioca, os teores tóxicos de Hg são menores em relação à mandioca. Para a farinha com concentrações a partir de 4,99 mg kg⁻¹, os índices de EDI e THQ ficariam acima dos limites críticos, considerando um consumo diário de farinha de mandioca de 8,0 g dia⁻¹ pessoa⁻¹. Entende-se que, com a perda de água no processo de fabricação da farinha, a concentração de Hg aumenta; e para consumir os mesmos teores de Hg, é necessário consumir mais mandioca do que farinha de mandioca. As concentrações limites de Hg em raízes para que a EDI e o THQ não apontem o risco à saúde pela exposição ao Hg variam conforme o consumo da população de interesse. Assim, quanto maior o consumo, menores devem ser as concentrações de Hg para que seja seguro o consumo.

Destaque-se que, para raízes com concentração média igual às raízes da Área I (92,35 µg kg⁻¹ ou 0,092 mg kg⁻¹), é seguro ingerir diariamente até 1.370g de mandioca e 432g de farinha de mandioca, assim o consumo não ultrapassará o limite estabelecido para EDI. No entanto, para que o quociente de risco à saúde (THQ) pela exposição ao Hg se mantenha < 1, é seguro consumir menos de 722g de mandioca e menos que 227g de farinha, limite que seria ultrapassado para uma população com o alto consumo médio. Portanto, alerta-se que mandiocas cultivadas em regiões próximas à MAPEOs, em que a concentração de Hg na atmosfera e no solo tendem a aumentar devido à atividade de garimpeira, associado ao alto consumo de mandioca ou farinha de mandioca pela população, deve ocorrer o monitoramento para evitar que teores de Hg representem risco à saúde devido à exposição ao Hg.

Outro destaque é para o consumo das folhas de mandioca produzidas próximas às regiões de MAPEO. Ainda que na região do estudo o consumo diário de folhas seja baixo, a folha é ingrediente essencial de um prato típico na região Norte do Brasil, mas compõe, principalmente, a alimentação de 60% da população de países da África Subsaariana. Com os resultados do presente estudo, entende-se que as folhas de mandioca cultivadas próximas à área de exploração de ouro podem conter concentrações maiores de Hg devido à deposição atmosférica do metal emitido pelas MAPEOs e, em determinadas condições, as partes comestíveis podem apresentar teores de mercúrio acima dos valores críticos, prejudicando a saúde da população. Importante ressaltar que a segurança advém da média diária de consumo de folha pela população, assim, em regiões de cultivos de mandioca próximos à MAPEOs, o alto

consumo de folhas de mandioca pode oferecer risco à saúde mesmo em concentrações abaixo dos limites estabelecidos.

4 CONCLUSÃO

As concentrações de Hg nas plantas de mandioca foram maiores na área próxima às MAPEOs. A diferença entre as concentrações de Hg nas folhas de mandioca cultivadas nas proximidades de uma fonte de emissão e as folhas de mandioca cultivada em uma área sem histórico recente de emissão de Hg por MAPEOs permitiu estimar o efeito de MAPEOs na deposição atmosférica do Hg em uma região. Dessa forma, admite-se que a mandioca tem potencial uso como bioindicadora da deposição atmosférica de Hg emitido por MAPEO. O BCT maior que 1 na área próxima à MAPEOs evidenciou o efeito da proximidade das MAPEOs também sobre as concentrações de Hg nas raízes da mandioca. O uso de Hg pelas MAPEOs pode ser detectado pelas folhas e raízes da mandioca, sendo que protocolos de coleta e análise podem ser desenvolvidos para facilitar a fiscalização do uso irregular de Hg usando a mandioca como bioindicadora.

O consumo de mandioca e de farinha de mandioca pela população da região avaliada não representa um risco à saúde devido ao baixo consumo médio per capita da população da região. Estipula-se que para a população da região o consumo de mandioca é seguro até cerca de 722 g dia⁻¹ pessoa⁻¹, e da farinha de mandioca, cerca de 227g dia⁻¹ pessoa⁻¹. Para o atual consumo da população, as raízes são tóxicas com teores a partir de 14,06 mg kg⁻¹ e para a farinha de mandioca cerca de 4,99 mg kg⁻¹. Reforça-se a necessidade de monitoramento periódico das concentrações de Hg em plantas cultivadas comercialmente, de modo a evitar a produção de alimentos contaminados pelo metal. Alerta-se, ainda, sobre o consumo das folhas de mandioca cultivadas em áreas de mineração, visto que a deposição atmosférica aumenta consideravelmente as concentrações de Hg presentes nas folhas e pode se tornar uma via direta para contaminação da população que as consome.

5 REFERÊNCIAS

- ADJORLOLO-GASOKPOH, A.; GOLOW, A. A.; KAMBO-DORSA, J. (2012) Mercury in the surface soil and cassava, *Manihot esculenta* (flesh, leaves and peel) near goldmines at Bogoso and Prestea, Ghana. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 89, p. 1106-1110, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0849-7>
- AKAGI, H.; NISHIMURA, H. Speciation of mercury in the environment. In **Advances in Mercury Toxicology**. Springer, Boston, MA, 1991, pp. 53-76. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-9071-9_3
- ARIYA, P. A.; Amyot, M.; DASTOOR, A.; DEEDS, D.; FEINBERG, A.; Kos, G.; POULAIN, A.; RYJKOV, A.; SEMENIUK, K.; SUBIR, M.; TOYOTA, K. Mercury physicochemical and biogeochemical transformation in the atmosphere and at atmospheric interfaces: a review and future directions. **Chemical reviews**, v. 115, n. 10, p. 3760-3802, 2015. <https://doi.org/10.1021/cr500667e>
- ASADUZZAMAN, A.; RICCARDI, D.; AFANEH, A. T.; COOPER, S. J.; SMITH, J. C.; WANG, F.; PARQUES, J. M.; SCHRECKENBACH, G. Environmental mercury chemistry—in silico. **Accounts of Chemical Research**, v. 52, n. 2, p. 379-388, 2019. <https://doi.org/10.1021/acs.accounts.8b00454>
- ASSAD, M.; PARELLE, J.; CAZAUX, D.; GIMBERT, F.; CHALOT, M.; TATIN-FROUX, F. Mercury uptake into poplar leaves. **Chemosphere**, v. 146, p. 1-7, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.103>

AZEVEDO, F. A.; NASCIMENTO, E. S.; CHASIN, A. A. M. Mercúrio. In AZEVEDO, F. D.; Chasin, A. D. M (org.). **Metais: gerenciamento da toxicidade**. São Paulo: Editora Atheneu, 2003, pp. 299-352.

Bank, M. S. The mercury science-policy interface: history, evolution and progress of the Minamata Convention. **Science of the Total Environment**, v. 722, p. 137832, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137832>.

BARONE, G.; DAMBROSIO, A.; STORELLI, A.; GAROFALO, R.; BUSCO, V. P.; STORELLI, M. M. Estimated dietary intake of trace metals from swordfish consumption: a human health problem. **Toxics**, v. 6, n. 2, p. 22, 2018. <https://doi.org/10.3390/toxics6020022>

BOSE-O'REILLY, S.; SCHIERL, R.; NOWAK, D.; SIEBERT, U.; WILLIAM, J. F.; OWI, F. T.; IR, Y. I. A preliminary study on health effects in villagers exposed to mercury in a small-scale artisanal gold mining area in Indonesia. **Environmental research**, v. 149, p. 274-281, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.04.007>

BRASIL. Agência Nacional de Mineração. **Anuário Mineral Brasileiro**: principais substâncias metálicas – Brasília, DF: ANM, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/amb_2020_ano_base_2019_revisada2_28_09.pdf. Acesso em: 20 dez. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Diagnóstico do setor mineral de Mato Grosso**. 2002. Disponível em: <http://antigo.mme.gov.br/documents/36108/406547/Diagn%C3%B3stico+do+Setor+Mineral+do+Estado+de+Mato+Grosso.pdf/b235c14b-48bd-a0c6-54c8-e5ec1a94fdb?version=1.0>. Acesso em: 13 nov. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Guia alimentar para a população brasileira**: promovendo a alimentação saudável. – Brasília, 2008. p. 210. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/guia_alimentar_populacao_brasileira_2008.pdf. Acesso em: 20 nov. 2021.

CASAGRANDE, G. C. R.; dos REIS, C.; ARRUDA, R.; de ANDRADE, R. L. T.; BATTIROLA, L. D. Bioaccumulation and biosorption of mercury by *Salvinia biloba* Raddi (Salviniaceae). **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 229, p. 1-14, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3819-9>

CASAGRANDE, G. C. R.; de MELLO FRANCO, D. N.; MORENO, M. I. C.; de ANDRADE, E. A.; BATTIROLA, L. D.; de ANDRADE, R. L. T. Assessment of atmospheric mercury deposition in the vicinity of artisanal and small-scale gold mines using Glycine max as Bioindicators. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, p. 1-14, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04918y>

CHANDRA, R.; YADAV, S.; YADAV, S. Phytoextraction potential of heavy metals by native wetland plants growing on chlorolignin containing sludge of pulp and paper industry. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 134-145, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.017>

CHENG, Z.; WANG, H. S.; DU, J.; STHIANNOPKAO, S.; XING, G. H.; KIM, K. W.; YASIN, M. S. M.; HASHIM, J. H.; WONG, M. H. Dietary exposure and risk assessment of mercury via total diet study in Cambodia. **Chemosphere**, v. 92, n. 1, p. 143-149, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.02.025>

EGLER, S. G.; RODRIGUES-FILHO, S.; VILLAS-BÔAS, R. C.; BEINHOFF, C. Evaluation of mercury pollution in cultivated and wild plants from two small communities of the Tapajós gold mining reserve, Pará State, Brazil. **Science of the total environment**, v. 368, n. 1, p. 424-433, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.037>

EMBRAPA. **Maniva**: a folha moída que vira iguaria gastronômica. Disponível em: <https://www.embrapa.br/embrapa-no-cirio/maniva>. Acesso em: 15 nov. 2021.

EREGNO, F. E.; MOGES, M. E.; HEISTAD, A. Treated greywater reuse for hydroponic lettuce production in a green wall system: quantitative health risk assessment. **Water**, v. 9, n. 7, p. 454, 2017. <https://doi.org/10.3390/w9070454>

ESBRÍ, J. M.; CACOVEAN, H.; HIGUERAS, P. Usage Proposal of a common urban decorative tree (*Salix alba* L.) to monitor the dispersion of gaseous mercury: a case study from Turda (Romania). **Chemosphere**, v. 193, p. 74-81, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.007>

FILGUEIRAS, G. C.; HOMMA, A. K. O. Aspectos socioeconômicos da cultura da mandioca na região Norte. In MODESTO JÚNIOR, M. S. & ALVES, R. N. B (org.). **Cultura da mandioca: aspectos socioeconômicos, melhoramento genético, sistemas de cultivo, manejo de pragas e doenças e agroindústria**. Brasília: Embrapa Amazônia Oriental, 2016. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1056645/1/LVMandiocacap1.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2021.

GHASEMIDEHKORDI, B.; MALEKIRAD, A. A.; NAZEM, H.; FAZILATI, M.; SALAVATI, H.; SHARIATIFAR, N.; REZAEI, M.; FAKHRI, Y.; KHANEGHAH, A. M. Concentration of lead and mercury in collected vegetables and herbs from Markazi province, Iran: a non-carcinogenic risk assessment. **Food and chemical toxicology**, v. 113, p. 204-210, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.01.048>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades**. 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/peixoto-de-azevedo/panorama>. Acesso em: 25 jul. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa de orçamentos familiares 2017-2018: análise do consumo alimentar pessoal no Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101670.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2021.

JECFA. Evaluation of certain food additives and contaminants. **72th Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additive**. WHO Technical Report Series 959. 2011. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/44514>. Acesso em: 15 nov. 2021.

LEÓN-CAÑEDO, J. A.; ALARCÓN-SILVAS, S. G.; FIERRO-SAÑUDO, J. F.; de OCA, G. A. R. M.; PARTIDA-RUVALCABA, L.; DÍAZ-VALDÉS, T.; PÁEZ-OSUNA, F. Mercury and other trace metals in lettuce (*Lactuca sativa*) grown with two low-salinity shrimp effluents: accumulation and human health risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 2535-2544, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.003>

LIANG, G.; GONG, W.; LI, B.; ZUO, J.; PAN, L.; LIU, X. Analysis of heavy metals in foodstuffs and an assessment of the health risks to the general public via consumption in Beijing, China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 6, p. 909, 2019. <https://doi.org/10.3390/ijerph16060909>

LIU, W.; LI, M.; ZHANG, M.; WANG, D.; GUO, Z.; LONG, S.; YANG, S.; WANG, H.; LI, W.; HU, Y.; WEI, Y.; XIAO, H. Estimating leaf mercury content in *Phragmites australis* based on leaf hyperspectral reflectance. **Ecosystem Health and Sustainability**, v. 6, n. 1, p. 1726211, 2020. <https://doi.org/10.1080/20964129.2020.1726211>

LOVATO, D. M. C. Análise da abordagem territorial rural no território Portal da Amazônia: exemplo de Terra Nova do Norte, Mato Grosso. **Revista Política e Planejamento Regional**, v. 4, p. 31-51. 2017. ISSN 2358-4556. Disponível em: <http://revistapppr.com.br/artigos/publicados/Analise-da-abordagem-territorial-rural-no-Territorio-Portal-da-Amazonia-exemplo-de-Terra-Nova-do-Norte-Mato-Grosso.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2022.

MA, M.; DU, H.; WANG, D. A new perspective is required to understand the role of forest ecosystems in global mercury cycle: a review. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 102, n. 5, p. 650-656, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02569-2>

MARRUGO-NEGRETE, J.; DURANGO-HERNÁNDEZ, J.; DÍAZ-FERNÁNDEZ, L.; URANGO-CÁRDENAS, I.; ARAMÉNDIZ-TATIS, H.; VERGARA-FLÓREZ, V.; BRAVO, A.G.; DÍEZ, S. Transfer and bioaccumulation of mercury from soil in cowpea in gold mining sites. **Chemosphere**, v. 250, p. 126142, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126142>

MARRUGO-NEGRETE, J.; MARRUGO-MADRID, S.; PINEDO-HERNÁNDEZ, J.; DURANGO-HERNÁNDEZ, J.; DÍEZ, S. Screening of native plant species for phytoremediation potential at a Hg-contaminated mining site. **Science of the total environment**, v. 542, p. 809-816, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.117>

NAPOLI, M.; CECCHI, S.; GRASSI, C.; BALDI, A.; ZANCHI, C. A.; ORLANDINI, S. Phytoextraction of copper from a contaminated soil using arable and vegetable crops. **Chemosphere**, v. 219, p. 122-129, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.017>

NASCIMENTO NETO, A.; COSTA, L. M.; KIKUCHI, A. N. S.; FURTADO, D. M. S.; ARAUJO, M. Q.; MELO, M. C. C. Method validation for the determination of total mercury in fish muscle by cold vapour atomic absorption spectrometry. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 29, n. 4, p. 617-624, 2012. <https://doi.org/10.1080/19440049.2011.642009>

Obrist, D.; Johnson, D. W.; Lindberg, S. E.; Luo, Y.; Hararuk, O.; Bracho, R.; Battles, J. J.; Dail, D. B.; Edmonds, R. L.; Monson, R. K.; Olliger, S. V.; Pallardy, S. G.; Pregitzer, K. S.; Todd, D. E. Mercury distribution across 14 US forests. Part I: Spatial patterns of concentrations in biomass, litter, and soils. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 9, p. 3974-3981, 2011. <https://doi.org/10.1021/es104384m>

OBRIST, D.; KIRK, J. L.; ZHANG, L.; SUNDERLAND, E. M.; JISKRA, M.; SELIN, N. E. A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: changes of emissions, climate, and land use. **Ambio**, v. 47, p. 116-140, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1004-9>

SAIZ-LOPEZ, A.; SITKIEWICZ, S. P.; ROCA-SANJUÁN, D.; OLIVA-ENRICH, J. M.; DÁVALOS, J. Z.; NOTARIO, R.; JISKRA, M.; XU, Y.; WANG, F.; THACKRAY, C. P.; SUNDERLAND, E. M.; JACOB, D. J.; TRAVNIKOV, O.; CUEVAS C. A.; ACUÑA, A. U.; RIO, D.; AVIÃO, J. M.; KINNISON, D. E.; SONKE, J. E. Photoreduction of gaseous oxidized mercury changes global atmospheric mercury speciation, transport and deposition. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 4796, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07075-3>

SALAZAR, M. J.; PIGNATA, M. L. Lead accumulation in plants grown in polluted soils. Screening of native species for phytoremediation. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 137, p. 29-36, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.11.003>

SOMMAR, J.; OSTERWALDER, S.; ZHU, W. Recent advances in understanding and measurement of Hg in the environment: Surface-atmosphere exchange of gaseous elemental mercury (Hg⁰). **Science of The Total Environment**, v. 721, p. 137648, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137648>

TORKAMAN, P.; VEIGA, M. M.; de ANDRADE LIMA, L. R. P.; OLIVEIRA, L. A.; MOTTA, J. S.; JESUS, J. L.; LAVKULICH, L. M. Leaching gold with cassava: an option to eliminate mercury use in artisanal gold mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 311, p. 127531, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127531>

TURKYILMAZ, A.; SEVIK, H.; CETIN, M.; AHMAIDA SALEH, E. A. Changes in heavy metal accumulation depending on traffic density in some landscape Plants. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 27, n. 5, 2018. <https://doi.org/10.15244/pjoes/78620>

UNEP. United Nations Environment Programme (2002). **Global mercury assessment 2002**. Geneva, Switzerland. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/12297>. Acesso em: 21 out. 2021.

UNEP. United Nations Environment Programme (2019). Global mercury assessment 2018. **U.N. Environment Programme, Chemicals and Health Branch**. Geneva, Switzerland. 2019. ISBN: 978-92-807-3744-8. <https://www.unenvironment.org/resources/publication/global-mercury-assessment-2018>. Accessed 21 oct 2021.

WANG, Q.; ZHANG, J.; XIN, X.; ZHAO, B.; MA, D.; ZHANG, H. The accumulation and transfer of arsenic and mercury in the soil under a long-term fertilization treatment. **Journal of soils and sediments**, v. 16, p. 427-437, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1227-y>

ZHENG, S. A.; WU, Z.; CHEN, C.; LIANG, J.; HUANG, H.; ZHENG, X. Evaluation of leafy vegetables as bioindicators of gaseous mercury pollution in sewage-irrigated areas. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 413-421, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0438-8>