



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E
DESENVOLVIMENTO RURAL – PPG-MADER

OCUPAÇÃO DA AMAZÔNIA, CONTAMINAÇÃO POR CHUMBO (Pb) E
CONSEQUÊNCIAS SÓCIOAMBIENTAIS PARA RIBEIRINHOS: O CASO DA
FARINHA DE MANDIOCA NA REGIÃO DO TAPAJÓS, ESTADO DO PARÁ

ALANA COELHO MACIEL
Dissertação de Mestrado

Brasília-DF
Julho 2019

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E
DESENVOLVIMENTO RURAL – PPG-MADER

OCUPAÇÃO DA AMAZÔNIA, CONTAMINAÇÃO POR CHUMBO (Pb) E
CONSEQUÊNCIAS SÓCIOAMBIENTAIS PARA RIBEIRINHOS: O CASO DA
FARINHA DE MANDIOCA NA REGIÃO DO TAPAJÓS, ESTADO DO PARÁ

Alana Coêlho Maciel

Orientador

Prof. Sérgio Sauer

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em
Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural da Universidade de Brasília
como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de
Mestra em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural

Banca examinadora:

Prof. Sérgio Sauer (PPG-MADER/FUP-UnB) - presidente

Prof. Alex Fabiano Cortez Campos (PPG-CIMA/FUP-UNB) - Membro Externo

Prof. Tamiel Khan Baiocchi Jacobson (PPG-MADER/FUP-UnB) - Membro Interno

Profª. Caroline Siqueira Gomide (PPG-MADER/FUP-UnB) - Suplente

Planaltina/DF, 30 de julho de 2019

Ficha catalográfica elaborada automaticamente, com
os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

MAL319o Maciel, Alana Coêlho
OCUPAÇÃO DA AMAZÔNIA, CONTAMINAÇÃO POR CHUMBO (Pb) E
CONSEQUÊNCIAS SÓCIOAMBIENTAIS PARA RIBEIRINHOS: O CASO DA
FARINHA DE MANDIOCA NA REGIÃO DO TAPAJÓS, ESTADO DO PARÁ/
Alana Coêlho Maciel; orientador Sérgio Sauer. --
Brasília, 2019.
112 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Meio Ambiente e
Desenvolvimento Rural) -- Universidade de Brasília, 2019.

1. Floresta Amazônica. 2. Agricultura Familiar. 3.
Mineração. 4. Bioacumulação/Biomagnificação. 5. Efeitos na
Saúde, Insegurança Alimentar, Amazônia, Brasil. I. Sauer,
Sérgio, orient. II. Título.

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação e emprestar ou vender tais cópias, somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito da autora

Assinatura

Dedico este trabalho às comunidades ribeirinhas e aos feirantes que visitei na região do Tapajós, no Estado do Pará, pelo respeito e gentileza ao me permitirem adentrar em suas terras, lares e locais de trabalho para a realização dessa pesquisa.

Ao tio Ezequiel, *in memoriam*, que sempre acreditou no meu potencial; à minha mãe Suzana, exemplo de força, simplicidade, justiça e caridade, minha fortaleza!

Aos meus irmãos, Armando e Amanda pelo amor e apoio em horas difíceis e, ao Tapajós (meu Shihtzu que trouxe muita luz e alegria!).

AGRADECIMENTOS

O caminho que percorri, ao longo desses dois anos e meio não foi fácil, constituindo-se em um grande desafio, tanto no campo profissional quanto pessoal. Precisei ser resiliente com minhas próprias dores, medos e dúvidas, sendo todo esse processo evolutivo, necessário para minha maturidade acadêmica.

A conclusão desse trabalho só foi possível graças à fé em Deus, à Nossa Senhora de Nazaré e às minhas entidades espirituais, pela companhia e condução virtuosa para a concretização dessa dissertação. Aliás, praticamente uma segunda dissertação, pois obstáculos diversos me levaram à necessária reformulação completa de uma versão anterior.

Meu respeito e gratidão ao meu novo e maravilhoso orientador, Prof. Sérgio Sauer, pela confiança, apoio e carinho em horas difíceis... Obrigada “mestre feiticeiro”!

Agradeço à Comissão de Pós Graduação do PPG-Mader, composta pelos docentes Mário Ávila, Laura Duarte, Regina Coelly, Tamiel Jacobson e a colega Patrícia da Silva, representate discente. Decidiram pela minha mudança de orientação e a possibilidade de conclusão do meu mestrado. Obrigada à todos vocês pelo apoio e decisão!

Quero fazer um agradecimento especial à grandiosa profissional, Bruna Caldas, pela persistência e amor à pesquisa. Jamais desista dos seus sonhos, querida! Esse título de mestre é para você também, por todos os percalços que passou.

Agradeço ao professor Carlos Tadeu da FUP/UnB pela dedicação e profissionalismo, por me ensinar a construir mapas e levantar informações geológicas. À Heloisa Bastos, Daniela Buosi, Jackeline Leite, Luciana Costa, Alcimara Martins, Débora Bandeira, Renan e Rosy pelo respeito, amizades sólidas e sempre presentes em momentos oportunos.

A todos os meus professores do PPG-Mader e aos técnicos administrativos Aristides Dourado e Rafael Nunes. Aos colegas da turma de 2017 pela amizade, leveza e muitas risadas. Em especial, às minhas amigas Marina Miranda e Márcia Zumak, muita gratidão por todos os momentos difíceis e delicados. Seus acolhimentos e direcionamentos foram cruciais para a conclusão dos trabalhos em 2 anos e 4 meses.

Agradeço à Patrícia Silva e a Karla Oliveira pela simplicidade, confiança e acolhimento em momentos difíceis, especialmente na reta final do Mestrado. Ao grupo dos “desorientandos” do prof. Sauer pelas reuniões conjuntas de ensinamentos, aprendizados e discussões políticas (balbúrdia pura!).

À Faculdade UnB Planaltina, que se transformou no meu segundo lar; ao CNPq pelo incentivo financeiro para a realização de toda a pesquisa, e à FAPDF, pelo estímulo com a bolsa de mestrado.

RESUMO

A contaminação ambiental por metais, como o chumbo (Pb), tem ocorrido com frequência na região norte do Brasil, devido a várias fontes conhecidas como atividades de exploração mineral, ocupação e mudança no uso do solo. O objetivo da pesquisa foi analisar, a partir da ocupação da Amazônia e implantação de atividades econômicas predatórias, possíveis fontes de exposição ambiental e alimentar (caso da farinha de mandioca) por Pb, que poderia estar contribuindo para a insegurança alimentar e à saúde de ribeirinhos na região do Tapajós/PA. O estudo apresentou abordagem metodológica qualitativa (bola de neve), com aplicação de questionários semiestruturados nas comunidades, feiras e comércio dos municípios de Santarém, Itaituba e Aveiro. Os resultados demonstraram que, a pesquisa contribuiu como vetor e indutor de políticas sobre contaminação. Possíveis fontes de contribuição de contaminação por Pb foram detectadas como (ex: hábitos de caça e pesca, queima de resíduos domésticos), além da galena, existente no Alto Tapajós, que disponibiliza esse metal potencialmente tóxico para vários compartimentos ambientais, advindo da atividade de mineração. Incorporando-o ao solo, sedimento e água, chegando as raízes e a farinha de mandioca. Todo esse processo trouxe riscos de exposição à saúde humana, insegurança alimentar e entraves ao desenvolvimento rural local das comunidades tapajônicas.

Palavras-chave:

Floresta Amazônica; Agricultura Familiar; Mineração; Bioacumulação/Biomagnificação; Efeitos na Saúde; Insegurança Alimentar; Amazônia; Brasil.

ABSTRACT

Environmental contamination by metals, such as lead (Pb), has frequently occurred in northern Brazil, due to various sources known as mineral exploration, land use change and land use activities. The objective of the research was to analyze, based on the occupation of the Amazon and the implementation of predatory economic activities, possible sources of environmental and food exposure (cassava flour case) by Pb, which could be contributing to the food insecurity and health of riverine dwellers. in the Tapajós region / PA. The study presented a qualitative methodological approach (snowball), with the application of semi-structured questionnaires in the communities, fairs and commerce of the municipalities of Santarém, Itaituba and Aveiro. The results showed that the research contributed as a vector and inducer of contamination policies. Possible sources of contribution of Pb contamination were detected as (eg hunting and fishing habits, burning of domestic waste), besides the galena, existing in Alto Tapajós, which makes this potentially toxic metal available to various environmental compartments, resulting from the activity of mining. Incorporating it into the soil, sediment and water, reaching the roots and cassava flour. This whole process brought risks of exposure to human health, food insecurity and obstacles to local rural development of the Tapajonian communities.

Key words:

Amazon rainforest; Family farming; Mining; Bioaccumulation / Biomagnification; Health effects; Food insecurity; Amazon; Brazil.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa geológico da Área de Estudo: Bacia do Rio Tapajós (PA), Amazônia Brasileira.....	7
Figura 2. Questionário semiestruturado aplicado na comunidade Santa Cruz/PA.....	48
Figura 3. Venda de farinha de mandioca na feira municipal de Santarém, Pará.....	53
Figura 4. Chapa metálica da casa artesanal de farinha, comunidade São Tomé/PA.....	54
Figura 5. Mapa geológico da região do Tapajós com a localização das respectivas casas das comunidades ribeirinhas visitadas.....	60
Figura 6. Mapa geológico da região do Tapajós com a localização das casas da comunidade de Itapacuralzinho.....	61
Figura 7. Imagem de propriedades rurais pesquisadas na comunidade Itapacuralzinho e rio Itapacuralzinho, Itaituba/PA.....	62
Figura 8. Mapa geológico ao longo de todo o trecho pesquisado na região, contendo os principais minerais e rochas existentes no Alto Tapajós.....	63
Figura 9. Imagem detalhada da adsorção do Pb e outros cátions na superfície da argila presente no solo e sedimentos da região do Tapajós.....	64
Figura 10. Imagem detalhada do processo de penetração (absorção) do Pb na raiz de mandioca.....	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Legislações brasileiras referentes ao Pb em compartimentos ambientais.....	43
Tabela 2. Quantidade de ribeirinhos(as) entrevistados(as) nas comunidades.....	49
Tabela 3. Quantidade de feirantes entrevistados(as) nas feiras/comércio dos municípios de Santarém, Itaituba e Aveiro.....	49
Tabela 4. Principais fontes de renda das famílias nas comunidades ribeirinhas.....	51
Tabela 5. Produção de mandioca em toneladas no período de 2017 até maio 2019.....	52
Tabela 6. Consumo de farinha nas principais refeições realizadas pelos ribeirinhos (as).....	51
Tabela 7. Comunidades produtoras e fornecedoras de farinha (amarela/branca) das feiras de Santarém e Itaituba.....	54
Tabela 8. Substituição de farinha por outro alimento nas comunidades ribeirinhas.....	56
Tabela 9: Análise descritiva dos dados sobre hábitos culturais de caça e pesca com uso de Pb nas comunidades.....	57

LISTA DE ABREVIACÕES

Albras	Alumínio Brasileiro S. A.
Alcan	<i>Aluminium Limited of Canada</i>
Alunorte	Alumina do Norte do Brasil S. A.
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
BASA	Banco da Amazônia
BPb	Concentrações de Chumbo no Sangue
Cadam	Caulim da Amazônia
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
CVRD	Companhia Vale do Rio Doce
DALYS	<i>Disability Life Adjusted Years</i> (anos de vidas perdidos por incapacidade)
DNPM	Departamento Nacional da Produção Mineral
DATASUS	Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde
Eletronorte	Centrais Elétricas do Norte do Brasil S. A
EPA	Agencia de Proteção Ambiental dos EUA
g/dL	Gramas por Decílitro
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
MRN	Mineração Rio do Norte
Naac	Amazon Aluminum Corporation
OMS	Organização Mundial de Saúde
PAC	Programa de Aceleração do Crescimento
PbB	Chumbo no Sangue
PbS	Sulfeto de Chumbo (II)
PCSAN	Programa Conjunto de Segurança Alimentar e Nutricional de Mulheres e Crianças Indígenas
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
QI	Quociente de Inteligência
SUS	Sistema Único de Saúde

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	01
CAPÍTULO 1.0 PROCESSO DE OCUPAÇÃO DA AMAZÔNIA	11
1.1. História de ocupação predatória da Amazônia.....	11
1.2. A mineração na Amazônia.....	17
1.3. Insegurança alimentar e contaminação por chumbo.....	21
1.4. População e área de estudo.....	21
CAPÍTULO 2.0 POSSÍVEIS FONTES DE CONTAMINAÇÃO POR CHUMBO (Pb)	26
2.1. Ocorrência de Pb em compartimentos ambientais e utensílios domésticos.....	26
2.1.1. <i>Absorção de Pb por vegetais</i>	28
2.1.2. <i>Pb em farinha de mandioca e outros alimentos</i>	30
2.1.3. <i>Pb em placas metálicas e outros utensílios potencialmente de fontes domésticas</i>	31
2.2. Formação geológica da região do Tapajós e ocorrência de precursores de Pb.....	32
2.2.1. <i>Sedimentos de fundo</i>	35
2.2.2. <i>Solos</i>	37
2.3. Práticas artesanais de caça e pesca na região Amazônica.....	39
2.4. Legislação brasileira sobre Pb em alguns compartimentos ambientais.....	42
CAPÍTULO 3.0 COMUNIDADES RIBEIRINHAS: PRODUÇÃO, VENDA E CONSUMO DE FARINHA DE MANDIOCA NA REGIÃO DO TAPAJÓS	47
CONSIDERAÇÕES FINAIS	69
REFERÊNCIAS	71
ANEXOS	98
Anexo 1. Questionário aplicado nas comunidades ribeirinhas da região do Tapajós, Estado do Pará, Brasil – abril de 2017.....	98
Anexo 2. Questionário aplicado nas feiras municipais de Santarém, Aveiro e Itaituba no Estado do Pará, Brasil – outubro de 2017.....	101

INTRODUÇÃO

A invasão da Amazônia, especialmente no período colonial, foi consequência da busca de mão de obra indígena escrava e metais preciosos, para suprir as dificuldades ocorridas na Europa durante o século XVI (CHAVES; PENA, 2013), sendo que as missões religiosas foram usadas como instrumento para povoar e se apossar do território (REZENDE, 2006). No século XVII, Portugal incentivou a extração de ouro na Amazônia, sendo que, em 1730 foi criado o imposto de 5 mil réis¹ por escravo empregado na atividade e, como recompensa aos descobridores de ouro, eram doados títulos de nobreza e cargos militares (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002).

Em 1743, o Pará exportava café, cacau e especiarias (as chamadas drogas do sertão) para Portugal (BOXER, 1969). De 1755 a 1775, exportou madeira, sal, arroz e escravos (CHAVES; PENA, 2013). Além desses, um novo produto seria exportado, pois, em 1747 foi descoberto ouro na região do rio Tapajós (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002).

Já em pleno século XX, a ocupação e “incentivos ao desenvolvimento” da Amazônia continuaram sendo feitos por processos produtivos extrativos, altamente predatórios. Os ciclos produtivos, incluindo o ciclo da boracha, foram baseados e reduzidos a lógicas de extração, ou seja, retirada de riquezas, com profundos impactos ao meio ambiente e às populações locais. Desmatamento, esgotamento de riquezas, contaminação das águas, entre outros problemas, estavam entre as principais mudanças e consequências, causadas pela ação antrópica predatória na ocupação da região, mesmo nos processos mais recentes.

Em relação à extração de minérios, já na década de 1980, o Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM), portanto, o governo federal e a Companhia Vale do Rio Doce (CVRD) passaram a controlar as atividades de mineração na região. Até 1990, por exemplo, as estatísticas oficiais afirmaram que 90 toneladas de ouro foram retiradas manualmente de Serra Pelada, Estado do Pará (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002).

A extração do ouro deu-se através de dois processos diferentes, tanto conceitual quanto socialmente: o garimpo e a mineração. O garimpo, também chamado de “mineração artesanal” no Brasil, era realizado por mineiros pequenos, médios ou grandes, legais ou ilegais, que extraíam o ouro de depósitos secundários ou primários, utilizando meios rudimentares. O termo

¹ Réis é uma unidade monetária de Portugal nos séculos XV e XVI, que também recebem denominações de tostão ou vintém (GAZETA DO POVO, 2013).

“garimpeiro” é pejorativo, atribuído a contrabandistas de diamantes que não tinha autorização para minerar legalmente no século XVIII (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002).

A mineração, segundo a classificação internacional adotada pela Organização das Nações Unidas (ONU), é a extração, elaboração e beneficiamento de minerais que se encontram em estado natural: sólido, como o carvão e outros; líquido, como o petróleo bruto; e gasoso, como o gás natural. Inclui a exploração das minas subterrâneas e de superfície (ditas a céu aberto), as pedreiras e os poços. Além de todas as atividades complementares para preparar e beneficiar minérios em geral, na condição de torná-los comercializáveis, sem provocar alteração, em caráter irreversível, na sua condição primária (AMARAL; LIMA, 2008).

Minérios como o ouro, a prata e os diamantes determinaram movimentos migratórios em alguns países (AMARAL; LIMA, 2008), inclusive no Brasil, pois a partir de 1994, por meio do Plano Plurianual para o desenvolvimento do setor mineral brasileiro, o Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) estudou processos geológicos da mineralização de ouro, ocorridos na Província Mineral do Tapajós, associados ao chumbo (Pb), em forma de galena² e a outros metais como cobre (Cu), zinco (Zn) e cádmio (Cd) (CPRM, 2008).

O Pb é considerado como um dos metais mais tóxicos que se tem conhecimento na atualidade. O termo “metal pesado” vem sendo amplamente discutido no meio científico, apesar de não ser o mais adequado. O mais apropriado seria metal potencialmente tóxico, referindo-se ao elemento e suas espécies, além da toxicidade, ecotoxicidade e do potencial risco ao meio ambiente e na saúde humana pela bioacumulação (DUFFUS, 2002; HÜBNER; ASTIN; HERBERT, 2010; POURRET; BOLLINGER, 2017).

Historicamente, estudos documentaram níveis elevados de exposição ocupacional em trabalhadores que apresentavam sintomas de doença aguda e crônica (HERNBERG, 2000). Pesquisas realizadas nos Estados Unidos da América (EUA), sobre as fontes de poluentes, têm sido amplamente relatadas (BELLINGER; BELLINGER, 2006; SCHWARTZ; HU, 2007). Estas constatações têm levado a ações e iniciativas para redução, ou mesmo banimento da exposição ao Pb presente na gasolina (LANDRIGAN, 2002; SCHWARTZ; HU, 2007), em tintas e objetos como cerâmicas, joias e brinquedos (GOLDMAN *et al.*, 2004).

Em vários países, essas medidas ocasionaram numa diminuição substancial dos níveis de exposição humana ao Pb (LANDRIGAN, 2002; SCHWARTZ; HU, 2007). Porém, em países

² Galena (PbS) é o sulfeto de chumbo (II) com Pb = 86,6% e S = 13,4%, sendo um mineral-minério ou a escória de sua fusão, que pode associar-se com a prata, o zinco, o cobre, o ouro e o antimônio (SILVA; TEIXEIRA, 2009).

em desenvolvimento, os níveis mantiveram-se mais altos em comparação aos de países industrializados, embora houvesse ações de remoção do Pb na gasolina, refletindo na diminuição de saturnismo ou plumbemia sanguínea³ (LANDRIGAN; BOFFETTA; APOSTOLI, 2000; FEWTRELL *et al.*, 2004; OLIVERO-VERBEL *et al.*, 2007).

De acordo com o Sistema de Informação de Agravos de Notificação (Sinan), dados coletados no Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (Datasus), de 2007 a 2017, houve somente três casos de notificações por metal (não específica) no estado do Pará, sendo dois casos notificados em Belém e um em Curionópolis (BRASIL, 2019a). Segundo o portal da vigilância em saúde de populações expostas a contaminantes químicos (Vigipeq), do Ministério da Saúde, dados epidemiológicos sobre exposição ao Pb são fragmentados. Isto se deve a fatores como dificuldade no reconhecimento do nexo-causal entre a exposição e o desenvolvimento de determinadas doenças; manifestação em pessoas de baixa renda e menor acesso aos serviços de saúde; alta rotatividade de trabalhadores no mercado de trabalho; subnotificação nos sistemas de informação; inexistência de trabalhos epidemiológicos sobre casos; escassez de serviços especializados para diagnosticar intoxicações agudas e crônicas, bem como alterações hematológicas e neurológicas (BRASIL, 2019b).

Na América Latina, a exposição humana ao Pb tem sido estudada principalmente nos trabalhadores da indústria e comunidades urbanas, que vivem em torno de instalações industriais (ROMIEU; WEITZENFELD; FINKELMAN, 1991; ROMIEU; LACASANA; MCCONNELL, 1997; PAOLIELLO; CAPITANI, 2005; BARBOSA *et al.*, 2006). Há ainda alguns estudos em áreas de mineração na região da Cordilheira dos Andes (COOKE *et al.*, 2007; ROJAS; VANDECASTEELE, 2007). Já no Brasil, a exposição ao Pb tem sido documentada desde 1970, principalmente em zonas industriais e de mineração (PAOLIELLO *et al.*, 2002; PAOLIELLO; CAPITANI, 2005; BARBOSA *et al.*, 2006).

Apesar da produção primária de Pb metálico no Brasil estar extinta oficialmente, a disponibilização de Pb é oriunda de atividades industriais, como reciclagem de baterias automotivas, industriais e de telecomunicações, constituindo as principais fontes ambientais de emissão deste metal potencialmente tóxico (PAOLIELLO; CAPITANI, 2005; TEIXEIRA, 2016). Toda a produção secundária é obtida a partir de reciclagem, especialmente de baterias automotivas, industriais e de telecomunicações, somando 156,2 kT (quiloton) em 2016,

³ Saturnismo ou plumbemia referem-se a intoxicação por chumbo (MOREIRA; MOREIRA, 2004a; BRASIL, 2006).

correspondendo a 1,4% da produção mundial (TEIXEIRA, 2016).

Por outro lado, um estudo realizado no estado de São Paulo, sobre exposição ao Pb proveniente de uma fábrica de baterias, mostrou que as concentrações no sangue da população exposta variavam entre 1,0 e 42,8 mg/dL, com média de 7,6 mg/dL (BARBOSA *et al.*, 2006). Menezes-Filho, Viana, Paes (2012) investigaram os determinantes de exposição ao Pb em crianças em situação de vulnerabilidade na região metropolitana de Salvador (Bahia), e demonstraram que, crianças de famílias, que queimavam resíduos sólidos domésticos, tinham plumbemia significativamente mais elevada que crianças cujas famílias, tinham coleta regular de resíduos.

Muitos resíduos não só industriais, mas também domésticos, contém metais tóxicos. O Pb pode ser encontrado em restos de tintas, pilhas, equipamentos eletrônicos, óleo de motor usado, impermeabilizantes, cerâmicas, vidros, inseticidas, baterias de carro e telefones celulares (CONSUMERS INTERNATIONAL *et al.*, 2005).

O Pb é um dos principais componentes do material particulado. O material particulado é uma mistura de partículas líquidas e sólidas em suspensão no ar provocadas pela combustão de fontes móveis e estacionárias (BRAGA *et al.*, 2001). Muitas vezes, pela destinação inadequada, os resíduos são incinerados, depositados em aterros sanitários ou até mesmo em lixões (CONSUMERS INTERNATIONAL *et al.*, 2005), liberando chumbo no ar, nos rios e solo (BRASIL, 2019b).

Apesar destes estudos, não se conhece e não foi encontrada informações disponíveis sobre fontes de contaminação ao Pb em populações vivendo em regiões mais remotas do Brasil. Consequentemente, como não há aparentemente fontes industriais poluentes na região do Tapajós, é fundamental estudar possíveis fontes de contaminação nos compartimentos ambientais, hábitos e costumes dos ribeirinhos tapajônicos. Nos últimos anos, alguns estudos sobre exposição humana a metais potencialmente tóxicos, tem sido realizados em comunidades indígenas e ribeirinhas na região Amazônica (BARBOSA *et al.*, 2009; ANTICONA; BERGDAHL; SAN SEBASTIAN, 2012; ANTICONA *et al.*, 2011, 2013; BARCELOS *et al.*, 2015).

A contaminação por Pb no estado do Pará, por exemplo, vem sendo discutida no compartimento solo (COSTA *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2017), água (MIRANDA *et al.*, 2009; COSTA *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2017), sedimento (QUEIROZ; HORBE; MOURA, 2011; OLIVEIRA; LAFON; LIMA, 2016; RIBEIRO *et al.*, 2017), nas práticas tradicionais de caça e pesca (BARBOSA *et al.*, 2009; SILVA, 2018) e na alimentação

(BARBOSA *et al.*, 2009; CARNEIRO; SIDONIO; BARBOSA, 2013). Essas investigações se dão em contexto sociocultural, em que as comunidades subsistem e vivem de rendas oriundas da utilização dos rios, como a pesca e o uso da água. As vivências, bases das habilidades, identidades, tradições e conhecimentos, são resultantes dos ensinamentos antepassados nas práticas produtivas e culturais (MORAES *et al.*, 2017), elementos que podem desempenhar papel importante em algumas dinâmicas de exposição.

A motivação inicial para este estudo foi a pesquisa realizada por Barbosa e colaboradores (2009), que detectou altos níveis de Pb no sangue de membros de comunidades ribeirinhas do rio Tapajós, região oeste do Estado do Pará. Apontou, também, aumento de teores de Pb na farinha, após a torração da pasta de mandioca em chapas metálicas. Revelou, portanto, cenário atípico de exposição em adultos sem risco de contato ocupacional na indústria, em uma região onde, a princípio, não haveria fontes de exposição ao metal potencialmente tóxico.

Diante destas constatações, com especial preocupação relacionada à problemas causados pela exposição e contaminação por Pb, inclusive em itens alimentares, escolheu-se a região do Tapajós, na qual realizou-se pesquisa de campo e laboratorial para o *Projeto Investigação da Produção Artesanal de Farinha de Mandioca como fonte de exposição humana ao chumbo (Pb) no Estado do Pará*.

A partir das possibilidades de contaminação (mineração, disponibilização natural do Pb ou uso de agrotóxicos), exposição e riscos à saúde pelo consumo de farinha contendo Pb e a insegurança alimentar às quais populações ribeirinhas estão expostas, a pesquisa se deu na região tapajônica.

A Amazônia possui a maior bacia de águas fluviais do mundo. A Bacia do Rio Amazonas é formada por 25.000 km de rios navegáveis com cerca de 6.900.000 km², dos quais aproximadamente 3.800.000 km² situam-se no Brasil. A Amazônia Legal, estabelecida pela Lei nº 5.173, de 27 de outubro de 1966, em seu Art. 2º, é a região que abrange os Estados do Acre, Pará e Amazonas, pelos Territórios Federais do Amapá, Roraima e Rondônia, e ainda as áreas do Estado de Mato Grosso a norte do paralelo 16º, do Estado de Goiás a norte do paralelo 13º e do Estado do Maranhão a oeste do meridiano 44º (IBGE, 2018a).

A bacia hidrográfica do Rio Tapajós está localizada entre as coordenadas de 02°14'38" e 14°55'44"/Sul e 53°49'34" e 60°7'48"/Oeste. Seus principais afluentes, os rios Juruena e Teles Pires, possuem escoamento de aproximadamente 492 mil km² entre os estados do Amazonas, Pará e Mato Grosso. Clima tropical de monção com breve estação seca (maio a outubro), além de variação de precipitação anual (208 a 690 mm), chuvas intensas durante o

resto do ano e temperatura média superior a 18°C (mês mais frio) (SANTOS *et al.*, 2014a).

O Estado do Pará foi declarado de macrorregião da Amazônia central, porção mais vulnerável devido ser cortada por dois eixos e por estradas (BECKER, 2005). Apresenta uma população estimada de 7.581.051 pessoas em 2010, enquanto para 2017 de 8.366.628 pessoas, sendo seu Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 0,646 (IBGE, 2018b).

O censo realizado para o município de Santarém é de 294.580 habitantes, e a população estimada para 2017 foi de 296.302 habitantes. A área da unidade territorial é equivalente a 17.898,389 Km² e a densidade demográfica de 12,87 (hab/km²). Há 100 estabelecimentos de saúde do Sistema Único de Saúde (SUS) e o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) é de 0,691. A população residente de homens e mulheres é de, respectivamente, 145.533 e 149.047, sendo alfabetizada 238.212 pessoas. Em 2014, o Produto Interno Bruto (PIB) foi de R\$ 13.043,21 (IBGE, 2018c).

O município de Aveiro tem uma população de 15.849 habitantes e estimada para 2017 de 15.947 habitantes. A área da unidade territorial é equivalente a 17.074,052 Km² e a densidade demográfica de 0,93 (hab/km²). Existem somente 6 estabelecimentos de saúde, o IDHM foi de 0,541, a população residente de homens e mulheres é de, respectivamente, 8.367 e 7.482. O total de 11.382 pessoas, foram alfabetizadas e o PIB, em 2014, foi de R\$ 5.696,42 (IBGE, 2018d).

Em Itaituba, a população foi de 97.493 habitantes, estimada para 2017 de 98.523 habitantes. A área territorial é de 62.042,472 Km² e a sua densidade demográfica de 1,57 habitantes por km². Existem 27 estabelecimentos de saúde, o IDHM de 0,640, a população residente de homens e mulheres é de, respectivamente, 49.681 e 47.812 pessoas. O total de pessoas alfabetizadas foi de 74.506 pessoas e o PIB foi de R\$ 14.621,73 em 2014 (IBGE, 2018e).

De acordo com a [figura 1](#), a formação geológica da região do médio e baixo Tapajós, entre os municípios de Santarém e Itaituba, são formadas por sedimentos recentes, contendo arenito grosso, cascalho, areia e argila ao longo do rio. Datados de 135 a 65 milhões de anos (Cretáceo/Mesozóico) e 0,01 a 10⁶ milhões de anos (Quaternário/Cenozóico) e pertencem à formação Alter do Chão (K2ac) com Depósitos Aluvionares (Qa2) (CPRM, 2008; FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004). Diferentemente do Alto Tapajós, onde a geologia é constituída de arenito, pelitos bioturbados, calcário, siltito e folhelho (FERREIRA *et al.*, 2004), de

sedimentos antigos e com presença de Pb em forma de galena⁴ (KLEIN *et al.*, 2001; VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008).

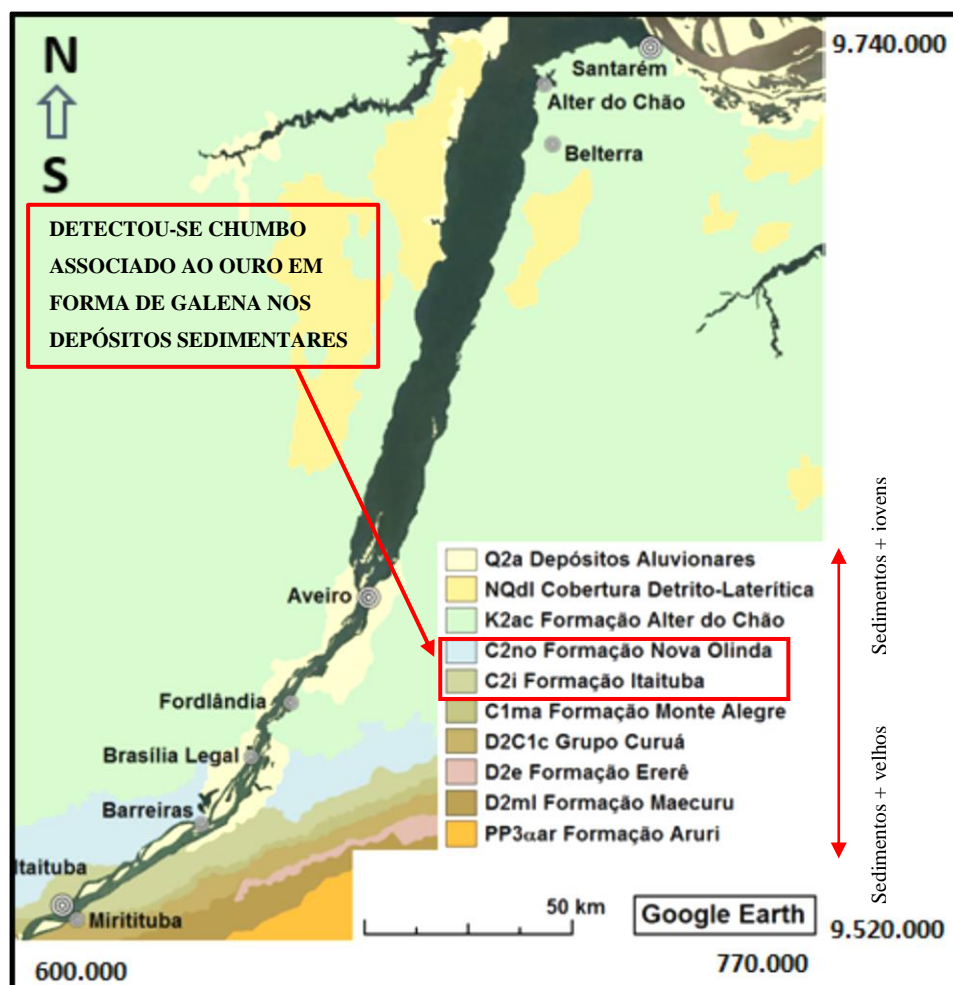


Figura 1. Mapa geológico da Área de Estudo: Bacia do Rio Tapajós (PA), Amazônia Brasileira. Fonte: Mapa modificado⁵ a partir das folhas SA.21-Santarém e SB.21-Tapajós do CPRM (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004; FERREIRA *et al.*, 2004).

O CPRM descobriu a presença de Pb associado à minerais na Formação Nova Olinda (C2no) e na Formação Itaituba (C2i). Esses minerais como a pirita (FeS_2), gipsita ($\text{Ca}[\text{SO}_4]2\text{H}_2\text{O}$), barita (BaSO_4), siderita (FeCO_3) e calcário ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$) associam-se ao

⁴ A ocorrência de Pb, em forma de galena, está associada a outros minerais como a prata, zinco, cobre, ouro e antimônio (SILVA; TEIXEIRA, 2009).

⁵ Mapa elaborado no Google Earth por Carlos Tadeu Carvalho do Nascimento CVT/UnB a partir das folhas SA.21-Santarém e SB.21-Tapajós do CPRM (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004; FERREIRA *et al.*, 2004) e disponibilizado em agosto 2018.

Pb, que é disponibilizado pelo intensa extração (mineração) de ferro (Fe) e ouro (Au) na região, formando a galena, sulfato de chumbo (PbSO₄) e carbonato de chumbo (PbCO₃) (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008). Além dessas substâncias contidas e dissolvidas na água, solos e sedimentos, há também óxidos de chumbo (Pb) e o próprio íon Pb (II) e (IV).

A mineração, sendo uma atividade econômica de extração e beneficiamento de minérios, é iniciada na Amazônia desde a década de 1940. A instalação de grandes empresas mineradoras no Pará, aliadas ao apoio governamental e pela alta do preço do ouro, favoreceu grandes obras de infraestrutura na região. A partir da década de 1980, com a legalização dos garimpos, surgiram sérios problemas socioambientais como o aumento populacional, conflitos, doenças, desmatamentos, pecuária extensiva, agricultura da soja e a contaminação das águas, solos e sedimentos.

Portanto, como a região do Tapajós possui diversos minérios, segundo a descrição geológica e a mineração, sendo uma atividade humana predatória, esta poderia ser uma fonte de contaminação por Pb associada a formação geológica, trazendo consequências não só para a alimentação, no caso da farinha e pasta de mandioca (BARBOSA *et al.*, 2009; CARNEIRO; SIDONIO; BARBOSA, 2013), mas também para a saúde, pelos elevados níveis de Pb detectados no sangue dos ribeirinhos (BARBOSA *et al.*, 2009).

A partir de uma revisão da literatura sobre contaminação, em diversas fontes e possíveis consequências na alimentação (inclusive insegurança alimentar) e saúde dos ribeirinhos pela produção, consumo e comercialização da farinha de mandioca, bem como práticas de caça e pesca. Consequentemente, os objetivos dessa dissertação foram formulados com base em informações e constatações (de outras pesquisas) de sinais de Pb na farinha de mandioca (BARBOSA *et al.*, 2009; CARNEIRO; SIDONIO; BARBOSA, 2013).

A região Norte possui 25,2% de participação na produção nacional de mandioca, sendo que, o estado do Pará abrange os seis maiores municípios produtores, sendo Santarém e Itaituba com uma produção anual de 150 e 147 toneladas respectivamente (SEBRAE, 2008). Diante da importância da mandioca, especialmente para a produção de farinha no estado do Pará e em toda Amazônia brasileira (PASSOS *et al.*, 2001; SEBRAE, 2008, 2012).

As principais atividades produtivas que sustentam as comunidades ribeirinhas amazônicas incluem garimpo de ouro, pesca artesanal, agricultura familiar (em especial a produção de farinha de mandioca) e extrativismo (castanha do Pará, açaí, dentre outras frutas e sementes). Os grupos familiares comumente diversificam a renda, praticando, simultaneamente, mais de uma dessas atividades produtivas (FONSECA, 2007).

A pesca nas comunidades ribeirinhas da Amazônia é bastante comum, sendo considerada de subsistência, ou seja, fonte de alimento (proteína animal) de auto-consumo. Há também a comercialização, às vezes vendendo a intermediários, ou em feiras de vilas próximas (SANTOS; SANTOS, 2005). Um instrumento bastante utilizado na pesca é a rede malhadeira, que contém Pb na sua parte inferior, para que ela permaneça submersa no fundo do rio (SOUSA; CRUZ, 2009).

Além disso, Barbosa e colaboradores (2009) citam que as munições utilizadas para caçar geralmente são constituídas de Pb metálico e que poderiam representar uma fonte de contaminação ambiental e exposição humana. Para Figueiredo e Barros (2015), a prática de caça está diretamente relacionada à alimentação (fonte de alimentos), portanto, à segurança alimentar.

Assim, buscou-se entender, a partir das entrevistas, como se dão as dinâmicas socioambientais, envolvendo o Pb naquela região, com base nas seguintes **perguntas**: a) qual ou quais as possíveis fontes de risco e exposição ambiental/alimentar por Pb pelo ponto de vista dos produtores e vendedores de farinha de mandioca? b) quais as prováveis fontes de consumo, hábitos e costumes de caça e pesca, que podem constituir fator(e)s de risco e exposição ambiental/alimentar por Pb?

Por conseguinte, o presente estudo teve por **objetivo geral** analisar, a partir da ocupação da Amazônia e implantação de atividades econômicas predatórias, possíveis fontes de exposição ambiental e alimentar (caso da farinha de mandioca) por Pb, que poderiam estar contribuindo para a insegurança alimentar e à saúde de ribeirinhos na região do Tapajós/PA. A partir deste objetivo geral, os objetivos específicos foram:

- a. Estudar o processo de ocupação da Amazônia, procurando explicitar possíveis fontes de contaminação, considerando atividades como mineração, desmatamento e a contaminação por metais tóxicos na região do Tapajós/PA;
- b. Realizar uma revisão bibliográfica de estudos sobre contaminação por chumbo na farinha de mandioca, tendo como possíveis fontes de risco ou exposição utensílios domésticos, sedimentos, solos, plantas e práticas artesanais de caça e pesca na região do Tapajós/PA;
- c. Identificar aspectos socioculturais, políticos e legais como fatores de risco ou exposição ambiental ao Pb em comunidades ribeirinhas e feiras municipais.

A dissertação foi dividida em três capítulos e considerações finais. O Capítulo 1 é uma revisão sobre o processo de ocupação da Amazônia, do Tratado de Tordesilhas até a expansão dos cultivos de soja atuais.

O Capítulo 2 tratou de pesquisa a partir de revisão da literatura, ao discutir possíveis fontes de contaminação por Pb, em diferentes compartimentos ambientais, e sobre possíveis fontes de contaminação, devido a instrumentos, ferramentas utilizadas nas práticas de caça e pesca e consequências para a saúde humana.

O capítulo 3 versou sobre a análise dos questionários aplicados sobre a produção artesanal, consumo, venda e comércio de farinha de mandioca pelos ribeirinhos e feirantes tapajônicos. A partir dos dados obtidos, discutiu-se as percepções do risco de exposição ambiental e a insegurança alimentar por Pb, pelo hábito de consumo de farinha de mandioca realizado nas comunidades ribeirinhas da região do Tapajós.

CAPÍTULO 1.0. PROCESSO DE OCUPAÇÃO DA AMAZÔNIA

1.1. História de ocupação predatória da Amazônia

A ocupação da Amazônia é datada, segundo Schneider (2008), há mais de onze mil anos, com sinais de presença humana nos estados do Pará e Mato Grosso. Nestas regiões, grupos indígenas praticavam a agricultura, pesca, caça, coleta de frutas e produção de cerâmicas. A exploração econômica é datada de meados do século XVI, com a chegada dos colonizadores. A Europa, que passava por dificuldades devido à peste negra, levando a aristocracia a perder poder e riqueza, precisava de novos desafios, mas também mão de obra e riquezas, lançando-se em viagens na busca de metais preciosos e iguarias exóticas (CHAVES; PENA, 2013).

No processo de colonização e disputas por territórios entre as nações europeias, Portugal planejou a retirada dos franceses de São Luís do Maranhão. Em defesa de territórios, expulsou ingleses e holandeses da região do baixo Amazonas, contando com o consentimento e apoio da Espanha, entre 1580 a 1640. Isto a tornou detentora político-administrativa de todo território hidrográfico amazônico, que hoje é parte do território brasileiro (GADELHA, 2002; REZENDE, 2006; CHAVES; PENA, 2013).

Essa estratégia de expulsão foi firmada com o Tratado de Tordesilhas entre Portugal e Espanha durante os séculos XVII a XIX. Portugal utilizou táticas, como as missões religiosas para catequizar povos indígenas, buscando o controle territorial, especialmente a construção de fortes. Criou forças armadas também para defesa das fronteiras açucareiras, no Maranhão e Pernambuco, e das especiarias na Amazônia, lutando contra as invasões holandesas, francesas e inglesas. Para tanto, criou núcleos territoriais em São Luís do Maranhão (1615), Belém do Pará (1616), Macapá (1636) e Manaus (1665). Introduziu escravos africanos e implantou a política pombalina (mudanças políticas e econômicas), que resultaram na criação de cidades na Amazônia como Aveiros, Alter do Chão e Santarém. O intuito foi povoar, administrar, conhecer e dominar o território geográfico da colônia (DIAS, 1967; VEIGA; SILVA; HINTON, 2002; TAVARES, 2011; CHAVES; PENA, 2013).

A estratégia de ocupação colonial – que continuou, apesar do final do regime colonial – ganhou novos contornos no século XX. Mudou, na década de 1950, ao partir do segundo ciclo da borracha, mas também com a busca de ouro e implantação da chamada agricultura moderna.

Devido à seca no Nordeste, as pessoas migraram, como mão-de-obra extrativa, para o Norte, percorrendo matas próximas aos rios Marajó, Jari, Xingu, dentre outros. Adentraram rios como Tapajós e Madeira na corrida por novas áreas para produção de seringueiras, pois o

mercado internacional estava aquecido. Associado ao desenvolvimento tecnológico pré-industrial, houve incentivos governamentais, especialmente com a construção de portos para escoamento da borracha, que era exportada principalmente para a Europa e EUA (KOHLHEPP, 2002; TAVARES, 2011; NUNES, 2018).

É importante salientar que, a partir de 1950 até a década de 1980, começaram os planos de integração da Amazônia, com investimentos públicos em infraestruturas. A partir daí, surgem novas vilas, povoados e cidades que, após o “golpe militar” em 1964 e com o objetivo de “evitar desapropriar terras improdutivas”, abriu-se novas fronteiras⁶ extrativas, especialmente para pessoas do Nordeste e do Sul, que demandavam terra e trabalho. Portanto, as aberturas das fronteiras evitou a realização de uma reforma agrária nas demais regiões (SCHUBER, 2013).

O desenvolvimento e a migração de mão-de-obra (para preencher o vazio demográfico com o discurso de “integrar para não entregar”) e o surgimento de grandes empreendimentos, Programa de Pólos Agropecuários (implantação de grandes fazendas de gado e/ou de monocultivo de grãos) e Agrominerais (mineração), hidrelétricas e construção de estradas na Amazônia (TAVARES, 2011; NUNES, 2018).

O então governo militar construiu algumas estradas como Transamazônica-BR 230, Perimetral Norte-BR 210, Cuiabá-Santarém-BR 163 e a Cuiabá-Porto Velho-Manaus-BR 319, incentivando o surgimento de grandiosos assentamentos populacionais de nordestinos e sulistas, que migraram devido à promessa de “terras para todos” (KOHLHEPP, 2002).

As BRs 230, 163 e a 364 que foram construídas em meio a floresta, às custas do desmatamento, não levaram em consideração as populações existentes como os ribeirinhos, indígenas e posseiros. Isso ocasionou o surgimento de atividades como a agropecuária extensiva, criação das cidades e os garimpos ao longo das estradas (SILVA; MEDEIROS, 2014).

Essa ocupação, desde os primórdios, sempre teve o intuito de explorar os recursos e riquezas existentes na região, como, por exemplo, as “drogas do sertão” (cacau, castanha-do-Pará e guaraná). Posteriormente, já no século XX, o objetivo foi não só extrair borracha, mas

⁶ O conceito de Fronteira pode ser entendido como sendo uma transformação dinâmica própria dentro da Amazônia, com interesses gerais e estratégicos em escalas global, nacional, regional e local, configurando-se em relações socioeconômicas, geopolíticas, de soberania, socioambientais e desenvolvimentistas, realizadas por diversos atores sociais, incluindo suas comunidades tradicionais (BECKER, 2009).

também explorar terras com o cultivo de cacau e a mineração do ouro. A partir dos anos 1970, incentivos para a expansão da agropecuária (com a implantação de grandes fazendas de gado) e, mais recentemente, o cultivo da soja. Este processo histórico foi marcado por um padrão pautado na exploração econômica, explorando a população da região, baseado em uma forte intervenção e incentivos governamentais em locais estratégicos (SCHUBER, 2013).

Os incentivos governamentais proporcionaram a criação de rodovias, ferrovias, hidrovias, portos e hidrelétricas. Isto ampliou a malha viária, construída nos anos 1970 a 1974 e promoveu o deslocamento populacional para o Norte (SAUER; PIETRAFESA, 2013).

Rondônia recebeu o maior contingente de pessoas devido aos projetos de colonização (80%) e assentamentos (88,1%). O projeto modelo (Projeto Integrado de Colonização de Ouro Preto) teve toda infraestrutura básica e assistência técnica. No entanto, a ocupação foi desordenada, com invasões de áreas fora dos projetos oficiais, pressionando o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) a assentar e regularizar rapidamente essas ocupações (PEREIRA, 1997). Essa ocupação desordenada, associada à extração ilegal de madeira e a pecuária (DINIZ *et al.*, 2009), estão entre as principais causas dos desmatamentos. Gera impactos como a perda da biodiversidade, da ciclagem de água e dos estoques de carbono, favorecendo o efeito estufa e os incêndios florestais (FEARNSIDE, 2006).

O desmatamento desenfreado na Amazônia foi incentivado pela ocupação desordenada (mesmo com projetos de colonização) e pelas políticas de desenvolvimento pelo governo federal e estaduais (PEREIRA, 1997). Incentivos às fazendas de gado (KOHLHEPP, 2002) e à extração de madeira para mercados externos, se não ilegais, com uma fiscalização ineficiente, tanto na extração como na exportação (NUNES, 2018).

Esse processo de desmatamento acelera a erosão dos solos e a lixiviação de metais pesados (ex: mercúrio) devido às chuvas, acumulando nos solos e sedimentos de rios (LAL, 2001; FOLEY *et al.*, 2005; FARELLA *et al.*, 2006). Solos desnudos, contendo minerais primários, associados a metais pesados (ex: Pb), possuem uma cinética acelerada de dissolução, disseminando, liberando e se redistribuindo entre diferentes compartimentos no ambiente como nos solos e plantas (BURAK *et al.*, 2008).

De 1974 a 1980, o Programa Polamazônia teve por objetivo o desenvolvimento de setores produtivos como a mineração e a pecuária. Este deu incentivos e permitiu investimentos de capitais privados nacionais e internacionais, com vantagens de redução tributária, permissão e exploração de terras a preços baixos, favorecendo bancos, seguradoras, mineradoras e empresas de transportes e de construção civil. Esses incentivos, licenças e ocupação das terras

causaram sérios impactos socioambientais, como desmatamentos, queimadas, erosões, contaminação das águas, mas também acirraram conflitos sociais violentos com povos indígenas e posseiros (KOHLHEPP, 2002).

Outros programas governamentais foram criados na década de 1980, com destaque para o Programa Grande Carajás, com uma grande infraestrutura para a mineração e extração minério de ferro, realizada pela Companhia Vale do Rio Doce, atualmente Vale S/A, desde 2007 (COELHO, 2015). Além de projetos associados como a ferrovia de Carajás, o porto Ponta da Madeira, a Usina de Hidrelétrica de Tucuruí, as linhas de transmissão e a empresa de fundição de alumínio em Barcarena (complexo industrial), incitando problemas ambientais e sociais (conflitos de interesses entre grupos e migração descontrolada) (KOHLHEPP, 2002).

Essa migração para Amazônia e ocupação da região ocorreu com os nordestinos (com a promessa de terras na região) e sulistas, expulsos devido à modernização da agricultura e com o compromisso na disponibilização de terras. O deslocamento foi incentivado (inclusive com propagandas) com solução (saída política), tanto para o excedente populacional presente em outros estados, como para “atender” à demanda por terras. (PEREIRA, 1997).

A partir dos anos 2000, essa exploração econômica passou a ocorrer também por meio das lavouras de soja no Pará, especialmente nos polos de Santarém, Paragominas e Santana do Araguaia. Apoiados por grupos e empresas multinacionais do agronegócio, como Cargill, Amaggi e Bunge, a expansão das lavouras, baseadas no pacote tecnológico da Revolução Verde (monocultivos extensivos em terras e intensivos em insumos químicos, especialmente agrotóxicos), foi incentivada pelos governos federal e estadual, inclusive com financiamento do Banco da Amazônia (BASA). Essa expansão foi baseada em concessões de créditos com juros baixos e investimentos públicos, especialmente para a construção de infraestrutura de escoamento, como parte de obras do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC). Os incentivos a exportações, combinados com a existência de terras baratas, e disponibilização de informações tecnológicas pela Embrapa/Amazônia Oriental possibilitaram a expansão dos monocultivos de soja, gerando impactos sociais e ambientais aos ribeirinhos, quilombolas, indígenas e agricultores familiares da região (SAUER; PIETRAFESA, 2013).

Após tantas mudanças ocorridas no contexto econômico, social, estrutural, político e ambiental na Amazônia brasileira, o estado do Pará teve sua atual conformação populacional. A região do Tapajós foi formada por diferentes culturas, pelas próprias famílias nativas do estado como os índios (CARVALHO, 1995), caboclos e imigrantes nordestinos. Esses foram

incentivados a ocupar e expandir terras no Norte, estabelecendo-se às margens dos rios denominando-se comunidades ribeirinhas (FARELLA, 2005).

As comunidades ribeirinhas ganharam legitimidade a partir do Decreto nº 6040, de 07 de fevereiro de 2007, que instituiu a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais. Em seu Art. 3, define:

Povos e comunidades tradicionais: grupos culturalmente diferenciados e que se reconhecem como tais, que possuem formas próprias de organização social, que ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica, utilizando conhecimentos, inovações e práticas gerados e transmitidos pela tradição (BRASIL, 2007).

Essas comunidades ribeirinhas, que hoje habitam a região do Tapajós, convivem com grandes impactos causados pela ocupação e exploração desordenada na Amazônia durante séculos como a mineração, o desmatamento e a contaminação ambiental por metais pesados.

A chegada do agronegócio pela soja na Amazônia, nos anos 2000, trouxe problemas como a grilagem de terras, o uso da violência para expulsão de agricultores familiares, indígenas e comunidades tradicionais, assim como a contaminação por agrotóxicos (SAUER; ALMEIDA, 2011).

A expansão da soja foi impulsionada pelas ações da Marcha para o Oeste e do Plano de Valorização da Amazônia. No Pará, a soja se concentra nas regiões de Santarém, Belterra, Monte Alegre, Alenquer, Óbidos e Prainha favorecidas com o seu escoamento pelo porto Cargill, além dos municípios de Paragominas, Ulianópolis, Dom Eliseu e Santana do Araguaia pela ferrovia Carajás-Itaqui (SAUER; ALMEIDA, 2011).

Alguns agrotóxicos, como os pesticidas inorgânicos são tóxicos, constituídos por metais como arsênio, tálio, bário, nitrogênio, fósforo, cádmio, ferro, selênio, chumbo, cobre, mercúrio e zinco (PEIXOTO, 2007) são considerados como uma possível fonte de exposição e contaminação por metais. À exemplo, o agrotóxico raticida à base de carbamatos, o aldicarb ou “chumbinho”, foi proibido pela ANVISA em 2012. Devido ao período de 2007 a 2012, o SINAN ter registrado 42.365 casos de intoxicação, sendo que 55% foram tentativas de suicídio, e destas, 66% principalmente com aldicarb a base de Pb (COSTA *et al.*, 2017).

Malavolta e Moraes (2006) registraram os teores mínimos e máximos de Pb encontrados em fertilizantes brasileiros, sendo respectivamente para os fostatados ($> LD$ a 239 mg.kg^{-1}), micronutrientes ($> LD$ a $26.100 \text{ mg.kg}^{-1}$) e os demais ($> LD$ a 275 mg.kg^{-1}). Gonçalves (2009) encontrou Pb em fertilizantes fosfatados com concentrações de $< LD$ a $76,61 \text{ mg.kg}^{-1}$ utilizando o método USEPA 3051A e de $< LD$ a $0,812 \text{ mg.kg}^{-1}$ por ácido nítrico a 20%.

Freitas e seus colaboradores (2009) também avaliaram os valores médios e seus desvios padrões de Pb em diferentes fertilizantes fosfatados como o superfosfato simples $15 \pm 2 \text{ mg.kg}^{-1}$, superfosfato triplo $14 \pm 4 \text{ mg.kg}^{-1}$, fosfato de Araxá $8 \pm 1 \text{ mg.kg}^{-1}$, termofosfato de Yoorin $10 \pm 1 \text{ mg.kg}^{-1}$ e fosfato natural de Gafsa $35 \pm 2 \text{ mg.kg}^{-1}$. A Instrução Normativa nº 27, de 5 de junho de 2006 (Alterada pela IN SDA nº 7, de 12 de abril de 2016 e republicada em 02 de maio de 2016) do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), estabelece limite máximo de 20 mg.kg^{-1} de Pb por ponto percentual (%) de P_2O_5 em fertilizantes fosfatados (BRASIL, 2006).

Cada metal potencialmente tóxico, quando distribuído no solo, depende de características como o potencial de hidrogênio (pH), textura, capacidade de troca catiônica (CTC), competição entre metais presentes, temperatura do solo e atividade microbiana (FONTES; ALLEONI, 2004; BURAK *et al.*, 2008).

O Pb, sendo um metal potencialmente tóxico, com baixa mobilidade no solo, quando presente com agentes quelantes, pode ser absorvido em maior quantidade pelas plantas hiperacumuladoras de metais, comprometendo o desenvolvimento dos vegetais, deixando-os tóxicos e sendo uma via contaminação alimentar ocasionando prejuízos à saúde (CORREIA *et al.*, 2016). Os quelantes são agentes que servem para capturar, transportar e/ou eliminar substâncias, principalmente metais. Esses agentes quelantes podem se originar da decomposição da matéria orgânica ou pela ação de microrganismos (JÚNIOR, 2018). Os mais utilizados são o EDTA (ácido etileno diamino tetracético), ácido cítrico, ácido tartárico e ácido oxálico (FAQUIN, 2005).

O Pb possui algumas características químicas e físicas, pertence ao grupo 14 da tabela periódica, é formado naturalmente em depósitos minerais (ex: galena), extraídos de 3 a 10%, , número atômico igual a 82, e massa atômica relativa de 207,2 uma, densidade de 11340 kg m^{-3} , ponto de fusão de $327,4 \text{ }^\circ\text{C}$ e ebulição de $1749 \text{ }^\circ\text{C}$. É macio e maleável, e contrai-se sob resfriamento (MOREIRA; MOREIRA, 2004a).

É um metal cinzento, azulado brilhante, não elástico, mole, dúctil, maleável, trabalhável a frio, razoável condutor de calor e eletricidade e possui condutibilidade térmica. Seu

coeficiente de expansão térmica linear é de $29 \times 10^{-6}/1^{\circ}\text{C}$, aumenta em volume de 6,1%, peso específico 11,37, retração linear na solidificação de 1 a 2,5% e alongamento de 31% (SILVA; TEIXEIRA, 2009).

O Pb elementar é pouco solúvel em água e ácidos diluídos, porém se dissolve nos ácidos nítrico, acético e sulfúrico concentrado à quente. O Pb inorgânico +2 é mais comum que o +4, sendo o acetato e o nitrato facilmente solúveis em água fria. Os cloretos, cromatos e estearatos são moderadamente solúveis. A solubilidade é baixa nos carbonato, óxido, sulfato e sulfeto. Seus compostos orgânicos estáveis o tetraetil e o tetrametila, são ligeiramente voláteis e praticamente insolúveis em água, mas dissolvem-se rapidamente em solventes orgânicos, gorduras e lipídeos (MOREIRA; MOREIRA, 2004a).

O Pb +2 é iônico, estável e mais comum que o Pb +4, que é oxidante. As valências menores são mais iônicas, porque o raio do ion M^{2+} é maior que o do M^{4+} , pois de acordo com as regras de Fajans, quanto menor o ion, maior a tendência à covalência (LEE, 1999).

1.2. A mineração na Amazônia

Além da busca milenar por metais preciosos, a mineração moderna na Amazônia é marcada, na década de 1940, pela exploração de manganês na Serra do Navio, no Estado do Amapá. Esta exploração foi realizada pela Indústria e Comércio de Minérios S. A. (Icomi), criada em meio a uma dinâmica política e econômica marcada pela promulgação, em 1946, da Constituição. Esta afirmava que somente brasileiros e sociedades organizadas no país poderiam explorar minérios em território nacional (NODARI, 1987; MONTEIRO, 2006). É importante salientar que, durante esse período, o Governo Vargas tinha pretensão de desenvolver e industrializar a região amazônica, para acompanhar o modelo de gestão econômica internacional dos países desenvolvidos (SILVA; MEDEIROS, 2014).

A partir de 1964, grandes empresas minero-metalúrgicas ocuparam a Amazônia por meio de políticas de desenvolvimento fiscais e creditícios, em articulação com interesses privados (MONTEIRO, 2006). O Governo Federal em 1974, criou o Programa de Pólos Agropecuários e Agrominerais da Amazônia (Polamazônia), incentivando empresas a se instalarem em Carajás (CVRD e a *company town*), no Amapá a Caulim da Amazônia (Cadam) e em Trombetas a *Aluminium Limited of Canada* (Alcan). O discurso do desenvolvimento regional incluía a exploração de minérios (bauxita, caulim e manganês), beneficiando alumina

em alumínio⁷ e a construção da Usina Hidrelétrica de Tucuruí. Empresas como a Mineração Rio do Norte (MRN), Centrais Elétricas do Norte do Brasil S. A. (Eletronorte), Alumínio Brasileiro S. A. (Albras) e a *joint venture* entre a Nippon Amazon Aluminum Corporation (Naac) e a Alumina do Norte do Brasil S. A. (Alunorte) (MONTEIRO, 2006) foram as principais beneficiárias do Poloamazônia.

Com esse aporte de obras de infraestrutura (viária e portuária) na Amazônia, coube ao Governo Federal criar o Programa Grande Carajás (PGC), no intuito de investir, coordenar e agilizar projetos do Ferro Carajás, da Albras, da Alunorte, da Alumina, da Usina de Tucuruí e da linha de transmissão da hidrelétrica até Barcarena no Pará (MONTEIRO, 2006).

Por outro lado, a atividade de mineração estava sendo impulsionada também pela alta do preço do ouro (US\$ 850/onça) nos anos 1980. Isto fez com que, milhares de pessoas desprivilegiadas fossem em busca de melhores condições de sobrevivência (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002), provocando danos ambientais em muitas regiões da Amazônia.

No estado do Pará, a atividade de mineração de ouro, “garimpagem” artesanal, iniciou-se em meados de 1958 no rio das Tropas, afluente do rio Tapajós. A Portaria nº 882, de 25/07/1983, marcou a criação da Reserva Garimpeira do Tapajós em Itaituba, de Serra Pelada pela Lei nº 7194, de 11/06/1984, e de Cumaru do Norte pela Portaria nº 25, de 10/01/1984. As atividades de mineração de ouro modificaram basicamente toda uma estrutura social e econômica, causando impactos ambientais naquela região (BRASIL, 1983, 1984a; BRASIL, 1984b; BARP; NETO, 2016).

É importante salientar que a criação dessas reservas minerais se deu por conta da impopularidade do Governo, que tinha o intuito de aumentar as divisas e amenizar a dívida externa (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002).

Diante da “legalização da garimpagem”, com a criação de Leis e Portarias, iniciou-se efetivamente o “urbanismo rural” por meio da expansão de Assentamentos com características urbanas que, não contaram com planejamento adequado por parte do Governo, sem infraestrutura básica e com as adversidades da região Amazônica (distância entre as localidades, topográfica, tipo de solo) (BARBIERI, 2016).

Essa conformação “urbanística rural”, que iniciou nos anos 1960 até o final da década de 1980, resultou na morte de milhares de pessoas, devido à doenças, contaminação

⁷ Alumina - óxido de alumínio (Al₂O₃) e o alumínio - elemento químico (Al).

(especialmente com mercúrio), disputas na luta pela terra e por minérios. Os conflitos agrários, desmatamento e a contaminação envolveram diferentes atores como fazendeiros, posseiros, mineradoras, garimpeiros, serrarias, povos indígenas, ribeirinhos e extrativistas (ALENCAR, 2013).

Essa realidade de conflitos é descrita por Alencar (2013, p.230) pela dualidade entre a dinâmica e a complexidade existente na Amazônia “entre o tradicional e o moderno, entre o local e o global, entre o homem e a natureza [...]”.

Não diferente da realidade de conflitos existentes, após a descoberta de ouro em Serra Pelada em 1980, o governo teve que montar uma estratégia para controlar a leva de pessoas que foram para a região (cerca de 100 mil homens). As atividades mineradoras foram administradas pelo DNPM, sendo que a CVRD (Vale S/A) só requereu direitos aos depósitos de manganês e ferro (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002).

Com tantos depósitos de minérios, o auge da garimpagem no Pará foi entre 1989 e 1990, proporcionada pela criação da Lei nº 7.805 de 18/07/1989 que permitiu tal atividade (BRASIL, 1989; VEIGA; SILVA; HINTON, 2002). A cidade de Itaituba teve um contingente migratório de 1,2 milhão de pessoas, resultando em sérios danos socioambientais, inclusive a contaminação do meio ambiente (SILVA, 1997; VEIGA; SILVA; HINTON, 2002).

Dentre as principais regiões de garimpo de ouro na Amazônia Brasileira, o Pará possui cerca de 150 mil km² de área, sendo que 100 mil km², pertence a região do Tapajós. De 1991 a 2000, a produção de ouro no Tapajós foi de 70% em comparação ao estado do Pará e a 52,5% em relação a Amazônia (VEIGA; SILVA; HINTON, 2002).

Em Parauebas, pertencente à Serra dos Carajás, na segunda metade do século XX, a região foi um cenário de investimento e “desenvolvimento” no setor minerário. Isto modificou, aceleradamente, o uso do solo de rural para urbano (modo de vida produtivo para financeiro/econômico), acarretando transformações profundas sobre o cotidiano da população (MELO; CARDOSO, 2016). Essa transformação causada pela mineração, foi impactante, marcada por desigualdades, violações de direitos humanos e crimes ambientais entre proprietários de terra, investidores globais, agentes intermediários e populações locais (MELO; CARDOSO, 2016).

Outro detalhe observado em Carajás é que, além dos empregos limitados, a falta de qualificação técnica para as mineradoras (automatizadas) não absorveu a mão-de-obra local. Ocorreu portanto, uma disparidade, com uma articulação entre atores globais, mas com a exclusão da população local (MELO; CARDOSO, 2016). A Companhia Vale do Rio Doce é

um exemplo. Criada na década de 1940, teve por objetivo a exploração, comercialização e distribuição de minério de ferro para o Reino Unido e Estados Unidos. Em 1950, devido à competitividade de mercados e à queda do preço do minério de ferro, buscou outros consumidores como Japão, Alemanha e Canadá. Após diversas articulações políticas e econômicas (governo federal e a CRVD, ficando fora o governo estadual), entrou em operação em 1985, o Complexo de Carajás (mina, beneficiamento, cidade da empresa, ferrovia, estradas e porto) (MELO; CARDOSO, 2016).

Expedições geológicas exploratórias no estado do Pará revelaram vários depósitos minerais sendo que, a partir da década de 1960, vários minérios manganês, cobre, ferro, bauxita, alumínio, ouro, diamante, topázio, turmalina, ametista, gipsita, estanho, titânio, fosfato, nióbio, calcário, potássio, sais de anidrito, dentre outros, foram descobertos. Alguns estão sendo explorados na região de Carajás, próximo ao rio Xingu na região do Tapajós, Marabá, Paragominas, Belém, Andorinhas, Tucumã, Gurupi, Cumarú, Maicuru, Tiracambú e Almeirim (CPRM, 2009; SANTOS, 2002).

A extração do minério de ferro tem causado grandes impactos socioeconômicos e políticos. Ocorreram, e continuam acontecendo, como, por exemplo, a contaminação das águas e das terras próximas às minas de extração. Além dos problemas ambientais, são realidades marcadas por habitações insalubres, falta de saneamento básico, inexistência de postos de saúde e escolas públicas de qualidade, além de conflitos e lutas sociais (CONGILIO; MOREIRA, 2017).

A contaminação ocorre não somente pelo o Ferro (Fe), mas também por outros metais pesados, como mostra o estudo realizado para determinar Pb nas águas e solos da região de Serra Pelada (COSTA *et al.*, 2015). O estudo detectou valores acima do limite para as águas de classes 1, 2 (0,01 mg/L) e para a classe 3 (0,033 mg/L), limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/05. Em relação aos solos, os níveis variaram de 47,4 a 319,6 mg/kg, com média de 159,6 mg/kg, estando acima do estabelecido pela Resolução Conama nº 420/2009 que é de 72 mg/kg (CONAMA, 2005, 2009). Isso é justificado pela quantidade de galena existente no material de origem, que após a extração do ouro, tanto o Pb quanto outros metais pesados são solubilizados, contaminando as águas e solos (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008; COSTA *et al.*, 2015;).

Os sedimentos também são contaminados por Pb. Estudos realizados nos rios Xingu e Fresco, localizados no sudeste do estado do Pará, que contornam o município de São Félix do Xingu, detectaram concentrações relativamente altas de chumbo e níquel. Devido às

áreas de mineração, favorecidas pela estação chuvosa e, em virtude da facilidade de mobilização desses metais (RIBEIRO *et al.*, 2017). Como o Pb que tende a acumular-se mais em sedimentos do que em águas, as concentrações encontradas variaram de acordo com as estações: E1-setembro/2008 de 0,94 a 19,38 mg/kg, E2-dezembro/2008 de 0,73 a 24,31 mg/kg e E3-março/2009 de 1,23 a 42,07 mg/kg. Ficaram somente duas amostras da E3 (35,54 e 42,07 mg/kg) acima do limite estabelecido pela Resolução para dragagem Conama nº 344/2004 que é de 35 mg/kg (FERREIRA; HORTA; CUNHA, 2010). Ribeiro e seus colaboradores (2017) relataram que, a estação chuvosa favorece a mobilidade dos metais presentes nos sedimentos de rio, podendo não só afetar o próprio ambiente aquático, como também a cadeia alimentar, bioacumulando metais nos organismos aquáticos.

1.3. Insegurança alimentar e contaminação por chumbo

De acordo com dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), dentre os estados da Amazônia Legal, o Pará até 2017, liderou em área de desmatamento com 264691.0 Km². Dentre os municípios, destacam-se São Félix do Xingu, Paragominas, Altamira, Marabá, Novo Repartimento, Cumaru do Norte, Santana do Araguaia e Novo Progresso (INPE, 2019a).

O Pará, no período de 02/07/2018 a 02/07/2019, estava com 3351,43 Km² de área desmatada, sendo os principais fatores o solo exposto, degradação, incêndios florestais, cortes seletivos e mineração. Os três municípios com maiores áreas de desmatamento são Altamira, São Feliz do Xingu e Novo Progresso (INPE, 2019b).

A retirada da mata e a mudança no uso do solo, se deve à mineração, a exploração de madeira, a bovinocultura e a agricultura mecanizada de soja e algodão (SOUZA *et al.*, 2019). Segundo a Agrofit, as culturas de soja e algodão utilizam diversos agrotóxicos como os inseticidas, acaricidas, feromônios, herbicidas, ativadores de plantas e reguladores de crescimento (MAPA, 2019).

Essas formas complexas e dinâmicas de desenvolvimento, no uso e ocupação do solo, estão diretamente ligadas ao desmatamento no estado do Pará (SOUZA *et al.*, 2019).

De acordo com o Carneiro e colaboradores (2015), existem materiais e estudos que sinalizam os riscos da contaminação por agrotóxicos em pessoas que moram perto de locais contaminados e ingerem alimentos como frutas, legumes e verdura, além da água. Mas não há trabalhos que abordam o tema da insegurança alimentar, advinda da contaminação de alimentos por metais pesados. O antigo Conselho Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional classificou os agrotóxicos como uma das mais severas e persistentes violações do direito

humano à alimentação adequada, indicando situação de insegurança alimentar e a possibilidade de desenvolvimento de diversas doenças agudas e crônicas (CONSEA, 2012).

Os riscos ocasionados pelos agrotóxicos na produção e consumo de alimentos, tem relação direta com a insegurança alimentar e na saúde humana (SHINOHARA *et al.*, 2017).

Shinohara e seus colaboradores (2017) retrataram riscos a que agricultores são expostos ao utilizarem agrotóxicos, com a promessa de aumentar a produtividade e reduzir perdas na lavoura. Isto leva à exposição dos alimentos (hortaliças, grãos e frutas), prejudicando não só a produção e consumo, mas também a saúde humana e ao meio ambiente. É necessário medidas de monitoramento e controle da cadeia de produção para se ter um alimento mais seguro.

O enfrentamento à insegurança alimentar, com foco em mulheres e crianças indígenas nativas do Amazonas e do Mato Grosso do Sul, contou com a participação do governo brasileiro, de diversas instituições e do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD). O Programa Conjunto de Segurança Alimentar e Nutricional de Mulheres e Crianças Indígenas (PCSAN), criado em 2010 e financiado pela Espanha, atuou técnica, institucional e politicamente. Seu objetivo foi suprir as necessidades e a diminuição de lavouras de mandioca e açaí, provocadas principalmente pela expansão da soja e pela apropriação privada de terras das populações tradicionais. Como resultado, implantou-se hortas nas escolas, estimulou-se o artesanato e a houve a produção escrita e em áudio do texto da Convenção 169 da OIT, nos idiomas Guaraní-Kaiowá e Terena (SILVA, 2011b; MAFFRA, 2013). Infelizmente, tal programa, não abordou os riscos dos agrotóxicos e metais pesados à saúde e alimentação das crianças e mulheres indígenas, apesar do Ministério da Saúde ter sidoum dos parceiros.

Em Santo Amaro, no Recôncavo baiano, um estudo realizado por Amor e seus colaboradores (2018), evidenciaram sérios riscos de intoxicação e insegurança alimentar por metais tóxicos em populações ribeirinhas e agricultores familiares. Alimentos como mariscos, pescados, acerola, alface, banana, manga, cana, cidreira, aroeira, capim santo, alumã, mandioca, banana, couve, hortelã, boldo do Chile, lima, mamão, laranja, limão, ovos de galinha, pimentão e quiabo estavam contaminados por elevadas concentrações de Pb e Cd. Isto se deve à indústria de minério de Pb que operou desde de 1960 a 1993. Devido a cenários de contaminação por Pb e outros metais pesadoss existentes na região do Tapajós, as comunidades ribeirinhas poderiam estar ameaçadas em termos de intoxicações alimentares, já que foi detectado a presença de Pb em alimentos como a pasta de mandioca e a farinha (BARBOSA *et al.*, 2009; CARNEIRO; SIDONIO; BARBOSA, 2013).

Ao longo das últimas três décadas, as pesquisas mostraram que baixos níveis de exposição ambiental ao Pb podem ter efeitos nocivos sobre o neurodesenvolvimento e comportamento de crianças (NEEDLEMAN, 2004).

Em relação aos efeitos do Pb à saúde humana, Mason e seus colaboradores (2014) relataram problemas neuropsicológicos ocasionados pela toxicidade do Pb, tais como declínios de inteligência, memória, velocidade de processamento, compreensão e leitura, habilidades motoras, habilidades executivas, déficits cognitivos, déficits audiovisuais, ansiedade, depressão, fobia e comportamento antissocial, podendo gerar sequelas graves. Pesquisadores afirmaram que nas comunidades da Bacia do rio Corrientes na Amazônia Peruana, metade da população indígena com idades entre 0 e 17 anos sofriam de anemia e atordoamento, devido ao efeito direto do Pb no crescimento humano, além da contribuição da má nutrição e outros fatores socioeconômicos (ANTICONA; SEBASTIAN, 2014).

Bellinger e Bellinger (2006) abordaram a exposição excessiva por Pb em crianças e famílias economicamente vulneráveis, devido o Pb contido em tintas e na gasolina nos EUA durante o século XX, ocasionando doenças e lesões neurológicas irreversíveis.

Landrigan (2002) relatou que o Pb contido na gasolina, como antidetonante, afetou a saúde de populações (principalmente em crianças) e no meio ambiente (ar, poeira, solo, água potável, alimentos), pois um surto neuropsiquiátrico agudo ocorreu nos trabalhadores de uma empresa em Nova Jersey, dos quais 80% tiveram convulsões e 5 morreram.

Fewtrell e seus colaboradores (2004) versaram sobre um estudo realizado pela Organização Mundial de Saúde (OMS) em 14 regiões geográficas do Mundo. Indicaram que a carga global de doença de quase 1% em regiões urbanas em desenvolvimento eram decorrentes da exposição ao Pb. Isso resultou em 120 milhões de pessoas com níveis de Pb entre 5 e 10 mg/dL, e acima de 10 mg/dL no sangue, além de pressão arterial, perda de quociente de inteligência (QI) e problemas cardiovasculares com 229 mil mortes prematuras e 3,1 milhões de DALYS (anos de vidas perdidas por incapacidade).

Em outro estudo, avaliaram a exposição por Pb em crianças de 5 a 9 anos por intoxicação em Cartagena, México, antes da remoção de Pb na gasolina, onde os resultados apontaram que 14 crianças (7,41%) tiveram níveis de concentrações de Pb no sangue (BPb) \geq 10 μ g/dL; 22 (11,6%) apresentaram níveis de BPb entre 8 e 9 μ g/dL, 110 (58,2%) apresentaram concentrações de BPb \leq 5 μ g/dL, e apenas três (1,6%) foram abaixo do limite de detecção (OLIVERO-VERBEL *et al.*, 2007). Também mostraram que mostrou a exposição das crianças ao Pb pelas fábricas de fusão de metal que contaminavam o solo, o ar, paredes, pisos, móveis,

roupas e brinquedos, além das atividades pesqueiras realizadas pelos pais, no qual as redes de pesca eram fabricadas com Pb (OLIVERO-VERBEL *et al.*, 2007).

É preciso considerar que, na América Latina, a exposição ao Pb tem sido investigada por vários pesquisadores a exemplo de Barbosa e seus colaboradores (2006) que realizaram um estudo em Bauru/SP sobre o efeito da idade e do sexo na relação entre as concentrações de Pb no sangue (Pb-B) e no plasma (Pb-P) de 154 adultos (56 homens e 98 mulheres) de 18 a 60 anos. As médias de Pb-B nos homens foi de 98,3 mg/L e nas mulheres de 62,8 mg/L, e no Pb-P, homens de 0,66 mg/L e mulheres de 0,42 mg/L, demonstrando que o sexo é um fator importante no metabolismo do Pb.

Paoliello e seus colaboradores (2002) também avaliaram a exposição ao Pb no sangue de 294 crianças (7 a 14 anos) em uma área antiga de mineração, associando com variáveis relacionadas a hábitos alimentares, atividades de lazer, emprego passado do pai, residência atual e anterior, além de outras variáveis. Os resultados apontaram que crianças vivendo próximo da mineração tiveram níveis maiores com 11,25 g/dL (gramas por decilitro) do que em crianças em áreas distantes com 4,4 g/dL.

Nos EUA, os Centros de Controle e Prevenção de Doenças (CDC, 2012a, 2012b) estabeleceram diretrizes de ação para triagem de crianças com níveis de 5 µg/dL de Pb no sangue, mas há uma preocupação crescente sobre a ausência de um limiar em que efeitos deletérios ocorrem (LANPHEAR; DIETRICH; BERGER, 2003; BELLINGER, 2004), e tem sido sugerido que este limite deveria ser reduzido para 2 µg/dL (GILBERT; WEISS, 2006).

O Pb é um metal potencialmente tóxico, altamente acumulativo no corpo humano, que distribui-se no cérebro, fígado, rins, ossos e dentes, ocasionando problemas de saúde (MOREIRA; MOREIRA, 2004a). A absorção do Pb no organismo humano é influenciada pela rota de exposição (inalação, ingestão e dérmica), sendo que, o Pb se aloja no sangue (\pm 36 dias), nos tecidos (\pm 40 dias) e nos ossos e dentes (\pm 27 anos) sem exposição (MOREIRA; MOREIRA, 2004b).

À exemplo, temos o caso do Pb no Vale do Ribeira, que revelou o impacto do Pb na saúde e meio ambiente de moradores. Para isso, foram coletadas amostras de sedimentos e solos em alguns pontos, onde apresentaram níveis de até 124 ppm e valores acima de 500 ppm, respectivamente. Amostras de peixes (bagres e cascudos) também foram coletadas entre 1998 e 2000, no rio Ribeirão Furnas. Essas espécies continham Pb em seus tecidos, devido procurarem seus alimentos nos sedimentos argilosos, onde havia concentração de Pb (SILVA *et al.*, 2006a).

Diante dos possíveis cenários de contaminação por Pb, desde a ocupação da Amazônia aos avanços da mineração na região, a presença de PbS na geologia da região, a mudança no uso e ocupação do solo, com a introdução das lavouras de soja e de agrotóxicos, fez-se necessária uma revisão sobre possíveis fontes de contaminação por Pb no Capítulo 2, a fim de compreender a dinâmica de risco e exposição por Pb, devido a contaminação encontrada na farinha de mandioca, produzida em comunidades ribeirinhas do Tapajós (BARBOSA *et al.*, 2009; CARNEIRO; SIDONIO; BARBOSA, 2013).

CAPÍTULO 2.0 POSSÍVEIS FONTES DE CONTAMINAÇÃO POR CHUMBO (Pb)

O presente capítulo traz uma revisão bibliográfica sobre contaminação por Pb em diversos compartimentos ambientais. O chumbo pode surgir de diversas fontes, até mesmo do processo geológico existente na região. Também pode ser disponibilizado no meio ambiente como resultado de atividades antrópicas (ex. mineração/garimpo) ocorrida na região do Tapajós.

O Pb compromete diversos compartimentos ambientais como solo, planta, sedimento e água. Pode estar presente em utensílios domésticos e nos alimentos, trazendo consequências para a saúde humana.

O processo de adsorção do Pb no solo depende das características físicas e químicas do solo (MENDES, 2016). Na água, sua solubilidade depende dentre outros fatores, do pH e de compostos presentes e dissolvidos na água. Nos sedimentos, pela interação entre a argila (principalmente pela adsorção) ou a areia (BAIRD, 2002; LIRA, 2008). As práticas de caça (BARBOSA *et al.*, 2009; FIGUEIREDO; BARROS, 2015) e pesca (SCHEUHAMMER *et al.*, 2003; JURAS, 2006; RATTNER *et al.*, 2008) podem ser fatores de contribuição na contaminação de Pb nos solos e águas

A legislação pode ser falha, em relação a atualização em níveis de Pb considerados seguros, para que não haja problemas de no meio ambiente, na saúde e na insegurança alimentar.

2.1. Ocorrência de Pb em compartimentos ambientais e utensílios domésticos

As principais fontes conhecidas e diversificadas de Pb incluem as atividades de mineração, fundição, fabricação e reciclagem, gasolina e combustível de aviação com Pb, poluentes do ar, fabricação de baterias de Pb-ácido para veículos a motor, pigmentos, tintas, soldas, vitrais e vidros de cristal de Pb (DE CAPITANI; PAOLIELLO; COSTA DE ALMEIDA, 2009; CLARK; CLARK; CLARK, 2010). Também podemos encontrar em munições, esmaltes cerâmicos, joias, brinquedos, cosméticos, medicamentos tradicionais, lixo acumulado nas ruas, resíduos orgânicos de animais, resíduos provenientes da construção civil, partículas resultantes de desgaste de pneus, de lonas de freio e de asfalto, resíduos de combustíveis, óleos e graxas deixados por veículos (DE JESUS *et al.*, 2004; GOLDMAN *et al.*, 2004; DE CAPITANI; PAOLIELLO; COSTA DE ALMEIDA, 2009).

A distribuição de água potável nas residências urbanas também pode ser outra possível fonte, através de tubos (encanamentos) de Pb ou tubos com solda de Pb, de ligações incorretas ou clandestinas de resíduos sanitários na rede de drenagem pluvial (BELLUTA *et al.*, 2008; POLETO; LUZ; MARTINEZ, 2011; SOUZA *et al.*, 2015b). Mas, no caso da região em estudo, são comunidades rurais, que não possuem sistemas de drenagem, distribuição de água e coleta de esgotos. Portanto, não poderia ter esse tipo de fonte de contaminação por Pb.

As principais fontes de metais potencialmente tóxicos são classificadas como pontuais ou difusas⁸, que podem existir na atmosfera, nos escoamentos e resíduos urbanos, rurais, agrícolas e industriais, associando-se ao tipo, uso e ocupação do solo (NASCIMENTO *et al.*, 2015).

Estudos realizados no Brasil revelaram que os metais pesados têm se tornado um problema grave de contaminação ambiental e exposição humana. Silva e seus colaboradores (2006) demonstraram que, na região do Alto Vale, que abrange o Vale do Ribeira nos estados do Paraná e São Paulo, continuam minas de Pb, zinco (Zn) e prata (Ag) em operação durante o século passado, bem como uma planta de refino de Pb instalada no município de Adrianópolis (PR). A região continha quantidades significativas de arsênio (As) e Pb em sedimentos à época da mineração, produzindo danos à vegetação e à paisagem, especialmente as oriundas das lavras a céu aberto, responsáveis pelo beneficiamento e refino de metais. Isso gerou rejeitos que se encontravam expostos e sujeitos a inundações constantes. Na planta de refino de Pb, localizada à margem direita do rio Ribeira no município de Adrianópolis, até 2006, os moradores das vilas vizinhas continuavam expostos ao risco de intoxicação por Pb (SILVA *et al.*, 2006).

Junior e seus colaboradores (2002) investigaram o transporte de contaminantes no aterro de disposição de resíduos sólidos urbanos no Município de Catas Altas em Minas Gerais. Observaram um expressivo potencial de retenção de metais pesados nos solos, havendo interações complexas com a fração orgânica destes, adsorção e a troca iônica de argilo minerais, além de reações com ânions insolubilizados presentes no solo. Cabe ressaltar que, Rodrigues e Taioli (2003) estudaram a alteração da qualidade do solo impactado ou não por metais, como manganês (Mn), bário (Ba), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn), como base na disposição e cobertura de resíduos gerados no município de Ilhabela em São Paulo, onde os solos que tiveram contato com chorume foram enriquecidos com íons de Pb, Ni e Zn.

⁸ Pontuais é quando sua fonte pode ser claramente identificada. Difusas são fontes de poluição que não são facilmente identificáveis.

Considerando-se que diversos elementos metálicos podem causar sérios problemas ambientais, uma série de projetos de investigação foram desenvolvidos por pesquisadores brasileiros e canadenses desde 1995, sobre fontes ambientais e vias de exposição humana a metais potencialmente tóxicos, bem como seus efeitos precoces à saúde de populações rurais (ribeirinhas) no interior da Amazônia brasileira. As comunidades pesquisadas localizavam-se no entorno dos municípios de Aveiro e Itaituba na região do Tapajós (SILVA *et al.*, 2006b; PASSOS *et al.*, 2007; PASSOS, 2009; LEMIRE *et al.*, 2009, 2011; FILLION *et al.*, 2008, 2013), ver também páginas web dos projetos CARUSO e PLUPH⁹.

Assim, abriu-se possibilidades para estudar possíveis fontes de contaminação alimentar e exposição de Pb em populações remotas naquela região, onde a contaminação da pasta de mandioca por Pb durante o processo de produção artesanal de farinha, mostrou-se 10 vezes mais baixa quando comparada com a farinha de mandioca torrada (média de $0,017 \pm 0,016 \mu\text{g/g}$ vs $0,19 \pm 0,10 \mu\text{g/g}$, respectivamente) (BARBOSA *et al.*, 2009). Adicionalmente, Carneiro e colaboradores (2013) ao avaliarem três dessas comunidades, observaram um nível médio de Pb no sangue de $16,8 \mu\text{g/dl}$, com valores médios por comunidade de Açaituba ($22,4 \mu\text{g/dl}$), Nova Canaã ($17,3 \mu\text{g/dl}$) e Santa Cruz ($9,8 \mu\text{g/dl}$). O nível mínimo de Pb encontrado no sangue foi de $0,83 \mu\text{g/dl}$ e o máximo de $44,3 \mu\text{g/dl}$, e o nível médio de Pb na farinha de mandioca de $0,34 \mu\text{g/g}$ e a ingestão diária estimada EDI foi de $79 \mu\text{g/g}$.

2.1.1. Absorção de Pb por vegetais

O Pb acumula-se no solo devido à sua concentração e atração por partículas contidas na matéria orgânica (ECHEVERRÍA *et al.*, 1998), além de concentrar-se também nas plantas, tanto nas raízes (em maior proporção) quanto nas folhas (menor proporção). Isto se deve ao pH, à capacidade de troca catiônica, além de outros fatores físico-químicos, o que representa um perigo à cadeia alimentar (ALLEONI; BORBA; CAMARGO, 2005; SHARMA; DUBEY, 2005). Cada planta tem seu nível de tolerância quanto à presença de Pb em suas raízes (SHARMA; DUBEY, 2005; SILVA; SANTOS; GUILHERME, 2015), seguidas dos caules e folhas, e em menor proporção, as sementes. Ocasionalmente problemas de crescimento e nutrição, conforme relatado para as plantas cultivadas ao longo de estradas com fluxo intenso de automóveis (FAQUIN, 2005).

⁹ CARUSO (<https://unites.uqam.ca/gmf/caruso/caruso.htm>) e PLUPH (<https://pluph.uqam.ca>).

Algumas raízes são altamente eficientes na fitoextração, isto é, no transporte de metais para partes aéreas de algumas plantas, inclusive o próprio Pb (MARCHIOL *et al.*, 2004). Essa eficiência foi observada em algumas espécies de vegetais como sugere trabalho realizado num reservatório de resíduos secos de uma mina de Pb em Arak (Irã). Observou-se que dentre as plantas estudadas a melhor acumuladora de Pb foi a *Euphorbia macroclada* com 1138.00±195 ppm. Após dois anos de experimento de fitorremediação, proporcionou-se um decréscimo de Pb nos sítios experimentais maior que outros metais, alcançando até 98% de redução (CHEHREGANI; MOHSENZADE; VAEZI, 2009).

Um terceiro estudo analisou as relações da anatomia vegetal na absorção, no acúmulo e na tolerância ao Pb pelo chapéu-de-couro (*Echinodorus grandiflorus*). Observou-se que esta planta acumulou 113,74 mg/kg de Pb de matéria seca, com translocação reduzida para a parte aérea (RIBEIRO *et al.*, 2015). Por sua vez, Augusto e colaboradores (2014) avaliaram o efeito da aplicação de Cd e Pb na cultura da mostarda (*Brassica juncea*) e observaram que as plantas que receberam Pb tiveram uma absorção radicular diretamente proporcional à quantidade do metal oferecido a elas. Verificou-se que o Pb se translocou muito pouco das raízes para a parte aérea da planta devido a depósitos radiculares de quelatos estáveis do metal tolerante em doses críticas de 50 (27%) e 100 mg/L (36%).

No intuito de selecionar espécies vegetais com diferentes hábitos de crescimento e potencial uso de fitorremediação em áreas contaminadas por Pb, conduziu-se um estudo em vertissolo durante 34 dias. Constatou-se que a aroeira (*Schinus terebinthifolia*), o feijão de porco (*Canavalia ensiformes L.*) e o vetiver (*Canavalia ensiformes L.*) foram espécies eficientes em concentrar Pb na parte aérea das plantas. A grama batatais (*Paspalum notatum*) também apresentou potencial de ser utilizada em processo de fitoestabilização, devido à capacidade de concentrar 20,8 vezes mais Pb na raiz (166,67 mg.kg⁻¹) do que outras espécies analisadas, impedindo que o contaminante se espalhe nos ecossistemas (ASSUNÇÃO, 2012; LOUREIRO *et al.*, 2013).

Avaliou-se teores e a alocação de Pb, durante 20 dias, em hortaliças cultivadas em solo podzol haitiano de textura arenosa, e contaminado com resíduos de reciclagem de baterias. Foi revelado que o Pb se concentrava em maior quantidade nas raízes, seguindo a ordem: cenoura 2,162 mg/kg>quiabo 757,2 mg/kg>tomate 405,5 mg/kg e berinjela 389,4 mg/kg>pimentão 281 mg/kg>couve-manteiga 175,8 mg/kg>repolho 152,5 mg/kg (LIMA, 2010). A cenoura hiperacumula Pb em sua raiz e reduz em 41% as concentrações de Pb presente no solo (CORREIA *et al.*, 2016).

Diferentes espécies de mandioca cultivadas nas comunidades de Kpean e Bodo na região sul da Nigéria foram contaminadas pelo derramamento de óleo e atividades agroquímicas, na qual foram analisadas quanto ao teor de metais potencialmente tóxicos e ao risco associado à saúde pelo consumo dessas raízes. A mandioca (*Manihot esculenta*), o inhame (*Dioscorea alata*) e a taioba (*Colocasia esculenta*) apresentaram concentrações de Pb, variando de 0,01 a 0,09 mg/kg, sendo o fator de bioacumulação (FBA) do Pb dos solos para os sistemas radiculares de 0,01 a 2,00 mg/kg (PETERS; EEBU; NKPA, 2018). Isso corrobora com níveis encontrados de Pb nas raízes de espécie de mandioca tropical de 0,74 mg/kg, nova espécie de 0,51 mg/kg e variedade local de 0,45 mg/kg. O fator de absorção de Pb do solo de 0,54 mg/kg, de 0,37 mg/kg e 0,3 mg/kg respectivamente (HARRISON; OSU; EKANEM, 2018). Sugere-se que as raízes de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) da família Euphorbiaceae, dicotiledôneas (raiz principal da qual partem raízes laterais), não só toleram, mas também hiperacumulam Pb do solo em concentrações elevadas, na ordem de 1.000 mg/kg (GARBUSU; ALKORTA, 2001; KHAN *et al.*, 2000; RASKIN *et al.*, 1994).

2.1.2. Pb em farinha de mandioca e outros alimentos

Os mais variados alimentos podem ser contaminados por diversos metais, como mostra estudo realizado no norte da Zâmbia que traz níveis de concentração de Pb em partes comestíveis da mandioca (folha e raízes). A partir de áreas contaminadas por atividades de extração e fundição de metais, e também de áreas não contaminadas, o estudo identificou que as médias de bioacumulação de Pb nas folhas estão na ordem de $0,54 \pm 0,27$ mg/kg e raízes de $0,2 \pm 0,10$ mg/kg (área não contaminada), folhas de $0,30 \pm 0,20$ mg/kg e raízes $0,07 \pm 0,05$ mg/kg (área contaminada), folhas não lavadas $0,35 \pm 0,05$ mg/kg e lavadas de $0,30 \pm 0,00$ mg/kg (área não contaminada), folhas não lavadas $0,71 \pm 0,11$ mg/kg e lavadas de $0,61 \pm 0,11$ mg/kg (área contaminada) (KŘÍBEK *et al.*, 2014).

Farinhas de trigo produzidas em área histórica de cultivo irrigado de Jinghui, na província de Shaanxi na China, apresentaram níveis de Pb, variando de 0.021 a 0.45 mg.kg⁻¹ com média de 0.128 ± 0.090 mg.kg⁻¹, excedendo em 15% o limite de tolerância dos padrões chineses de 0.2 mg.kg⁻¹, tornando-se um risco carcinogênico devido ao consumo (LEI *et al.*, 2015).

No Brasil, Lara (2016) identificou Pb em 4 amostras de farinha de copioba na Bahia no intuito de contribuir para a sua certificação, e encontrou níveis de concentração variando de 0,1 a 1,8mg/kg, com médias de 0,3 a 0,8 mg/kg. Em outro estudo, os níveis de concentração

encontrados nas farinhas foram de 0,05 a 0,98 mg/kg com média de 0,25 mg/kg em 3 comunidades ribeirinhas do rio Tapajós no Pará (CARNEIRO; SIDONIO; BARBOSA, 2013), corroborando com teores de 0,09 a 0,38 mg/kg (média de $0,19 \pm 0,05$ mg/kg) em 12 comunidades ribeirinhas do rio Tapajós, assim como na própria raiz de mandioca, alimento presente na dieta dos ribeirinhos amazônicos com teores de Pb indo de 0,003 a 0,04 mg/kg (média de 0,017 mg/kg) (BARBOSA *et al.*, 2009).

Algumas hortaliças como o alface (*Lactuca sativa L.*) foram avaliadas quanto à sua absorção de Pb, obtendo média de $44,86 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (SAMPAIO *et al.*, 2009). O alface variou de 0,09 a 0,025 mg/kg, a rúcula de 0,07 a 0,036 mg/kg e o couve de 0,010 a 0,027 mg/kg (ROESE, 2008), a couve manteiga com média de 1,28 mg/kg, a cenoura com 5,18 mg/kg e as folhas de quiabo com 103 mg/kg (LIMA, 2010), além da cenoura (*Daucus Carota*) com 6,3 mg/kg em solos com teor de Pb de 180,0 mg/kg (CORREIA *et al.*, 2016).

Semente bastante apreciada no Pará, a castanha-do-pará foi coletada no mercado Ver-o-Peso em Belém e analisada com o objetivo de determinar concentrações de Pb, confirmando com valor abaixo do LQ de $39 \mu\text{g}/\text{kg}$ (SOUZA; VIEIRA; OLIVEIRA, 2009). Outros alimentos como os peixes, muito consumidos com farinha de mandioca na Amazônia, apresentaram níveis de Pb que oscilaram de 0,23 a 0,87 mg/kg em 4 espécies estudadas no município de Barcarena (FREITAS *et al.*, 2012), na bacia do Rio Cassiporé. Esses níveis são influenciados pelo garimpo da região do Lourenço no Amapá, com médias de Pb nos tecidos musculares de $6,027 \pm 0,615 \mu\text{g}/\text{g}$ no período chuvoso e $27,373 \pm 2,218 \mu\text{g}/\text{g}$ no seco (LIMA, 2013). No peixe carnívoro chamado traira (*Hoplias malabaricus*) foi coletado ao longo dos rios Negro e Solimões no estado do Amazonas, concentrando teores de Pb em seu tecido muscular que variaram de 0,10 a 0,51 mg/kg (rio Negro na cheia), de 0,19 a 1,10 mg/kg (rio Negro na seca) e de 0,08 a 0,92 mg/kg (rio Solimões na seca) (FERREIRA, 2014).

2.1.3. Pb em placas metálicas e outros utensílios potencialmente de fontes domésticas

Louças decoradas com desenhos e excesso de brilho podem liberar grandes quantidades de metais para alimentos, causando riscos para a saúde, como mostra pesquisa realizada com 149 peças (pratos, pires e tigelas de sopa) fabricados por empresas nos EUA entre os anos de 1920 e 1970 (SHEETS, 1997). Nesse mesmo estudo, 132 peças continham a presença de Pb, e utilizando-se ácido acético a 4% durante 24 h, 54 peças liberaram de 0,2 a 2,9 $\mu\text{g}/\text{ml}$ de Pb, e em 78 pratos restantes de 3,0 a 610 $\mu\text{g}/\text{ml}$ de concentração de Pb, que excederam o limite estabelecido de 3 $\mu\text{g}/\text{ml}$ (SHEETS, 1997).

Um segundo estudo, com louças de porcelana fabricadas em cinco países europeus e três asiáticos antes dos anos 1970, observou que 17 pratos liberaram Pb de 0,1 a 2,9 $\mu\text{g/ml}$, sendo que em 6 deles os níveis apresentaram-se acima de 0,10 $\mu\text{g/ml}$ e 23 com teores de 3,0 a 778 $\mu\text{g/ml}$ (SHEETS, 1998).

Também avaliou-se o teor de Pb em cinco diferentes utensílios de cozinha (alumínio revestido com teflon/vidro), sendo incorporados em amostras de arroz cru e cozido sob diferentes condições de água (torneira, desionizada, ácida e básica), obtendo-se teores de 0,86 a 3,83 mg/kg de Pb e, resultando em potenciais riscos para a saúde dos consumidores (RITTIRONG; SAENBOONRUANG, 2018). Além disso, algumas embalagens e utensílios metálicos foram submetidos a tratamento térmicos e analisados, quando foram detectada a presença de Pb em solução com temperaturas à 60°C com concentrações de 12.65 g.kg^{-1} , 14.18 g.kg^{-1} e 13.41 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ e à 100°C de 12.10 g.kg^{-1} , 10.99 g.kg^{-1} e 17.04 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ respectivamente, não excedendo o limite máximo permitido pela legislação da Coreia do Sul de 0.4 mg.L^{-1} de Pb para embalagens e utensílios metálicos (KIM *et al.*, 2015).

Outro estudo realizado para analisar o teor de Pb em louças utilitárias comercializadas em lojas de departamento no Brasil, sendo originadas do Brasil, Portugal e China. Extraiu-se o Pb através da imersão em solução a 4% de ácido acético (CH_3COOH) à temperatura ambiente, por 24 horas e em solução a 15% de ácido nítrico (HNO_3) para simular a acidez contida em alguns alimentos (ROBERTO; EMANUELA; CARLOS, 2012). Foram obtidas concentrações de Pb em pratos comercializados em lojas de departamento no Brasil, usando ácido acético, sendo dois de 0,06 e 0,29 mg.L^{-1} (Brasil), um com 0,50 mg.L^{-1} (China) e em Portugal não houve presença de Pb. Com o ácido nítrico, obtiveram-se em dois 18,47 e 22,77 mg.L^{-1} (Brasil), e um com 35,99 mg.L^{-1} (China) e 18,47 mg.L^{-1} (Portugal). Em relação as louças artesanais, houve variação de 0,05 a 1,94 mg.L^{-1} utilizando ácido acético e 1,15 a 44,67 mg.L^{-1} com ácido nítrico (ROBERTO; EMANUELA; CARLOS, 2012).

2.2. Formação geológica da região do Tapajós e ocorrência de precursores de Pb

O mapa geológico do Pará fornece os tipos de rocha e as estruturas tectônicas do estado, sendo que a bacia hidrográfica do Rio Tapajós, engloba 10 unidades litoestratigráficas (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008). Tais unidades litoestratigráficas podem ser chamadas de grupo, subgrupo, formação, membro, camada, complexo, suíte e corpo, sendo a formação, a unidade mais importante e fundamental, constituída por rochas sedimentares, ígneas ou metamórficas de baixo grau (POPP, 2017). Assim, a formação geológica da região do Rio

Tapajós é composta em sua maioria pelas Formações Alter do Chão, Nova Olinda e Itaituba (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004; FERREIRA *et al.*, 2004) que consistem em uma unidade genética, em um intervalo de tempo, compostas de diferentes materiais de fontes diversas, incluindo pequenas interrupções em sua sequência (POPP, 2017).

A referida formação geológica segue desde Santarém até Itaituba e abrange as folhas SA 21 – Santarém e a SB 21 – Tapajós. A primeira pertence à era Mesozóica no período Cretáceo de 135 a 65.10⁶ anos, prevalecendo arenito grosso, friável e de cores variadas, e a segunda pertence à era Cenozóica no período Terciário do Paleógeno de 65 a 23,5.10⁶ (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004; FERREIRA *et al.*, 2004).

A era Mesozóica corresponde ao período desde o fim da Era Paleozóica (225 milhões de anos atrás) até o início da era Cenozóica (65 milhões de anos atrás). Compreende os intervalos de tempo, em milhões de anos, definidos pelos Períodos: Cretáceo – 146 a 65; Jurássico – 205 a 146 e Triássico – 245 a 205. A era Cenozóica corresponde ao tempo desde o final da Era Mesozóica (65 milhões de anos atrás) até o presente, e compreende os períodos e épocas em milhões de anos: Quaternário – Época Pleistoceno de 1,6 milhão de anos até o presente; Terciário – Épocas: Plioceno de 5,2 a 1,6, Mioceno de 23,3 a 5,2, Oligoceno de 35,4 a 23,3, Eoceno de 56,5 a 35,4 e Paleoceno de 65 a 56,5 (POPP, 2017).

Sendo assim, a formação Alter do Chão (K2ac) foi constituída na era Cenozóica-Paleoceno e no Mesozóico-Cretáceo por um espesso pacote de arenitos intercalados com camadas de pelitos e, em menor escala, de conglomerados. Os arenitos são finos a médios, marrom-avermelhados e variados, argilosos, caulínicos, com estratificação cruzada. Os pelitos, representados por siltitos e argilitos em proporções variadas, são vermelhos e variados, maciços ou laminados. O ambiente de deposição desta unidade é fluvial de alta energia/lacustrino-deltáico. É apontada influência marinha em algumas fácies dos depósitos da formação Alter do Chão na porção oeste da bacia do rio Amazonas. Depósitos de areia são utilizados na construção civil e a argila usada para a fabricação de cerâmica vermelha, que ocorrem associados à formação Alter do Chão nas imediações da cidade de Santarém (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008).

A formação Itaituba (C2i) é constituída por espessos pacotes de arenitos na porção inferior, com os quais se intercalam folhelhos, siltitos e calcários. As rochas carbonáticas são mais comuns na porção mediana, e ocorrem geralmente na forma de grandes lentes, de coloração cinza escura, compactadas, fossilíferas, contendo intercalações de folhelhos e siltitos.

Na porção superior ocorrem delgadas intercalações de folhelhos, arenitos, siltitos, anidrita nodular e, mais raramente, calcários (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008).

A região do Tapajós, com a Formação Alter do Chão e a Formação Itaituba, pertence à Bacia do Amazonas, situada entre os crátons (Intracratônica) das Guianas ao norte e do Brasil ao Sul com área de aproximadamente 500.000 km². Sendo sedimentar, abrange parte dos estados do Amazonas e do Pará e separa-se a leste da bacia do Marajó através do Arco de Gurupá, e a oeste da Bacia do Solimões pelo Arco de Purus (CUNHA; MELO; SILVA, 2007). Essa região também possui depósitos aluvionares (Q2a) (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004), que, sendo recentes e formados da erosão fluvial, estão relacionados aos principais rios, dentre eles o rio Tapajós, constituídos por sedimentos arenosos, argilosos e cascalhos, sendo que são lavrados a céu aberto em pequenas minas (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008).

O calcário é talvez o principal recurso mineral da bacia do rio Amazonas, ocorrendo principalmente na borda sul da bacia, e sendo o segundo minério não-metálico lavrado e comercializado do estado do Pará. Suas jazidas estão associadas à porção mediana da formação Itaituba, a qual tem cerca de 420 m de espessura e teve seus carbonatos depositados no período Carbonífero Médio. As poucas intercalações são argilosas, com espessuras de centímetros a pouco mais de 1m. A espessa deposição desses calcários ocorreu em ambiente de mar raso, agitado e duradouro, sob influência de clima quente, praticamente isenta de contribuição clástica. Sob a ação de microrganismos, deu-se a precipitação bioquímica de carbonato de cálcio e, em várias ocasiões, durante a diagênese do calcário a ação de águas magnesianas permitiu a substituição de (CaCO₃) calcita por (CaMgCO₃) dolomita (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008).

Na geologia mineral do Pará, que pertence à bacia do Amazonas, a ocorrência de Pb foi detectada em dois tipos genéticos: (1) como agentes reconcentradores de metais encontrados na Formação Itaituba (Pb-Zn-Ba) e na Formação Nova Olinda (Pb-Zn-Cu-Ba); (2) de origem essencialmente sedimentar no Grupo Curuá (trecho entre Altamira-Itaituba) com sulfetos de Zn, Cu ou Pb associados a (FeS₂) pirita, (BaSO₄) barita e (FeCO₃) siderita em matriz carbonática (principalmente de natureza siderítica), material silicoso e matéria orgânica (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008).

Em estudos pioneiros na região da província mineral do alto Tapajós, em solos dos municípios de Itaituba, Jacareacanga, Trairão e Novo Progresso, e sedimentos dos rios Tapajós, Tropas e Crepori, o CPRM detectou a presença de ouro associado ao minério galena, dentre outros sulfetos de metais pesados na região, sobretudo nas áreas à montante de Itaituba. E as

análises foram realizadas por técnicas petrográficas, químicas e geocronológicas (CPRM, 2008).

A formação geológica (antiga) da província mineral do Alto Tapajós compreende a folha SB 21 – Tapajós da era Paleoprotozoica, quando surgiram os primeiros seres eucariontes no período Orosiriano de 2050 a 1800.10⁶ anos, prevalecendo basicamente arenito, conglomerados vulcânicos e quartzo, além do Paleozóico, onde a América do Sul, África, Índia e Austrália estavam unidas, sendo que no período Devoniano/Carbonífero de 410 a 295.10⁶ tinham insetos mais antigos, anfíbios, répteis, grandes florestas e o surgimento de jazidas de carvão (POPP, 2017) com presença de arenito, pelitos bioturbados, calcário, siltito e folhelho (FERREIRA *et al.*, 2004).

Em virtude da presença de ouro no Tapajós, o autor afirma que na região há bastante atividade garimpeira, na qual os processos de extração aurífera, lixiviação de minerais e oxidação de sulfetos em rochas, ocorrem em condições termodinâmicas e geoquímicas que contribuem para um grande depósito de minério de Pb na região (CPRM, 2008).

Além disso, a região conta com um fluxo intenso das águas do rio Tapajós. E essa dinâmica de transporte e destino de contaminantes no meio aquático torna-se muito mais complexa, pois envolve diferenças de diluição, características das misturas e velocidade de transporte entre os corpos hídricos e nos solos. A dispersão no solo, depende da natureza da substância, características do solo, pH, teor de matéria orgânica e temperatura (SISINNO *et al.*, 2013).

Segundo Guilherme *et al.* (2005), o aumento da concentração de elementos-traço em águas superficiais e solos ocorre por fontes antropogênicas associadas a atividades de indústria e mineração de jazidas minerais, favorecidas por grandes rios não poluídos e com alta turbidez.

2.2.1. Sedimentos de fundo

Estima-se que o Pb pode variar de 12 a 20 ppm na crosta terrestre (SMITH; HUYCK, 1999; SOUZA; KONRAD; JUNIOR, 2016). Nas rochas ultramáficas e em sedimentos calcários, o Pb variou de 0,1 a 10 ppm, advindo ou de fontes naturais (erosão geológica e emissão vulcânica) ou fontes antropogênicas (mineração e fundição) (ANJOS, 2003), que dispersa para vários compartimentos ambientais como os solos, sedimentos, água e ar.

Estudo realizado no município de Santo Amaro da Purificação, Estado da Bahia, avaliou a quantidade de metais potencialmente disponíveis em sedimentos do rio Subaé e solos das ruas no município próximo à área da metalurgia. Constatou que o Pb presente na escória é perigoso

conforme NBR 10.004 e muito acima dos limites da ABNT, variando de 1,8 a 159 mg/L (lixiviado) e de 0,09 a 4,95 mg/L (solubilizado) (ANJOS, 2003), corroborando assim as concentrações de Pb encontradas nos sedimentos do mesmo rio Subaé, que variaram entre 5,8 e 1.280 mg/kg (SILVA, 2014b).

Considerando-se a dispersão do metal em sedimentos, pesquisas realizadas na Amazônia brasileira detectaram alta presença de isótopos de Pb (e.g., $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ e $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$) nos sedimentos do rio Amazonas advindos dos Andes (MCDANIEL; MCLENNAN; HANSON, 1997). Com médias de Pb no rio Madeira na ordem de 6,1 mg/kg e seus tributários na ordem de 15,8 mg/kg. Todos os valores são provenientes do intenso intemperismo e erosão do rio Madeira (arenoso, quartzo), das rochas máficas, dos seus tributários, das rochas félsicas (QUEIROZ; HORBE; MOURA, 2011), além do rio Xingu, onde os valores variaram de $2,87\pm 0,55$ a $33,25\pm 5,47$ mg/kg, sendo o VMP pela Resolução Conama nº 344/2004 é de 35 mg/kg (RIBEIRO *et al.*, 2017).

Rios pertencentes ao estado do Pará também apresentaram concentrações de Pb, as quais variaram de 26 a 35,5 mg/kg no rio Murucupi de 20,8 a 29,9 mg/kg no Canal Arrozal, e de 24,6 a 28,7 mg/kg no rio Pará (OLIVEIRA; LAFON; LIMA, 2016). O estudo sugere que o Pb contido no rio Murucupi é advindo de efluentes urbanos de Belém, ao passo que no Canal Arrozal é através dos esgotos domésticos e industriais de Barcarena, que possui um rio de mesmo nome, que é uma continuação desse canal. No rio Pará é devido pela pequena contribuição da atividade industrial do porto de Vila do Conde, assim como os sedimentos que são transportados pelo rio Guamá.

Outro estudo investigou a distribuição dos teores de Pb em sedimentos de fundo das margens do rio Guamá e da Baía do Guajará, e obteve concentrações entre 10,8 e 22,6 mg/kg na margem direita do Rio Guamá, indo de 15,8 a 20,4 mg/kg na margem esquerda do mesmo rio, e de 28,3 a 46,2 mg/kg na Baía do Guajará (SANTOS; LAFON; CORRÊA, 2012). De acordo com estes autores, essas contribuições de Pb para o rio Guamá podem ser oriundas da contribuição do rio Aurá, já que esse rio possui quantidades significativas de choro devido ao aterro sanitário de Belém, e na Baía do Guajará, seria devido à proximidade da Baía do Marajó que constitui um sistema hidrográfico em continuidade da Baía do Guajará, com ocorrência de despejos *in natura* de efluentes domésticos e industriais lançados na orla de Belém pelos canais de drenagem, os quais poderiam contribuir significativamente para a presença de Pb antropogênico na Baía (SANTOS; LAFON; CORRÊA, 2012).

2.2.2. Solos

Os solos são constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, são formados por materiais orgânicos e minerais, possuem matéria viva e são modificados constantemente pela ação antrópica (SANTOS *et al.*, 2014b). Possuem grande capacidade de adsorver íons e moléculas devido às suas características físico-químicas e mineralógicas (MENDES, 2016). Os solos na Amazônia são co-responsáveis pela sustentação da vegetação, proporcionando o ciclo biogeoquímico, suas principais classes existentes são os Argissolos (51%), Latossolos (27,4%), Neossolos Litólicos (8,5%) e juntos os Espodossolos, Neossolos e Quartzarênicos (7,5 %) (MENDES, 2016).

Estudo conduzido nos solos da Bacia sedimentar Amazônica com composição mineralógica distinta, avaliou a capacidade de adsorção do Pb em solos representativos da Bacia Sedimentar Amazônica, sendo que o Pb obteve maior afinidade no horizonte A1 com valor de $1,03 \text{ (mgL}^{-1}\text{)}^{-1}$ para a terra preta de índio (MENDES, 2016). Segundo os autores, isso seria devido à elevada concentração de nutrientes existentes na matéria orgânica que contribui diretamente para a grande afinidade pelos elementos disponíveis no solo (GLASER; BIRK, 2012).

Algumas características dos latossolos amarelos como a coesão (duros quando secos) nos horizontes A e B e a friabilidade quando úmidos, favorecem esse arranjo microscópico com as partículas de óxido de ferro, alumínio e caulinita, ou seja, a caulinita seria responsável pela coesão e endurecimento do solo na presença de teores baixos de óxido de ferro (goethita) e de alumínio (gibbsita). A penetração da água na argila no solo diminuiria essa coesão e os tornaria friáveis (quebradiços e frágeis) (KER, 1998). Relata-se que o excesso de umidade em alguns locais na Amazônia torna-os não tão coesos, favorecendo a erosão, lixiviação (infiltração) e uma expressiva reatividade dentro do solo. A matéria orgânica favorece a complexação e os óxidos (ferro ou manganês) reagem com elementos potencialmente tóxicos como o Pb (KER, 1998).

Outro solo, chamado gleissolo, ocupa cerca de 7,1% na Bacia sedimentar do Amazonas (MENDES, 2016). São hidromórficos, constituídos por material mineral, com horizonte dentro de 150 cm da superfície do solo imediatamente abaixo do horizonte A ou E, saturados constantemente por água, ascendendo capilarmente até a superfície (EMBRAPA, 2006). O Pb adsorvido na superfície do gleissolo háplico da Amazônia apresenta concentrações de $3,65 \pm 0,23 \text{ mg/g}$ no horizonte A e $2,44 \pm 1,11 \text{ mg/g}$ no horizonte C, sugerindo que pode ser devido à argila presente nesse tipo de solo. A argila possui grande afinidade por metais, pois em sua

composição, observam-se metais como o Fe, o Al, o Mg, o Si e outros, favorecendo essa troca de cátions pelo Pb no solo e conseqüentemente sua adsorção pelo metal (MENDES, 2016).

Nos solos que dispõem de teor natural de matéria orgânica, o carbono orgânico influencia a retenção de elementos metálicos em solos da Amazônia Legal (Rondônia, Tocantins, Roraima, Mato Grosso, Amapá e Amazonas), vizinhos ao estado do Pará, como o latossolo vermelho-amarelo em Rondônia e o cambissolo háplico no Amazonas. O Pb apresenta uma maior afinidade e poder de competição pelos sítios sortivos do que o Cd, revelando que o Pb prevalece tanto em sistemas competitivos quanto não competitivos. Assim, mesmo em solos com teor natural de matéria orgânica e com teor residual, Pb e Cd possuem elevada afinidade pelos óxidos presentes na fração mineral dos solos da região Norte do Brasil (ROCHA, 2016).

Essa competição pelos sítios sortivos pode ocorrer por diferentes mecanismos como a absorção (acúmulo no interior de sólidos presentes no solo (e.g., absorção pela biota do solo, substituição isomórfica), precipitação (incorporação de tais substâncias numa estrutura tridimensional em expansão - e.g., cristalização, polimerização) e a adsorção (acúmulo de substâncias na interface sólido-solução), responsável por controlar a disponibilidade dos metais no solo (FORD; SCHEINOST; SPARKS, 2001).

Nascimento e demais pesquisadores (2018) determinaram teores naturais de metais potencialmente tóxicos em solos sedimentares aluviais¹⁰ no sudoeste da floresta amazônica brasileira, e os resultados revelaram abundância dos seguintes metais na ordem: Fe> Ba> Mn> Cr> Zn> Pb> Cu> Ni> Sb>Cd, tendo o Pb, média de 4,5mg/kg. Os autores sugerem que os sedimentos transportados pelo rio Madeira e depositados durante seu curso em bacias sedimentares, são os principais responsáveis pelos teores naturais de metais encontrados. A nascente do rio Madeira está na região dos Andes e transporta materiais com baixo teor de metais, compostos principalmente de argila de caulinita, clorita, illita e minerais de esmectita.

Em se tratando dos solos no estado do Pará, prevalecem os Latossolos e Argissolos, que somados chegam a 80,89% da superfície do estado. Toda essa área pertence à mesorregião do Baixo Amazonas, onde situa-se o município de Santarém, com argissolo amarelo (1.181,47 km² – 3,99%), gleissolo háplico (3.681,88km² – 13,43%) e latossolo amarelo (7.639,78km² – 25,8%). A região do Tapajós, entre os municípios de Aveiro e Itaituba com os argissolos

¹⁰ Sedimentos aluvionares são formados por sobreposição de minerais como a argila, silte e areia trazidos ao longo do tempo pelos rios.

amarelo (1.041,2 km² – 7,54%), gleissolos háplico (343,13 km² – 2,48%) e latossolo amarelo (5.064,48 km² – 36,66%) (EMBRAPA, 2016).

Os solos amazônicos têm uma grande capacidade de absorção de metais devido à elevada afinidade destes pelos óxidos presentes nos referidos solos (ROCHA, 2016). Como exemplo, temos o Pb que, em um dos estudos revisados foi o maior metal adsorvido e variou de 1,51 nos neossolos quartzarênico órtico a 10,89mg/g na terra preta de índio (MENDES, 2016). A presença de metais potencialmente tóxicos em solos amazônicos tornou-se objeto de estudo na região do rio Xingu no estado do Pará, que apontou o Pb como o segundo metal presente em concentrações altas, variando de 4,08 a 106,80mg/kg e situando-se acima do limite de prevenção e controle da qualidade do solo em relação à substâncias químicas decorrentes de atividades antrópicas no Brasil (Resolução Conama nº 420/2009). Essa concentração nos solos possa ser resultante das atividades de mineração de cassiterita que, além das chuvas, influenciam fortemente a mobilidade do metal (RIBEIRO *et al.*, 2017).

A presença de Pb na mina de Serra Pelada, localizada no município de Curionópolis, sudeste do Pará, apontou que as altas concentrações deste metal se deram ao sul e nas áreas a jusante da mina, as quais poderiam estar relacionadas com o material de origem da província mineral de Carajás que está próxima da área de exploração de ferro (SOUZA *et al.*, 2017). Ainda nos solos do garimpo de Serra Pelada, teores de Pb variaram de 47,4 a 319,6mg/kg, com média de 159,6mg/kg. Esses valores foram maiores em 11,8 e 79,9 vezes que o valor de referência de qualidade dos solos no estado do Pará (4 mg/kg). Mesmo assim, são 4,2 vezes acima do valor limite de prevenção de 72mg/kg para concentração de Pb presente no solo (COSTA *et al.*, 2015). Portanto, o Pb é um dos metais que têm mais afinidade pelos solos do Estado do Pará, seguindo a ordem: Pb>Cu>Hg>Cr>Cd≈Co>Ni>Zn (BRAZ, 2011).

2.3. Práticas artesanais de caça e pesca na região Amazônica

A Amazônia é uma região que conta com a maior biodiversidade do mundo (MARCON *et al.*, 2012). A alimentação da população é composta por legumes, hortaliças e frutas, mas também, pelo peixe e a farinha de mandioca, sendo estes dois últimos, a principal base da dieta ribeirinha (PASSOS *et al.*, 2001).

As comunidades rurais ribeirinhas são muito dependentes dessa atividade pesqueira artesanal, que no Estado do Pará é praticada durante todo o ano e em vários locais como rios, lagos e canais de várzea (CORRÊA *et al.*, 2018). Dentre as várias modalidades de pesca na Amazônia, a de subsistência é uma prática de importância ético-moral, social e territorial para

os vilarejos ribeirinhos (SILVA, 2011a). Propicia a geração de emprego e renda com caráter não só tradicional, relações de vizinhança que visam a subsistência familiar, mas também, relações de troca e venda do excedente (CORRÊA *et al.*, 2018). É praticada por vários membros da família e de todas as idades (SANTOS; SANTOS, 2005). A idade dos pescadores artesanais variam de 23 a 67 anos, sendo que a maioria é do sexo masculino (CORRÊA *et al.*, 2018; VAZ *et al.*, 2017; ZACARDI; SARAIVA; VAZ, 2017). As mulheres normalmente atuam auxiliando na pilotagem, no conserto das redes de pesca, assim como na retirada e limpeza dos peixes (ZACARDI; SARAIVA; VAZ, 2017).

Sobre o perfil educacional, a maioria dos pescadores possui baixa escolaridade e muitas vezes não foram alfabetizados, configurando um problema social grave (LIMA; DORIA; FREITAS, 2012; VAZ *et al.*, 2017). A prática de pesca, considerada difusa, ocorre praticamente no período sazonal de cheia e vazante, devido à farta disponibilidade de espécies e habitats (FREITAS; RIVAS, 2006). Utilizam-se embarcações como canoas de madeira com motores de baixa potência, as chamadas “rabetas” ou “banjaras”, seguidas de botes ou cascos movidos a remo, sendo que alguns utilizam caixas de isopor com gelo para a conservação dos pescados (ZACARDI; SARAIVA; VAZ, 2017) e outros não, devido ao custo oneroso (CORRÊA *et al.*, 2018).

Essa atividade requer o uso de vários apetrechos, e dentre os principais destaca-se a malhadeira pelo seu fácil manuseio (FREITAS; RIVAS, 2006; CORRÊA *et al.*, 2018;) seguida dos caniços, tarrafas, linhas de mão, arpões e espinheis (CORRÊA *et al.*, 2018). Em outros estudos, essa preferência dos ribeirinhos pelo uso de malhadeiras é descrita na porcentagem de 94% (VAZ *et al.*, 2017) e 88% (ZACARDI; SARAIVA; VAZ, 2017).

Algumas armadilhas fixas, marcam o território sobre trechos produtivos do rio (SILVA, 2011a) e instrumentos de pesca, como as malhadeiras, possuem Pb em sua parte inferior, servindo para que a rede permaneça submersa no fundo do rio, sugerindo uma possível fonte de exposição ao Pb (BARBOSA *et al.*, 2009; SOUSA; CRUZ, 2009). Isso é devido ao fato dos pesos de Pb soltarem-se das armadilhas durante a prática de pesca (RATTNER *et al.*, 2008), consistindo em cerca de 150 a 300g de peso de Pb deixado no local da pesca (JURAS, 2006).

A perda de pesos de Pb foi pesquisada no Canadá, quase 559 toneladas de chumbada foram perdidas nos rios canadenses, prejudicando o meio ambiente e animais, devido à ingestão dos mesmos. Algumas ações realizadas com cerca de 50 mil pescadores, no intuito de reduzir, coletar ou mesmo trocar as chumbadas, gerou uma redução de 4 a 5 toneladas por ano (cerca de 1%) de chumbadas em algumas áreas nos rios canadenses (SCHEUHAMMER *et al.*, 2003).

Em relação à caça, voltada para a subsistência de muitas populações amazônicas (MURRIETA *et al.*, 2008), é muito apreciada pelos moradores ribeirinhos. Contribui com cerca de 6,8% do consumo alimentar, diversificando o cardápio diário de peixes. Em geral, as espécies mais consumidas são a anta (*Tapirus terrestris*) considerada uma iguaria, a queixada (*Tayassu pecari*), o caititu (*Pecari tajacu*) e a paca (*Cuniculus paca*), sendo que a prática é ilegal e ocorre em meio a vários conflitos com as agências ambientais governamentais (SILVA, 2007). Algumas caças apreciadas são tidas como “reimosas” (alimentos perigosos) como o peixe-boi (*Trichechus inunguis*), a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), o jacaré (*Melanosuchus niger*), o tracajá (*Podocnemis unifilis*) e a tartaruga (*Podocnemis expansa*) (MURRIETA, 2001).

A caça é uma prática cultural e de subsistência, sendo uma dieta secundária e muito valorizada socialmente entre a família, parentes e amigos íntimos (MURRIETA; DUFOUR; SIQUEIRA, 1999). No Brasil, a caça de subsistência é mal interpretada e generalizada como os demais tipos de caça existentes. Isso gera não só tabus, problemas históricos, técnicos e científicos, mas também sua invisibilidade no trato com os povos tradicionais. A sua não regulamentação e insegurança jurídica, gera um misto de conflitos e incoerências (FONSECA *et al.*, 2017).

Por exemplo, para a Lei de crimes ambientais nº 9605/1998 o abate de animal, quando realizado em estado de necessidade, para saciar a fome do agente ou de sua família não é crime (BRASIL, 1998). A Lei nº 5.197/1967 afirma que para animais de quaisquer espécies é proibida a sua utilização, perseguição, destruição, caça ou apanha, a menos que a prática de caça seja permitida conforme ato do Poder Público Federal (BRASIL, 1967). Essa questão se agrava no sentido do Estatuto do Desarmamento, pois conforme a Lei nº 10.826/2003, que dá direito de posse de arma de fogo aos residentes em áreas rurais e maiores de 25 anos que dependam e comprovem a sua necessidade em termos de subsistência alimentar familiar (BRASIL, 2003a). A Lei de Unidades de Conservação nº 9985/2000, que trata da Reserva de Desenvolvimento Sustentável, assegura as condições e os meios necessários para a reprodução e a melhoria dos modos e da qualidade de vida, além de exploração dos recursos naturais das populações tradicionais que lá moram, assim como na Reserva de Fauna, que prevê o manejo econômico sustentável de recursos faunísticos (BRASIL, 2000).

Diante disso, a Convenção nº 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT) sobre povos indígenas e tribais ratificada pelo governo brasileiro por meio do Decreto nº 5.051/2004, dá acesso e fomento para a caça de subsistência, manutenção e fortalecimento

cultural das populações tradicionais (BRASIL, 2004; OIT, 2011). Sendo ratificado pela Lei de Segurança Alimentar e Nutricional nº 11.346/2006 que, por sua vez, garante o acesso à alimentação adequada, ampliando a capacidade de subsistência autônoma da população (CONSEA, 2006), e pela Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável de Populações e Comunidades Tradicionais nº 6040/2007, que garante aos povos e comunidades tradicionais seus territórios e o acesso aos recursos naturais que tradicionalmente utilizam para sua reprodução física, cultural e econômica (BRASIL, 2007).

Assim, diante desse paradoxo, as populações para suprirem sua subsistência, caçam animais de pequeno porte, fazendo uso de espingardas de diversos calibres (e.g., 12, 20, 28, 32, 36) e munições de Pb (BARBOSA *et al.*, 2009; FIGUEIREDO; BARROS, 2015). Alguns hábitos de caça, realizados por adultos durante o manuseio das armas, são imitados pelas crianças (60% homens e 20% mulheres), que colocam munições de Pb na boca antes de efetuarem os disparos, tornando-se uma possível fonte de exposição ao Pb. Níveis de Pb-salivar foram analisadas em crianças antes de colocarem as pelotas na boca variando de 0,0 a 6,21 $\mu\text{g/L}$, e após a dissolução de duas pelotas de Pb na boca foram de 6,0 a 29,6 mg/L , havendo diferenças significativas entre os níveis iniciais ($1,5 \pm 1,7/\mu\text{g/L}$) e os níveis finais de Pb-salivar ($12,4 \pm 5,7\text{mg/L}$) (TSUJI; FLETCHER; NIEBOER, 2002).

2.4. Legislação brasileira sobre Pb em alguns compartimentos ambientais

Diante dos danos potenciais que o Pb pode causar ao meio ambiente, o Brasil adotou algumas normas referentes aos padrões e limites máximos permitidos em alguns compartimentos ambientais. Resumidos na [tabela 1](#), está o quadro normativo brasileiro atinente aos limites permitidos de concentrações de Pb nos compartimentos ambientais estudados na presente pesquisa.

Tabela 1. Legislações brasileiras referentes ao Pb em compartimentos ambientais.

Valores máximos permitidos de Pb nos compartimentos ambientais conforme legislações brasileiras			
Compartimentos ambientais	Pb	Legislação	
Água para consumo humano	0,01mg/L	MINISTÉRIO DA SAÚDE - PORTARIA Nº 2.914, DE 12 DE DEZEMBRO DE 2011 - Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.	
Lançamento de efluentes	0,5 mg/L	RESOLUÇÃO CONAMA Nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011 - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente.	
Água subterrânea	10µg/L	RESOLUÇÃO CONAMA Nº 420, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2009 - Alterada pela Resolução CONAMA nº 460/2013 (altera o prazo do art. 8º, e acrescenta novo parágrafo) - Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.	
Solo agrícola	180 mg/kg		
Água superficial (Pb Total)	classe 1 - águas doces	0,01mg/L	RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005 - Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011 - 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.
	classe 3 - águas doces	0,033mg/L	
	classe 1 - águas salinas	0,01mg/L	
	classe 2 - águas salinas	0,21mg/L	
	classe 1 - águas salobras	0,01mg/L	
	classe 2 - águas salobras	0,210mg/L	
Sedimentos	Água doce – nível 1	35mg/kg	RESOLUCAO CONAMA Nº 344, DE 25 DE MARÇO DE 2004 - Correlações: Art. 9º revogado pela Resolução 421/2010 - Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado (sedimentos) em águas jurisdicionais brasileira.
	Água doce – nível 2	91,3mg/kg	
	Água salina salobra – nível 1	46,7mg/kg	
	Água salina salobra – nível 2	218mg/kg	

Valores máximos permitidos de Pb nos compartimentos ambientais conforme legislações brasileiras		
Compartimentos ambientais	Pb	Legislação
Alimentos	Raízes e tubérculos	0,10mg/kg
		MINISTÉRIO DA SAÚDE - AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - RESOLUÇÃO RDC Nº 42, DE 29 DE AGOSTO DE 2013 - Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre limites máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos.

O Pb é um metal potencialmente tóxico, que pode ser persistente tanto no solo quanto no fundo de rios. Traz consequências negativas à biota, por meio da ingestão de alimentos, causando bioacumulação ao longo das cadeias alimentares (ANJOS, 2003; MARTINS *et al.*, 2011; CORREIA *et al.*, 2016).

O solo é um repositório importante para o Pb, liberado-o para o ar e a água, sendo depositada nos solos, plantas e sedimentos. Encontrado em maior proporção como mineral galena e, em menor, como anglesita (PbSO₄) e cerussita (PbCO₃), são encontrados em associação com sulfatos de zinco, cobre e ferro. Também são encontrados como minerais de ouro, prata, bismuto e antimônio, e em elemento traço no carvão, óleo e madeira (BREYSSE, 2019).

Segundo Breysse (2019), um inventário realizado pelo Programa de Liberação de Tóxicos da EPA em 2017, a mineração de metais pesados foi o setor responsável pela maior parte (32%) da liberação de compostos de chumbo em águas superficiais em 2015.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA), os limites máximos permitidos de Pb inorgânico em água potável e alimentos é de 0,015 mg/L definido em regulação em 2009, sendo que a meta para a saúde pública é zero. Para o solo é de 400 ppm, com base na evidência de efeitos adversos no sistema nervoso em desenvolvimento em associação com o chumbo no sangue (PbB) na faixa de 2 a 8 µg/dL (BREYSSE, 2019).

Comparando com os limites máximos estabelecidos de Pb Total pela regulamentação brasileira, a água para o consumo humano e as águas superficiais de classe 1 (doces, salinas e salobras) está condizente com os limites de Pb da água da EPA. Porém, para as outras classes 2 e 3, o Brasil ainda permite níveis acima, sendo um risco para a saúde e meio ambiente, pelos vários usos permitidos e destinados a essas classes.

A bacia hidrográfica do rio Tapajós ainda não foi objeto de enquadramento, pois conforme o Art. 42. da Resolução CONAMA n° 357/2005, “enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, as salinas e salobras classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente” (BRASIL, 2005; HIDROVIAS DO BRASIL; AMBIENTARE, 2012). Diante disso, as águas do rio Tapajós é destinada a todos os tipos de usos (ex. abastecimento para consumo humano, à recreação, pesca amadora, dessedentação de animais, irrigação, navegação etc.) não seguindo um padrão específico de destinação referente para classe 2.

No Brasil, em relação a farinha de mandioca, é preocupante. A legislação brasileira não possui normativa que trate sobre o limite máximo permitido de Pb, já que esse alimento é bastante

apreciado ao paladar brasileiro (SEBRAE, 2008, 2012), diferentemente das raízes e tubérculos para os quais já existe normativa.

No caso das comunidades ribeirinhas da região do Tapajós, onde o consumo de farinha de mandioca é bastante alto, alertas têm sido feitos por estudiosos sobre o risco de exposição ao Pb, hipoteticamente pelo consumo de farinha (BARBOSA *et al.*, 2009; CARNEIRO; SIDONIO; BARBOSA, 2013). Sem esquecer dos altos níveis de Pb no sangue detectados nessas comunidades (BARBOSA *et al.*, 2009).

No Brasil, a Portaria nº 24/1994 do Ministério do Trabalho, trata do valor de referência de Pb no sangue, possível de ser encontrado em populações não expostas ocupacionalmente, sendo de 40µg/dL e o máximo permitido de 60µg/dL (BRASIL, 1994). Pela CDC, o limite máximo permitido de Pb no sangue é de 5 µg/dL. Esse valor, foi baseado em estudos feitos em crianças de 1 a 5 anos, em resposta ao Comitê Consultivo sobre Prevenção de Intoxicação por chumbo na infância e na prevenção primária (BREYSSE, 2019). Esse estudo foi realizado pelo Departamento de Saúde Humana dos EUA, nos anos de 2015 a 2016, onde valores de 0,76 µg / dL de Pb no sangue para crianças de 1 a 5 anos e de 0,92 µg / dL de Pb no sangue para adultos, maiores de 20 anos, não afetaria a saúde humana (ATSDR, 2019).

É preocupante, que nossos limites estabelecidos de Pb no sangue estejam defasados em relação aos EUA. Não só pelo ano de publicação da Portaria em 1994, mas também porque ainda admite limite máximo permitido, sendo que, para os EUA, acima de 5 µg/dL já é considerado uma preocupação para a saúde pública. Assim, a legislação brasileira poderia estar contribuindo para a permissividade de níveis acima de Pb para o meio ambiente e para a saúde pública, já que não realiza estudos com metodologias mais atualizadas e discutidas entre grupos de pesquisa sobre Pb e saúde.

Nesse contexto, diante da toxicidade do Pb, da sua bioacumulação na cadeia alimentar e de seus prejuízos causados à saúde humana (ANJOS, 2003; MARTINS *et al.*, 2011; CORREIA *et al.*, 2016), é necessário uma legislação que trate sobre os limites máximos de teores de Pb em farinhas de mandioca, já que só existe limites para tubérculos e raízes (BRASIL, 2013). Essa iniciativa governamental precisa ser célere, pois não só as comunidades ribeirinhas tapajônicas estão sob o risco de exposição ao Pb pelo consumo de farinha (BARBOSA *et al.*, 2009; CARNEIRO; SIDONIO; BARBOSA, 2013), mas todos os brasileiros, pois a farinha é um item indispensável no cardápio alimentar no País (SEBRAE, 2008, 2012)

CAPÍTULO 3.0 COMUNIDADES RIBEIRINHAS: PRODUÇÃO, VENDA E CONSUMO DE FARINHA DE MANDIOCA NA REGIÃO DO TAPAJÓS

A metodologia aplicada para a pesquisa foi desenvolvida com uma abordagem qualitativa, buscando captar informações sobre aspectos socioculturais, econômicos, hábitos do consumo e comércio de farinha na região. A intenção foi mapear possíveis rotas ou fontes percorridas pelo Pb. Para tanto, foram aplicados 18 questionários em oito comunidades ribeirinhas, porém apenas 17 foram respondidos (Santa Cruz n=1 [figura 2](#), Vista Alegre n=2, São Tomé n=2, Cupu n=1, Araipa n=1, Itapacuralzinho n=5, Godinho n=1 e Açaituba n=5) [tabela 2](#). Um entrevistado da comunidade São Tomé se recusou a responder. Nas feiras municipais [tabela 3](#), foram respondidos 16 questionários, sendo em Santarém n=8 e Itaituba n=8. Em Aveiro, somente um questionário foi respondido em estabelecimento comercial, já que não havia feira municipal.

A coleta de dados ocorreu em duas campanhas de campo¹¹, sendo que a primeira aconteceu entre os dias 15 a 21 de abril de 2017, quando foram percorridas as comunidades ribeirinhas às margens direita e esquerda do rio Tapajós. Escolheu-se as comunidades visitadas, conforme os artigos de Barbosa e seus colaboradores (2009) que relatam a contaminação da pasta e farinha de mandioca e níveis altos de Pb no sangue dos ribeirinhos analisados, além de Carneiro, Sidonio, Barbosa (2013), que detectaram a presença de Pb nas farinhas das comunidades de Santa Cruz, Açaituba e Nova Canaã. Outros fatores influenciaram a escolha da região, como a presença de agrossistemas de mandioca, casas artesanais de farinha de mandioca, a importância socioeconômica e alimentar (raiz e farinha) para os ribeirinhos tapajônicos e da presença de PbS na região do Tapajós (FERREIRA *et al.*, 2004; VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008). Foram coletados dados qualitativos por meio da realização de conversas informais, observação e aplicação de questionários aos ribeirinhos¹². Os 17 questionários foram respondidos no primeiro campo, com o método bola de neve (*snowball*)¹³, onde se obtiveram

¹¹ A pesquisa seguiu todos os critérios éticos estabelecidos pela Resolução CNS 466/2012 (BRASIL, 2012), conforme autorizações obtidas do Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos da Faculdade de Ciências da Saúde da Universidade de Brasília (CEP-FS/UnB), CAAE nº 69126217.9.0000.0030 e da Faculdade de Farmácia da Universidade Federal da Bahia (CEP/UFBA), CAAE nº 69126217.9.3001.8035.

¹² Para isso, alugou-se um barco e anotou-se as coordenadas geográficas.

¹³ A metodologia foi utilizada por ser uma ferramenta amplamente utilizada por pesquisadores na área de saúde pública no Brasil, destinada a ambientes comunitários onde existem redes sociais complexas e critérios de seleção.

informações, sendo esse processo, repetido até o alcance do ponto de saturação, ou seja, quando os últimos entrevistados não acrescentaram novas informações relevantes a pesquisa, repetindo as informações prestadas anteriormente (FÁVERO; BELFIORE, 2017).

Na segunda campanha de campo, entre os dias 04 a 09 de outubro de 2017, utilizou-se barco hidroviário (linha comercial) para percorrer o comércio/feira de Aveiro e Itaituba, e a pé a feira de Santarém. Realizou-se conversas informais, observações gerais de campo e entrevistas semiestruturadas com aplicação de questionários aos feirantes. O critério de escolha para feiras, foi devido o comércio existente de farinha realizado na região e a proximidade com as comunidades visitadas. Aplicou-se 16 questionários semiestruturados nas feiras de Santarém e Itaituba e um questionário ao feirante no comércio de Aveiro.



Figura 2. Questionário semiestruturado aplicado na comunidade Santa Cruz/PA. Fonte: autora (registro em 22 de abril de 2017 às 13h54).

É vantajosa em garantir uma maior heterogeneidade das amostras, na imparcialidade de parentesco e amizades, na aproximação dos pesquisadores com as comunidades estudadas, permitindo que pessoas “não tão visíveis” fossem descobertas e acessadas na pesquisa (BALDIN; MUNHOZ, 2011).

Tabela 2. Quantidade de ribeirinhos (as) entrevistados (as) nas comunidades

Comunidades ribeirinhas	Quantidade de ribeirinhos (as) entrevistados (as) nas comunidades	
	Homens	Mulheres
Santa Cruz	0	1
Vista Alegre	2	0
Godinho	1	0
Açaituba	4	1
Cupu	1	0
São Tomé	3	0
Araipá	1	0
Itapacuralzinho	3	2

Fonte: dados extraídos dos questionários, 2017.

Os ribeirinhos que cultivam e produzem a farinha, foram perguntados quanto a escolaridade, que variou de 0 (analfabetos ou sem qualquer instrução formal) a 8 anos de estudo (7ª série do ensino regular) com média de $3,17 \pm 2,71$. Entre as quatro mulheres, os anos de estudo formal foram de 0 (analfabetas) a 7 anos (6ª série do ensino regular), com média de $3,75 \pm 2,76$, e entre os quatorze homens foram de 0 a 8 anos, com média de $3 \pm 2,72$. As idades variaram de 35 a 70 anos para as mulheres e de 31 a 78 anos para os homens.

Tabela 3. Quantidade de feirantes entrevistados (as) nas feiras/comércio dos municípios de Santarém, Itaituba e Aveiro

Estabelecimento	Quantidade de feirantes (as) entrevistados (as)	
	Homens	Mulheres
Santarém (Feira Aprusam)	3	5
Itaituba (Feira dos Produtores Rurais)	6	2
Aveiro (Comércio Fuscão Preto Lanche)	1	0

Fonte: dados extraídos dos questionários, 2017.

Quando perguntados se produzem farinha de mandioca artesanalmente, todos os 14 homens e 4 mulheres responderam positivamente. A atividade de torração é realizada por todas as mulheres entrevistadas e 13 homens, sendo essa tarefa realizada com a ajuda dos seus respectivos cônjuges, filhos e parentes.

Sobre o processo produtivo da farinha de mandioca¹⁴, ribeirinhos mencionaram informalmente que envolve os seguintes passos:

- Colheita – as raízes são colhidas com a idade de 16 a 20 meses, entre abril e agosto. O processo é realizado logo após a colheita ou no prazo máximo de 36 horas, para evitar perdas e o escurecimento, por conta do processo de fermentação das raízes.
- Molho – as raízes são postas de molho dentro do rio Tapajós ou mesmo em recipientes de plásticos durante 24h a 6 dias, para retirada do cianeto (CN⁻)¹⁵ durante o processo que estão a fermentar.
- Lavagem e descascamento - as raízes são lavadas para eliminar impurezas como a terra aderida à sua casca. O descascamento é realizado com facas afiadas ou raspador. Logo após, as raízes são novamente lavadas para retirar possíveis impurezas agregadas durante o processo.
- Trituração - as células das raízes são rompidas, permitindo a homogeneização da farinha. A trituração normalmente é feita em cilindro provido de eixo central com serras.
- Prensagem – a pasta de mandioca é prensada logo após a trituração, para impedir a fermentação e o escurecimento da farinha. É realizada em prensas manuais de parafuso com o objetivo de reduzir, ao mínimo possível, a umidade presente.
- Esfarelamento e peneiragem - a massa triturada compacta é esfarelada de forma manual com ralador. Logo após é realizada a peneiragem, passa-se a massa na peneira, separando os grãos conforme granulometria da farinha.
- Torração - a farinha é colocada em pequenas quantidades em forno para uniformização da massa e torração final constante por cerca de até 160°C. É necessário o auxílio de um rodo de madeira, para mexer uniformemente, até a secagem final da farinha. Deve ser realizada no mesmo dia da ralação das raízes. Por opção, a secagem da pasta de mandioca pode ser realizada em temperatura de cerca 90°C por 30 minutos antes da torração, para retirar o excesso de umidade e do cianeto residual.
- Empacotamento e pesagem – a farinha é colocada em sacos de 50kg e pesada.
- Armazenamento – a farinha é armazenada em local seco, ventilado e coberto. Os sacos

¹⁴ Com adaptações do processo produtivo de farinha da Embrapa (CHISTÉ; COHEN, 2006).

¹⁵ Cianeto é uma substância tóxica presente nas raízes e folhas da mandioca. Se consumida, pode provocar envenenamento ou mesmo a morte, por parada cardíaca ou falência múltipla de órgãos.

são colocados sobre estrados de madeira e empilhados com espaço entre os sacos.

As principais fontes de renda do grupo pesquisado, são oriundas da venda de farinha, conforme [tabela 4](#):

Tabela 4. Principais fontes de renda das famílias nas comunidades ribeirinhas

Renda	Principais fontes de renda da família	
	Homens	Mulheres
Farinha de mandioca	8	3
Pesca	2	0
Agricultura	3	0
Programas do Governo Federal	0	1
Aposentadoria	4	1

Fonte: dados extraídos dos questionários, 2017.

Sobre a venda direta da farinha de mandioca, produzida pelas mulheres das comunidades, todas vendem. Uma delas, vende para a comunidade; duas vendem para o município; duas, vendem para a feira municipal e outras duas restantes, vendem para o comércio da região. Quanto à venda de farinha realizada pelos homens, 12 deles vendem, sendo três deles, vendem para as comunidades; seis vendem para o município; dois para a feira municipal mais próxima e os dois restantes, vendem para o comércio da região.

Estas informações, reforçam a importância dessas atividades de produção e venda de farinha na região, sendo crucial para o dinamismo econômico existente nas comunidades ribeirinhas tapajônicas.

A base alimentar em comunidades ribeirinhas amazônicas é de consumo farinha de mandioca ([PASSOS et al., 2001](#)). A região Norte apresenta média de 23,54 kg/per capita/ano e as áreas rurais com média de 20,6 kg/per capita/ano, sendo a maior consumidora de farinha do Brasil, ficando acima da média nacional de 5,3 kg/per capita/ano ([SEBRAE, 2008, 2012](#)). Segundo [Coelho \(2018\)](#), o Norte lidera a produção de raiz de mandioca em 35% nos últimos cinco anos, em comparação à outras regiões do País. A produção é realizada em sua maioria por agricultores familiares e camponeses (ribeirinhos), utilizada para alimentação humana e animal. O Pará está à frente em relação à produção de mandioca que outros estados, como mostra [tabela 5](#):

Tabela 5. Produção de mandioca em toneladas no período de 2017 até maio 2019

Estimativa da produção em toneladas de mandioca no período de 2017 até maio 2019			
	Produção (Toneladas)		
	2017	2018	2019 (até junho)
Brasil	20.606.037	19.392.827	20.204.129
Norte	7.434.781	6.394.239	7.431.546
Pará	4.234.597	3.760.148	4.075.717

Fonte: IBGE - Levantamento Sistemático da Produção Agrícola (IBGE, 2019f).

Praticamente toda a produção de mandioca do Pará é realizada por pequenos produtores, de forma artesanal e informal, nas chamadas “casas de farinhas”, sendo um potencial de pequenos negócios econômicos rurais na Amazônia (JÚNIOR; ALVES, 2016). Em 2017, a produção de farinha de mandioca gerou mais de 4 mil empregos diretos em todo o Brasil, que faturou em torno de 12 bilhões de reais (COÊLHO, 2018).

Apesar de o estudo não abordar risco de exposição humana pelo consumo de farinha, é importante destacar a percepção do risco, obtidas pelas experiências pessoais, sociais, as motivações e interpretações sobre informações recebidas durante o campo, sobre o consumo de farinha de mandioca nas principais refeições realizadas pelos ribeirinhos Tabela 6. As refeições de maior consumo para mulheres e homens, foram o almoço (22,2% e 77,8%) e o jantar (16,7% e 72,2%), respectivamente. Para as mulheres, o menor consumo de farinha foi no café/merenda com 5,9% cada, e para os homens foi de 35,3% no café.

Tabela 6. Consumo de farinha nas principais refeições realizadas pelos ribeirinhos (as)

Refeições	Principais fontes de renda da família			
	Homens		Mulheres	
	Sim	Não	Sim	Não
Café	6	7	1	0
Almoço	14	0	4	0
Merenda	11	3	1	2
Jantar	13	1	3	1

Fonte: dados extraídos dos questionários, 2017.

Devido ao significativo consumo de farinha nas refeições (almoço e jantar) pelas comunidades ribeirinhas, torna-se um grande desafio ao ambiente local e ao desenvolvimento rural dessas comunidades, no quesito saúde e segurança alimentar. Pois a absorção do Pb é três

vezes maior quando se está em jejum por 16h, do que em períodos normais de alimentação. Outros fatores são relevantes, como o envelhecimento e a deficiência de cálcio ou de ferro, na qual, sua absorção se torna maior no organismo (SHIBAMOTO *et al.*, 2014).

Segundo Moreira e Moreira (2004) a absorção do Pb no organismo humano depende de alguns fatores como sua rota de exposição (inalação, ingestão e dérmica) e sua forma química (Pb orgânico ou inorgânico). A concentração e o tempo de exposição ao metal, além de fatores relacionados ao indivíduo (idade e estado fisiológico) também são importante na absorção pelo organismo (SCHIFER; JUNIOR; MONTANO, 2005).

Para as comunidades paraenses, a farinha de mandioca não é só um alimento muito apreciado na culinária, mas também uma oportunidade de se praticar os saberes tradicionais, que se alternam em relações sustentáveis (ambientais, sociais e econômicas) locais relacionadas com a produção artesanal e a venda (SOUSA; PIRAUX, 2016).

Diante do dinâmico comércio da farinha de mandioca existente na região, questionários foram aplicados aos feirantes em Santarém (Feira Aprusam) figura 3, Itaituba (Feira dos produtores rurais) e no comércio de Aveiro (Fuscão Preto lanche).



Figura 3. Venda de farinha de mandioca na feira municipal de Santarém, Pará. Fonte: autora (registro em 04 de outubro de 2017 às 07h31).

Em relação as farinhas vendidas em cada feira, dentre as principais variedades, as que

prevalecem são a amarela e a branca, derivadas das raízes de mandioca ou de macaxeira¹⁶. Além das comunidades ribeirinhas visitadas que produzem farinha de mandioca, os feirantes entrevistados citaram outras comunidades que as produzem, discriminadas na [Tabela 7](#):

Tabela 7. Comunidades produtoras e fornecedoras de farinha (amarela/branca) das feiras de Santarém e Itaituba.

Feira fornecedora	Comunidades produtoras e fornecedoras de farinha de mandioca	
	Farinha amarela	Farinha branca
	Comunidades produtoras	Comunidades produtoras
Santarém	Valha me Deus/Nova Aliança Curuauna/Riacho Verde/Ramal da Moça São Raimundo do Fé em Deus	Valha me Deus/Boa Esperança Sossego/Curuauna/km 72
Itaituba	São Francisco-Colônia 35 Cocalim/Itapacuralzinho/Uricurituba Pedra Branca/Santarenzinho/Santa Rita	Vicinal do Cacau/ Rio Muju Santarenzinho Santarém/Igarapé Preto

Fonte: dados extraídos dos questionários, 2017.

Para se produzir farinha de mandioca, são seguidas algumas etapas, dentre delas a torração, feita em diversos utensílios como tachos de cobre, de ferro, cilindros rotativos, fornos de argila ([CHISTÉ; COHEN, 2006](#)), assim como em chapas metálicas, conforme [figura 4](#):



Figura 4. Chapa metálica da casa artesanal de farinha, comunidade São Tomé/PA. | Fonte: autora (registro em 17 de abril de 2017 às 10h59).

¹⁶ Ambas são da espécie *Manihot esculenta* Crantz. A mandioca é venenosa, possui cianeto (HCN) e a macaxeira não é venenosa ([LIRA; CHAVES, 2016](#)).

Em todas as comunidades ribeirinhas visitadas, as casas de farinha continham chapas metálicas. Assim, no intuito de obtermos maiores informações acerca dessas chapas metálicas, os produtores ribeirinhos relataram a origem, composição, estado (nova ou usada), qualidade, duração e valor de compra das chapas. Todas essas informações foram necessárias, devido à uma hipótese levantada por Barbosa e colaboradores (2009) de que, o Pb encontrado na farinha torrada artesanalmente, poderia ser oriundo das chapas metálicas.

Em relação à origem das chapas metálicas, tanto as mulheres quanto os homens responderam que compraram nos municípios de Santarém e Itaituba. Somente dois homens não responderam, pois não sabiam a origem das chapas. Sobre a composição (material das chapas metálicas) três mulheres responderam que era de ferro e uma não soube relatar. Dos homens, onze disseram que era de ferro, um de aço, um de ferro + zinco e dois não responderam porque não sabiam.

Sobre o estado das chapas metálicas, todas as mulheres responderam que eram novas. Quanto aos homens, treze relataram que eram novas, uma sendo usada e um homem não respondeu. A qualidade das chapas na visão das mulheres eram todas boas, já para os homens, dez disseram que eram boas, três afirmaram ser ótimas e uma como sendo ruim. Essa classificação sendo “boa”, na visão dos ribeirinhos, diz respeito a durabilidade das chapas, acima de 10 anos. Até porque, a produção de farinha é realizada somente 2 vezes por ano. Com relação a duração e valor das chapas metálicas, as mulheres responderam que duram de 4 a 12 anos com valores de compra entre R\$ 185 a 250, e os homens de 1 a 20 anos com valores entre R\$ 50 a 300. A frequência de troca das chapas metálicas variavam de 5 a 15 anos, respondidas pelas mulheres e de 3 a 20 anos, respondidas pelos homens. As chapas metálicas são trocadas devido à rachaduras ou mesmo descamação, pois no processo de torração, soltam-se resíduos que são incorporados na farinha, comprometendo a qualidade e aspecto do produto final.

Na literatura existente, estudos sugerem a hipótese de que, as chapas metálicas poderiam constituir uma possível fonte de contaminação alimentar das farinhas por Pb (BARBOSA *et al.*, 2009; CARNEIRO; SIDONIO; BARBOSA, 2013; RIMBAUD *et al.*, 2017). Porém, de acordo com a percepção dos ribeirinhos entrevistados sobre exposição, as chapas metálicas teriam em sua composição ferro, aço e zinco, não sendo citado o chumbo.

Não há estudos sobre chumbo em chapas metálicas para torração de alimento (farinha de mandioca). No entanto, um trabalho de Borigato e Martinez (1995) analisou ferro em alimentos, leite e papas de fubá/vegetais, preparados em panela de ferro e alumínio (Al). Os

resultados apontaram teores de Fe de 2,78 a 6,28mg/100g nos alimentos, sendo de 12 a 44 vezes maior, do que em alimentos preparados em panelas de alumínio de 0,09 a 0,66 mg/100g.

Como a idade das mulheres ribeirinhas variam de 35 a 70 anos, elas teriam maiores possibilidades de absorção e intoxicação por Pb, pois quanto mais idosas, maior a absorção de Pb no sangue. Dependendo da concentração ingerida, pode acumular nos ossos e nos rins, ocasionando doença renal (SHIBAMOTO *et al.*, 2014). O nível de Pb analisado no sangue das mulheres ribeirinhas do Tapajós, aumentou conforme idade das mulheres (BARBOSA *et al.*, 2009). Isto devido ao Pb ter a capacidade de mimetizar o cálcio (Ca) presente no sangue. O Pb toma o lugar do Ca e é absorvido pelo intestino delgado, ossos e dentes (FIORONI, 2008; MOREIRA; MOREIRA, 2004b, 2004a). Estudos realizados em mulheres com menopausa recente, as concentrações de Pb são mais elevadas que mulheres com menopausa a mais de 4 anos, podendo ser agravado pelo hábitos do fumo e álcool (MOREIRA; MOREIRA, 2004b).

Para estudar a percepção do grau de exposição, em relação a substituição do consumo de farinha por outro alimento, 75% das mulheres e 57% dos homens, responderam que substituiriam. Enquanto que 25% das mulheres e 43% dos homens, disseram que não substituiriam a farinha. Os principais alimentos citados na substituição, encontram-se na Tabela 8 abaixo.

Tabela 8. Substituição de farinha por outro alimento nas comunidades ribeirinhas

Alimento	Substituição de farinha por outro alimento	
	Homens	Mulheres
Arroz	7	3
Feijão	0	1
Macarrão	0	0
Tucupi	0	1
Milho	1	0

Fonte: dados extraídos dos questionários, 2017.

O motivo pelo qual os ribeirinhos substituiriam a farinha de mandioca por outros alimentos, foi apenas em caso não ter a farinha em casa. A preferência continua sendo a farinha para a maioria das refeições. Essa justificativa foi unanime em todos os entrevistados em conversas informais. Isto confirma a ampla preferência por esse alimento no Pará (PASSOS *et al.*, 2001; SEBRAE, 2008, 2012; SOUSA; PIRAUX, 2016), justificando o cuidado com a qualidade da farinha

No intuito de colher informações acerca de outras possíveis fontes de exposição ao Pb,

foi perguntado se haveria ou não nas residências objetos e/ou encanações, que eram utilizados ou construídos artesanalmente com Pb, e se os ribeirinhos faziam atividades de soldagem, todas as respostas foram negativas. Já para as atividades de caça e pesca, com uso de munições/pesos de Pb (metálico), os resultados são demonstrados na [Tabela 9](#):

Tabela 9: Análise descritiva dos dados sobre hábitos culturais de caça e pesca com uso de Pb nas comunidades.

Hábitos culturais de caça e pesca com uso de Pb nas comunidades						
Variáveis	Entrevistados N=18		Mulheres N=4		Homens N=14	
	Sim	não	Sim	não	Sim	não
Caça	9 (50%)	9 (50%)	0%	0%	9 (64,3%)	5 (35,7%)
Caça/usa Pb	7 (38,9%)	11 (61,1%)	0%	0%	7 (50%)	7 (50%)
Pesca	14 (77,8%)	4 (22,2%)	2 (50%)	2 (50%)	12 (85,7%)	2 (14,3%)
Pesca/usa Pb	11 (61,1%)	7 (38,9%)	0%	0%	11 (78,6%)	3 (21,4%)

Os resultados da [Tabela 9](#) mostram que as mulheres não caçam e não utilizam munições de Pb. Diferentemente dos homens, pois a maioria caça e metade utiliza munições de Pb. Isto pode representar um risco de exposição humana ([BARBOSA et al., 2009](#); [FIGUEIREDO; BARROS, 2015](#)) colocam as munições de Pb na boca antes dos disparos ([TSUJI; FLETCHER; NIEBOER, 2002](#)).

Essa poderia ser a causa ou fonte, pois foram detectados níveis sanguíneos altos de Pb em populações ribeirinhas na região do Tapajós que variaram de 0,59 a 48,3 mg/dL, sendo os homens 15,3 mg/dL com maiores concentrações do que as mulheres 7,9mg/dL ([BARBOSA et al., 2009](#)).

Essa atividade de caçar na Amazônia é desenvolvida desde a sua ocupação, por povos originários ([SCHNEIDER, 2008](#)) e até hoje é praticada pelos ribeirinhos ([MURRIETA, 2001](#); [MURRIETA et al., 2008](#)) pela questão da subsistência e tradição cultural, desenvolvida entre as famílias ([MURRIETA; DUFOUR; SIQUEIRA, 1999](#)).

A discussão em torno da atividade de caça para povos tradicionais é generalizada, não sendo tratada com o devido apreço, pelo respeito sua tradição, cultura e subsistência alimentar, gerando distorções em suas interpretações jurídicas ([BRASIL, 1998, 2003b, 2007](#); [CONSEA, 2006](#); [MMA, 2009](#); [OIT, 2011](#); [FONSECA et al., 2017](#)) devido ao Poder Público Federal ([BRASIL, 1967](#)).

Ao longo da pesquisa de campo, foi observado que é uma atividade recorrente entre os ribeirinhos, sendo bastante fácil adquirir cartuchos de Pb no comércio de Santarém (com

emissão de nota fiscal) como em Itaituba, onde existem diversas lojas com artigos de munição de Pb para venda.

A prática de caçar em regiões rurais do Pará (AZEVEDO; BARROS, 2014) com uso de espingardas com cartuchos de Pb (BARBOSA *et al.*, 2009; FIGUEIREDO; BARROS, 2015) também pode ser uma parcela extra de menor contribuição na contaminação dos solos das comunidades ribeirinhas.

Em visita a campo, observou-se que é comum nas comunidades, o hábito de enterrar e/ou queimar os resíduos domésticos. Surgindo uma indagação de que, a queima de lixo doméstico, uma atividade antropogênica que gera gases tóxicos, pode favorecer a contaminação do meio ambiente e da atmosfera, pela dispersão das partículas de Pb. Estas, são depositadas na água, solo e sedimento (GUILHERME *et al.*, 2005; BELLUTA *et al.*, 2008; SANTOS; LAFON; CORRÊA, 2012). Tornando-se uma possível fonte de contaminação, ainda que em menor proporção, deveria ser pesquisada.

Quanto à atividade de pesca realizada nas comunidades ribeirinhas visitadas, duas mulheres pescam e não utilizam pesos de Pb, já para os homens, doze deles pescam e destes, onze utilizam pesos de Pb. Dentre os itens mais pescados citados por homens e mulheres ribeirinhas foram: tracajá, jaraqui, pacu, aracu, mandi, piranha, tambaqui, curimatá, matrixã, surubim, pescada, piau e tucunaré.

A pesca artesanal para os ribeirinhos paraenses é um espaço de convivência e relações sociais, na busca da sua subsistência e fonte de renda, com a utilização de tecnologias simples (SANTOS; SANTOS, 2005; FONSECA, 2007; SILVA *et al.*, 2016).

Dentre os apetrechos confeccionados e utilizados pelos próprios ribeirinhos paraenses destaca-se as malhadeiras, linhas de mão e as tarrafas, que contém em suas extremidades pesos de Pb (FREITAS; RIVAS, 2006; OLIVERO-VERBEL *et al.*, 2007; SOUSA; CRUZ, 2009; SILVA *et al.*, 2016; ZACARDI; SARAIVA; VAZ, 2017; CORRÊA *et al.*, 2018). A pesca com uso de malhadeiras e tarrafas contendo chumbada, são muito comuns entre as famílias ribeirinhas tapajônicas (SILVA, 2018), podendo esse Pb, ser disponibilizados para os sedimentos do rio Tapajós e seus adjacentes.

O Pb é extremamente tóxico, reage como sendo um ácido ou como uma base (caráter anfótero) (HERNBERG, 2000) podendo contaminar compartimentos como plantas, solos, água, sedimentos e ar (LANDRIGAN, 2002; VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008; FERREIRA; HORTA; CUNHA, 2010; COSTA *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2017;). Isto traz consequências

desastrosas quanto ao aumento do risco de exposição humana ao Pb (BARBOSA *et al.*, 2009; SOUSA; CRUZ, 2009; CLARK; CLARK; CLARK, 2010; MOREIRA; MOREIRA, 2013).

A esse respeito, Rattner e colaboradores (2008) afirmam que a perda de Pb representa um problema toxicológico que ameaça todo um ecossistema, pois o Pb por ser estável não é prontamente liberado em ambientes aquáticos e terrestres, somente sob algumas condições ambientais (e.g., água ácida, solo ácido), e pode se mobilizar e produzir precipitados e espécies complexas tanto orgânicas quanto inorgânicas.

Essas espécies complexas contendo Pb, podem ser adsorvidas ou incorporadas pelas plantas, solo e sedimento, chegando aos seres humanos e animais e podendo eventualmente ocasionar uma série de reações bioquímicas, fisiológicas e até mesmo efeitos comportamentais (JURAS, 2006; MOREIRA; MOREIRA, 2013; SOUZA *et al.*, 2015a)

A facilidade de se obter pesos de Pb para pesca na região do Tapajós é real, pois no centro comercial da cidade de Santarém foi possível comprar também com nota fiscal uma malhadeira. O acesso à compra de chumbadas para pesca é acessível para qualquer consumidor. Por isso, são necessárias pesquisas que abordem a quantidade de chumbadas perdidas dentro dos rios.

Assim, com o propósito de elucidar mais claramente a presença de Pb na região de estudo, mapas dos agrupamentos litológicos (Formação Alter do Chão, Formação Itaituba e Depósitos Aluvionares) foram elaborados, a partir de pontos de coordenadas geográficas coletadas nas comunidades ribeirinhas. Na [figura 5](#) o trecho de Aveiro até Fordlândia, corresponde a localização das casas/famílias entrevistadas nas comunidades de Vista Alegre 701/702 e Godinho 501. As casas de Vista Alegre, localizam-se na Formação Alter do Chão, constituída no período Cretáceo, que contém arenito grosso de diversas cores (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008). Estas, também localizam-se próximo aos Depósitos Aluvionares, que contém sedimentos arenosos, argilosos, cascalhos e matéria orgânica, transportados pelas águas dos rios favorecidos pelo intemperismo, que pertence aos períodos Terciário e Quaternário (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008), na qual, encontra-se a casa da comunidade Godinho.

As casas 601/602/603/604/605 que pertencem a comunidade de Açaituba, localizam-se próximo a Fordlândia e antes de Brasília Legal. Estas, situam-se na Formação Alter do Chão, entre os Depósitos Aluvionares e a Formação Nova Olinda. A Formação Nova Olinda, pertence ao período Carbonífero. Seu ambiente é marinho hipersalino, associado à rios e lagos, com presença de arenitos, folhelhos, evaporitos e siltitos. São encontradas ocorrências de Pb e Zn

associadas ao cobre (Cu) e Bário (Ba) (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008).

O trecho entre Brasília Legal e Barreiras, encontram-se as casas com suas comunidades: 401 Cupu, 101/102/103 São Tomé e 201 Araipá que pertencem também aos Depósitos Aluvionares, e estão próximas das Formações Nova Olinda e Itaituba. A Formação Itaituba é composta por arenitos na porção inferior, que se intercalam com folhelhos, siltitos e calcários. Pertence ao período Carbonífero, há ocorrência de Pb, Zn e Ba associados, com sedimentação em ambiente marinho raso, em planície inframaré¹⁷ (VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008).

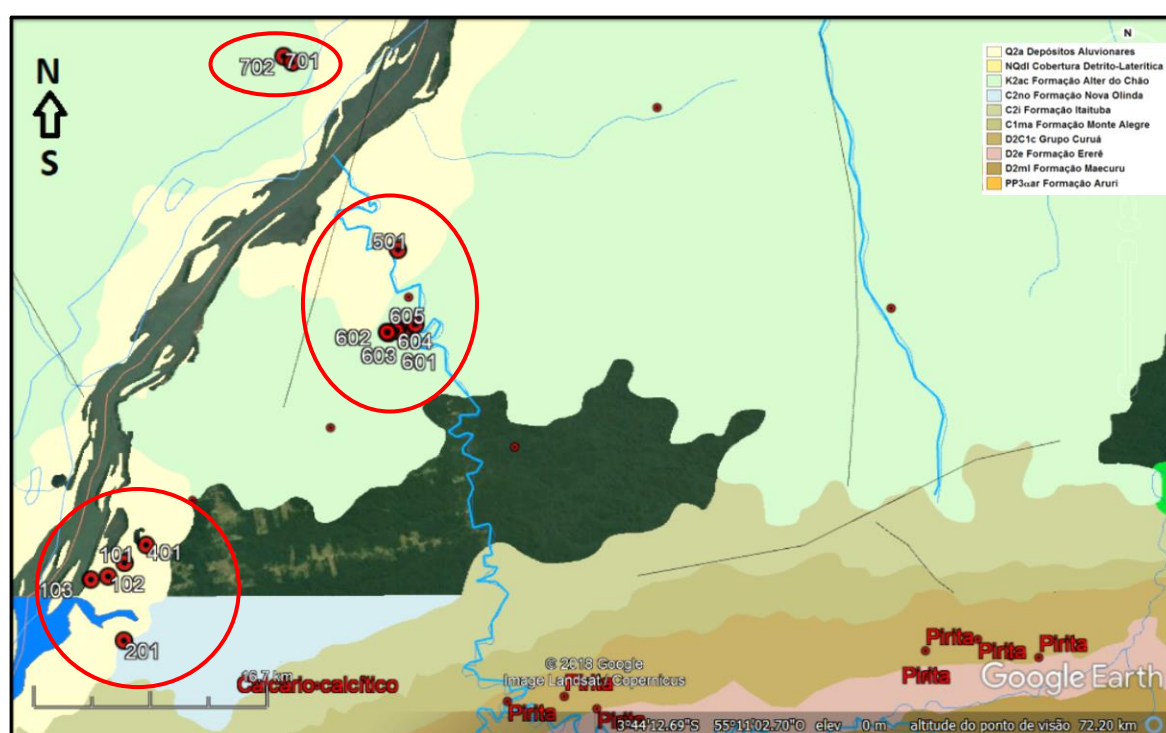


Figura 5. Mapa geológico da região do Tapajós com a localização das respectivas casas das comunidades ribeirinhas visitadas. Fonte: Mapa modificado¹⁸ a partir das folhas SA.21-Santarém e SB.21-Tapajós do CPRM (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004; FERREIRA et al., 2004).

Em visita às comunidades, os ribeirinhos relatam o hábito e a constância de pescarem com uso de Pb, tanto no rio Tapajós, quanto em seus corpos d'água adjacentes. As

¹⁷ Parte da planície de maré situada abaixo do nível médio das marés baixas, ficando portanto, quase sempre coberta pela água (ITCG, 2019).

¹⁸ Mapa elaborado pela autora no Google Earth a partir das folhas SA.21-Santarém e SB.21-Tapajós do CPRM (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004; FERREIRA et al., 2004) .

comunidades Godinho, Vista Alegre e Açaituba costumam pescar no Rio Cupari. A comunidade Cupu pesca no lago Cupu, São Tomé e Araipá no lago Boententa ou lago Agrovila Araipá e Itapacuralzinho no rio Itapacuralzinho.

A [figura 6](#) representa as casas 301/302/303/304 de Itapacuralzinho, localizadas próximo ao município de Itaituba. Pertencem a Formação Itaituba e estão próximas da Formação Monte Alegre e do Grupo Curuá. A Formação Monte Alegre, possui arenitos intercalados com silito e folhelho e ocorrência de diamantes nas proximidades de Itaituba. O Grupo Curuá reúne as Formações Barreirinha, Curiri, Oriximiná e Faro (depositadas no Devoniano). No trecho entre Altamira e Itaituba, há núcleos de sulfetos de Zn, Cu ou Pb associados a pirita, barita e siderita (matriz carbonática), material silicoso e matéria orgânica. Essas duas formações, pertencem ao Carbonífero ([VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008](#)).

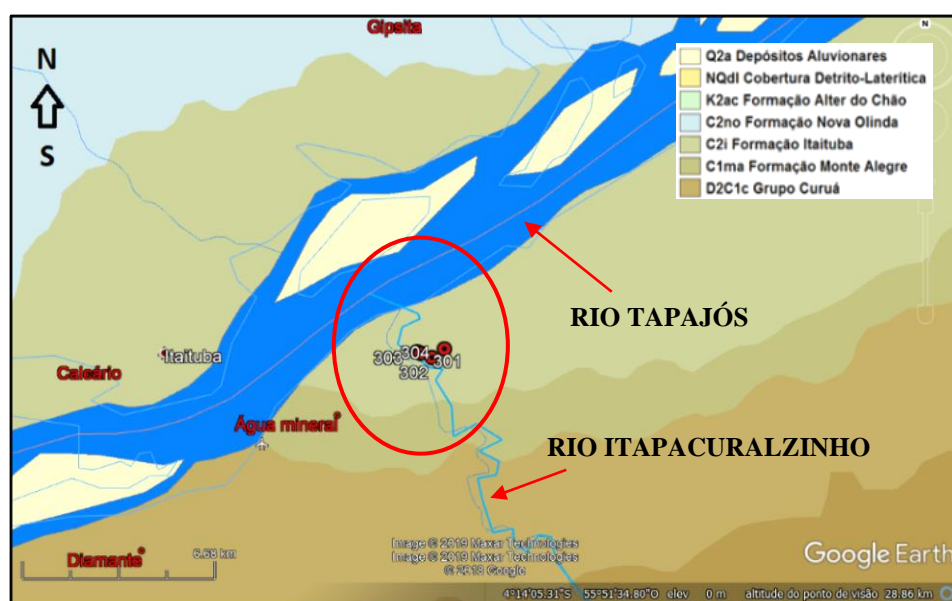


Figura 6. Mapa geológico da região do Tapajós com a localização das casas da comunidade de Itapacuralzinho. Fonte: Mapa modificado¹⁹ a partir das folhas SA.21-Santarém e SB.21-Tapajós do CPRM ([FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004](#); [FERREIRA et al., 2004](#)).

Vale ressaltar que a comunidade Itapacuralzinho [figura 7](#) é próxima ao município de Itaituba (Alto Tapajós), onde se concentra galena²⁰ associada ao ouro ([FERREIRA et al., 2004](#)).

¹⁹ Mapa elaborado pela autora no Google Earth a partir das folhas SA.21-Santarém e SB.21-Tapajós do CPRM ([FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004](#); [FERREIRA et al., 2004](#)).

²⁰ Galena - sulfeto de chumbo (II) associado ao ouro (Au).



Figura 7. Imagem de propriedades rurais pesquisadas na comunidade Itapacuralzinho e rio Itapacuralzinho, Itaituba/PA. Fonte: Mapa modificado²¹ a partir das folhas SA.21-Santarém e SB.21-Tapajós do CPRM (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004; FERREIRA *et al.*, 2004).

Segundo Souza e seus colaboradores (2017), 56% das amostras de água coletadas na área de mineração de Serra Pelada no sudeste do Pará, continha teor de Pb de 0 a 28,5µg/L, com média de $9,9 \pm 8,7 \mu\text{g/L}$, das quais 78% estavam acima do estabelecido de 10µg/L pela OMS, CONAMA e Ministério da Saúde. Uma constatação que as águas do rio Tapajós estão contaminadas por Pb.

De acordo com Shibamoto e Bjeldanes (2014), o Pb na forma de PbS está contido nos corpos d'água e solos. É uma porta aberta para a contaminação de peixes, mariscos e vegetais. A mobilização do Pb, tende a acumular-se mais em sedimentos do que em águas, com variação de 0,73 a 42,07 µg/g e de 4,2 a 17,02 µg/g em diferentes estações do ano (FERREIRA; HORTA; CUNHA, 2010).

O Pb +2 (inorgânico) é liberado por processos de mineração de ouro figura 8 e transportado pelas chuvas e correntes d'águas (montante para jusante) sendo depositado nos sedimentos ao longo do rio no médio e baixo Tapajós.

²¹ Mapa elaborado no Google Earth por Carlos Tadeu Carvalho do Nascimento CVT/UnB a partir das folhas SA.21-Santarém e SB.21-Tapajós do CPRM (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004; FERREIRA *et al.*, 2004) e disponibilizado em agosto 2018.

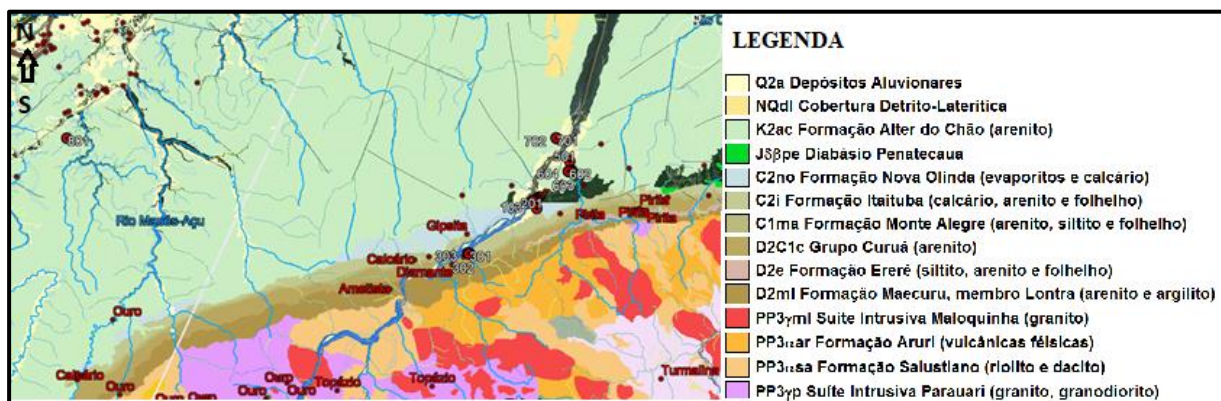


Figura 8. Mapa geológico ao longo de todo o trecho pesquisado na região, contendo os principais minerais e rochas existentes no Alto Tapajós. Fonte: Mapa modificado²² a partir das folhas SA.21-Santarém e SB.21-Tapajós do CPRM (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004; FERREIRA *et al.*, 2004).

O Pb em águas superficiais com $\text{pH} > 5,4$, a sua solubilidade pode chegar até $500 \mu\text{g/L}$ (águas pobres de Ca e Mg) e em até $30 \mu\text{g/L}$ (águas ricas Ca e Mg) formando carbonatos de PbCO_3 e $\text{Pb}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$, carregados pelos rios na forma indissolúvel de colóides ou partículas (KADLEC; WALLACE, 2010; HASHIM *et al.*, 2011; BREYSSE, 2019).

Conforme os minerais e rochas existentes na região do Tapajós, encontramos calcário calcítico CaCO_3 (teores $\text{MgO} < 5\%$ e CaO de 45 a 55%), gipsita $\text{Ca}(\text{SO}_4)2\text{H}_2\text{O}$, pirita FeS_2 dentre outros, acima e abaixo do município de Itaituba (FARIA *et al.*; 2004; FERREIRA *et al.*, 2004). Logo, o Pb originário da oxidação e intemperismo da galena PbS (II), se liga aos minerais formando compostos inorgânicos PbCO_3 (sais), PbSO_4 (ácidos) e PbO (óxidos). Pode ser encontrado também na sua forma livre Pb^{2+} . Assim, solubiliza-se em água, dependendo do pH ($\text{pH} < 5$ os sulfetos controlam e $\text{pH} > 5$ os carbonatos controlam), temperatura, matéria orgânica e material em suspensão (CUNHA 2003). Conforme $\text{pH} \approx 6,0$ encontrado na região próxima à Alter do Chão na região do baixo Tapajós (BATALHA *et al.*, 2014).

O Pb em forma de PbS contido no Alto Tapajós (FERREIRA *et al.*, 2004), presente nas rochas granitoides, básicas, sedimentos “antigos” e vulcânicas félsicas formadas (CPRM, 2008), pode estar sendo liberado pelo intemperismo físico, intensificado por minerações de ouro, existente à montante de Itaituba (KLEIN *et al.*, 2001; VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008). O Pb é transportado pelas correntes intensas de água (STUMM, MORGAN 1996, apud GUILHERME, 2005) do Alto Tapajós, para os sedimentos recentes de rio do médio e baixo

²² Mapa elaborado pela autora no Google Earth a partir das folhas SA.21-Santarém e SB.21-Tapajós do CPRM (FARIA; BAHIA; OLIVEIRA, 2004; FERREIRA *et al.*, 2004).

Tapajós. Metais traços podem percorrer longas distâncias através de rios de fluxos intensos induzidos pelo vento e pela chuva (GUILHERME *et al.*, 2005).

Sugere-se que a hipótese mais provável seria que o Pb contido no Alto Tapajós, percorreu todo o trajeto do rio e depositou-se nos sedimentos recentes do Médio e Baixo Tapajós, que não só contêm outros minerais, mas também a argila.

O Pb sendo biodisponibilizado, oriundo da mineração de ouro, incorpora nas águas, sedimentos e solos por processos de temperatura, pluviosidade e desgaste (KLEIN *et al.*, 2001; FERREIRA *et al.*, 2004; VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008), sendo adsorvido pelas partículas de argila existente na região do Tapajós. A argila figura 9 possui grande afinidade pelo Pb, sendo adsorvido em sua superfície, retendo-o e concentrando-o (BAIRD, 2002; LIRA, 2008).

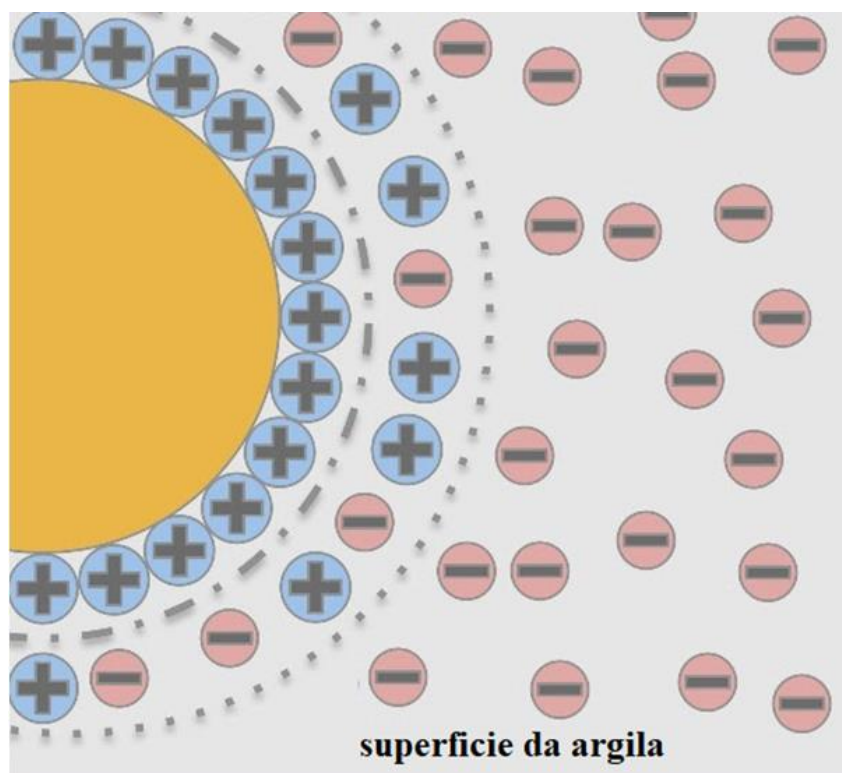


Figura 9. Imagem detalhada da adsorção do Pb e outros cátions na superfície da argila presente no solo e sedimentos da região do Tapajós. Fonte: Figura adaptada do site <http://nchemi.blogspot.com/2017/10/caracterizacao-de-materiais-potencial.html> em 2019.

Esse processo de adsorção do Pb nos solos latossolos e argissolos da região do Tapajós, é devido a solução do solo conter cátions ($\text{Si}^{4+}/\text{NH}^{4+}/\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}/\text{K}^{+}/\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}/\text{Al}^{3+}$), ânions ($\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$), água (H_2O), ar ($\text{N}_2/\text{O}_2/\text{CO}_2/\text{gases nobres}$), atividade microbiana, areia, além de muita argila e matéria orgânica. A argila detentora de cargas negativas, retêm (por adsorção)

em sua superfície o Pb e outros cátions com cargas positivas, por possuir maior área superficial, CTC, matéria orgânica, capacidade de armazenar nutrientes e resistência a mudança de pH (RODRIGUES, 2008).

Assim, no solo são formados Pb inorgânicos, sendo pouco móveis, como o sulfeto de chumbo (II) PbS, o sulfato de chumbo (anglesita) PbSO₄ e o carbonato de chumbo (cerusita) PbCO₃. Também são formados no solo Pb orgânicos, extremamente móveis, o chumbo tetraetila Pb(C₂H₅)₄ e o chumbo tetrametila Pb(CH₃)₄. Quanto ao processo de biodisponibilização do Pb para os solos, pode ser explicado em estudos realizados no Estado do Pará, que apontam a sua grande afinidade (BRAZ, 2011) pelos tipos de solos existentes.

Os solos paraenses, quase em sua totalidade, são latossolos e argissolos (EMBRAPA, 2016). Possuem muitos nutrientes, matéria orgânica e intensa atividade biológica, além de possuírem em sua composição cátions como o Fe, Al, Mg, Si dentre outros, na qual o Pb troca de lugar com os cátions, favorecendo sua adsorção dentro do solo (MENDES, 2016). Na matéria orgânica, há bastante carbono orgânico, com grande capacidade de reter metais potencialmente tóxicos (MENDES, 2016; ROCHA, 2016).

Foi possível a detecção de Pb em solos paraenses, Santarém, Altamira e Curianópolis (BRAZ, 2011; COSTA *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2017) além da região de Alter do Chão com níveis de Pb <9,68µg/L (MIRANDA *et al.*, 2009).

Essas raízes de mandioca incorporam o Pb disponível nos solos (RASKIN *et al.*, 1994; KHAN *et al.*, 2000; GARBISU; ALKORTA, 2001). Como as raízes, que já tem uma certa quantidade de Pb vindo do solo, quando colocadas de molho no rio ou nos igarapés, por cerca de 24h a 6 dias para fermentar (processo de retirada do cianeto), mais concentrações de Pb são acumuladas dentro das raízes. Assim, a pasta e farinha de mandioca possuem maiores teores de Pb que a própria raiz in natura. Seja provável que, os teores (menores e maiores respectivamente) de Pb encontrados na pasta de mandioca de 0,017±0,016µg/g e na farinha de mandioca de 0,19±0,10µg/g (BARBOSA *et al.*, 2009) e de 0,34 mg/g (BARBOSA *et al.*, 2009; CARNEIRO; SIDONIO; BARBOSA, 2013), foi devido não terem sido feito as análises de uma mesma amostra originária. Se, de uma mesma amostra de raiz (originária), tivessem-a quantificado o teor de Pb na forma de pasta (após fazer o processo de fermentação) e depois de torrada, quantificado-a novamente, poderiam ter detectado a evolução da concentração de Pb antes (raiz) e depois (pasta e farinha). Podendo confirmar assim, a maior concentração de Pb nas raízes após colocarem de molho (pela incorporação de Pb contido nas águas do rio Tapajós)

para fermentar, do que as raízes colhidas nos agrossistemas de mandioca (plantações). Sendo que, nas águas do rio Tapajós na região de Alter do Chão, detectou-se teores de Pb <9,68µg/L nas águas (MIRANDA *et al.*, 2009) assim como em Serra Pelada com teores de até 28,5 µg/L de Pb (SOUZA *et al.*, 2017).

A mineração de Fe ocorrida no Estado, poder influenciar a biodisponibilização do Pb nesses solos, como as chuvas torrenciais ocorridas na região, que favorecem a lixiviação do metal, presente naturalmente no ambiente (COSTA *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2017).

Essa possibilidade do Pb sair dos solos e ser incorporado pelas raízes, é mais bem observada na família da mandioca, a espécie Euphorbiaceae é hiperacumuladora e tolerante à grandes concentrações de Pb (RASKIN *et al.*, 1994; GARBISU; ALKORTA, 2001).

Essa absorção de Pb pelas raízes se daria através de interações existentes no solo, na areia (menos coesa), na argila e na matéria orgânica (mais coesas, com cargas negativas) que, na presença de água, atrairiam cargas positivas como por exemplo o Pb²⁺ ou Pb⁴⁺, tornando-se disponível para a planta, sendo sua seiva um agente transportador para as paredes celulares (SEREGIN; IVANOV, 2001; SHARMA; DUBEY, 2005; SHAH *et al.*, 2010).

A argila, com cargas negativas presente na matéria orgânica de latossolos amarelos da Amazônia, em excesso de umidade, torna-se menos coesa²³, ou seja, se expande em presença de água. Com a redução da coesão, os solos tornam-se friáveis (consistência úmida) que favorece a biodisponibilidade e afinidade do Pb com partículas de óxidos presentes no solo (KER, 1998; ROCHA, 2016). É importante salientar que, em período de transição de regime chuvoso para o seco (FISCH; MARENGO; NOBRE, 1998) há biodisponibilidade e maiores concentrações de Pb no solo.

Esse processo é bastante complexo, pois o Pb²⁺ é pouco móvel no solo, mas nas formas orgânicas de chumbo tetraetilo, trietilo e dietilo são extremamente móveis e chegam rapidamente às raízes. A rizosfera, região onde o solo e as raízes entram em contato, o Pb entra por diferentes formas, a interceptação radicular (quando a raiz cresce e encontra o íon no solo), por difusão (o nutriente entra em contato com a raiz ao passar de uma região de maior concentração para uma de menor concentração próxima da raiz) e por fluxo de massa (contato

²³ Coesa é uma característica observada em campo pela dureza (duro, muito duro ou extremamente duro) de horizontes subsuperficiais quando secos e friabilidade (friável a firme) quando úmidos (SANTOS *et al.*, 2018).

se dá quando o elemento é carregado de um local de maior potencial de água para um de menor potencial de água próximo da raiz) (FAQUIN, 2005).

A umidade no solo, pH, interação com outros elementos e as micorrizas (associações de fungos com as raízes) desempenham papéis importantes na absorção de metais pelas raízes (SANTOS, 2004). Portanto, o Pb entra em contato com a raiz [figura 10](#), chega ao xilema (tecido vascular da planta que carrega solutos e água para todo o vegetal) através do apoplasto (através de paredes celulares e espaços entre as células) ou simplasto (espaço dentro das células) (FAQUIN, 2005; SANTOS, 2004).

O movimento do Pb do solo para as plantas, ocorre com as micorrizas que envolvem as células da raiz, que forma um manto, influenciando a absorção, o transporte e a toxicidade do Pb dentro da planta (MARSCHNER; GODBOLD; JENTSCHKE, 1996), sendo que nas raízes, a acumulação de Pb é maior do que em outras partes da planta (KUMAR *et al.*, 1995; KOEPPE, 1977; SILVA; SANTOS; GUILHERME, 2015) a exemplo da euphorbiaceae (mandioca), planta hiperacumuladoras de Pb (KHAN *et al.*, 2000; GARBISU; ALKORTA, 2001).

A taxa de transpiração da planta tem papel crucial de favorecer o transporte de íons e água (xilema) por canais dentro da planta (SHARMA; DUBEY, 2005), e dentre os íons que os canais transportam está o Ca^{2+} que é utilizado pelo Pb para entrar na célula da raiz (SANTOS, 2004).

No percurso que o Ca^{2+} faz dentro da raiz de mandioca, o Pb faz, devido sua competição, mimetização e por possuir raio iônico próximo do cálcio. Assim, o Pb é absorvido via apoplasto (camada fora entre as células) seguindo o fluxo normal da água, chegando ao endoderma (nas estrias de caspary) onde é barrado. O Pb precisa procurar outra rota para adentrar e permanecer dentro da raiz, no caso via simplasto (dentro da célula), na qual os canais de Ca^{2+} se abrem para a entrada dos nutrientes, sendo que quem entra no lugar, é o Pb. Havendo uma diferença de potencial eletroquímico (KIM; YANG; LEE, 2002; SANTOS, 2004; SHARMA; DUBEY, 2005).

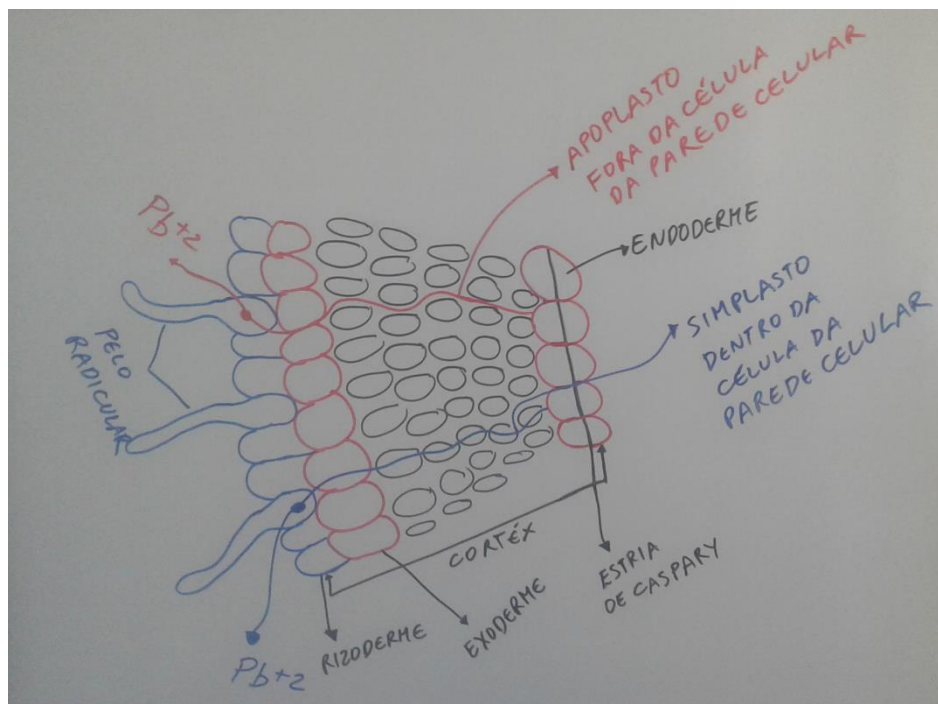


Figura 10. Imagem detalhada do processo de penetração (absorção) do Pb na raiz de mandioca. Fonte: Figura adaptada²⁴ pela autora.

Diante da complexidade, da rota percorrida e das fontes de contaminação por Pb, e recomenda-se um estudo geológico completo e de todos os compartimentos ambientais em toda a região do Tapajós, já que só há estudos realizados pelo CPRM sobre a galena no Alto Tapajós (CPRM, 2008; VASQUEZ; ROSA-COSTA, 2008; VASQUEZ; SOUSA; CARVALHO, 2008).

²⁴ Figura adaptada do site (<http://nchemi.blogspot.com/2017/10/caracterizacao-de-materiais-potencial.html>) em 2019. Acesso em 25 de julho de 2019.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A contaminação por Pb é um problema para os ribeirinhos e feirantes que produzem, consomem e vendem a farinha, especialmente devido ao expressivo consumo de farinha nas principais refeições. Essa contaminação não afeta apenas as questões culturais (ex. hábitos alimentares), tradicionais e econômicas, mas também a saúde, pela ingestão da farinha de mandioca contaminada com Pb, resultando na insegurança alimentar (consumo de alimentos não apropriados) e em problemas de saúde para os ribeirinhos (rins, neurológicos, cardíacos, pressão arterial, infertilidade, dentre outros).

Além do autoconsumo (produção e consumo nas comunidades), a venda de farinha nas feiras de Santarém e Itaituba pode exportar o contaminante entre as comunidades, municípios da região e outras regiões fora do país. Pois, além da região ser turística, a farinha produzida no estado, é uma das mais consumidas no Brasil. A contaminação, além de interferir na dinâmica econômica do comércio e mercado de farinha local, regional e nacional, pode prejudicar a saúde dos consumidores e o meio ambiente local.

Essa pesquisa contribuiu como um vetor e indutor de políticas sobre contaminação, servindo de base para se estabelecer padrões de Pb na farinha de mandioca, já que não há na legislação brasileira.

Consequentemente, é necessário um olhar mais sensível para as comunidades locais, propondo medidas ambientais sustentáveis e de vigilância em saúde, para que direitos (inclusive o direito a uma alimentação saudável) não sejam violados. Acordos e tratados internacionais, assim como, a Política Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (PSAN) são fundamentais, para que se possa desenvolver políticas públicas, que garantam a segurança alimentar e nutricional de populações tradicionais em todo o país.

Este trabalho, avaliou percepções a partir de questionários, quanto à exposição ao Pb em locais com maior produção de mandioca, consumo e venda de farinha. Abordou também possíveis fontes de contaminação e exposição ao Pb, como a caça, pesca e a geologia da região. Abriu-se outras oportunidades interdisciplinares e necessidades de investigação sobre compartimentos ambientais (rochas, solos, sedimentos, água e ar) relacionadas à contaminação por chumbo (Pb) na Amazônia. Novas pesquisas devem identificar a(s) rota(s) percorrida(s) pelo Pb e possíveis fatores que influenciam a contaminação de alimentos nas comunidades tapajônicas. Essas investigações devem considerar os hábitos alimentares, práticas produtivas

e costumes das comunidades ribeirinhas (inclusive a queima de resíduos contendo Pb e instrumentos usados nas atividades de caça e pesca), revelando fontes de contaminação. Mudanças serão capazes de diminuir os riscos de exposição e contaminação, melhorando as condições de vida e produção de comunidades ribeirinhas no Tapajós.

REFERENCIAS

ANJOS, J. Â. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (Wetland) no controle da poluição por metais pesados: O caso da plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA.** Tese (Doutor em Engenharia), Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo, Programa de Pós-Graduação da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo/SP, p. 328, 2003.

ALENCAR, B. R. de O. Conflitos sociais e a formação da Amazônia. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi.** Ciências Humanas, v. 8, n. 1, p. 225-238, 2013.

ALLEONI, L. R. F.; BORBA, R. P.; CAMARGO, O. A. Metais pesados: da cosmogênese aos solos brasileiros. *Tópicos Ci. Solo*, v. 4, p. 1-43, 2005.

AMARAL, A. R.; LIMA, C. Á. F. **Mineração - Conceito de mineração (ONU).** 4º Distrito do DNPM. Índice Geral. Geologia e Mineração. Pernambuco, 2008. Disponível em: <<http://www.dnpmpe.gov.br/Geologia/Mineracao.php>>. Acesso em 23 de agosto de 2019.

AMOR, A. L. M. OLIVEIRA, F. S.; SILVA, I. M. M.; FERNANDES, M. D. B.; SILVA, R. M.; KLEIN, S. O. T. **Saúde, Alimentos e Meio Ambiente no Recôncavo da Bahia.** Organizadores: Ana Lúcia Moreno Amor [Et. al.]. Cruz das Almas, BA: UFRB, p. 161, 2018.

ANTICONA, C.; SEBASTIAN, M. S. Anemia and malnutrition in indigenous children and adolescents of the Peruvian Amazon in a context of lead exposure: A cross-sectional study. **Global Health Action**, v. 7, n. 1, 2014.

ANTICONA, C.; COE, A-B.; BERGDAHL, I. A.; SEBASTIAN, M. S. Easier said than done: Challenges of applying the Ecohealth approach to the study on heavy metals exposure among indigenous communities of the Peruvian Amazon. **BMC Public Health**, v. 13, n. 1, p. 1-8, 2013.

ANTICONA, C.; BERGDAHL, I. A.; SAN SEBASTIAN, M. Lead exposure among children from native communities of the Peruvian Amazon basin. **Revista panamericana de salud public/Pan American journal of public health**, v. 31, n. 4, p. 296-302, 2012.

ANTICONA, C.; BERGDAHL, I. A.; LUNDH, T.; ALEGRE, Y.; SEBASTIAN, M. S. Lead exposure in indigenous communities of the Amazon basin, Peru. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 215, n. 1, p. 59–63, 2011.

ASSUNÇÃO, S. J. R. **Seleção de plantas para fitorremediação de chumbo, cádmio e zinco, de uma área contaminada na bacia do rio Subaé**. Dissertação (Mestre em Solos Qualidade de Ecossistemas, Área de Concentração, Manejo de Resíduos e Remediação de Áreas Impactadas), Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas/BA, p. 100, 2012.

ATSDR. **ToxGuide for Lead**, p. 1-2, 2019.

AUGUSTO, A. DOS S.; BERTOLI, A. C.; CANNATA, M. G.; CARVALHO, R.; BASTOS, A. R. R. Avaliação dos efeitos tóxicos de Cd e Pb na cultura da mostarda (*Brassica juncea*). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. spe, p. 61-68, 2014.

AZEVEDO, P. A.; BARROS, F. B. Comida, remédio, renda: conhecimentos e usos da mucura (*Didelphis Marsupialis*) por comunidades ribeirinhas da várzea Amazônica. **Amazônica-Revista de Antropologia**, v. 5, n. 3, p. 862–878, 2014.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2ª edição. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BALDIN, N.; MUNHOZ, E. M. **Snowball (bola de neve): uma técnica metodológica para pesquisa em educação ambiental comunitária**. X Congresso Nacional de Educação - EDUCERE. Anais...Curitiba/PR, p. 329-341, 2011.

BARBIERI, A. F. Reflexões sobre o papel da mobilidade populacional no planejamento para a ocupação da Amazônia. **Revista Territórios e Fronteiras**, v. 8, n. 2, 2016.

BATALHA, S. S. A. et al. Condições físico-químicas e biológicas em águas superficiais do Rio Tapajós e a conservação de Floresta Nacional na Amazônia, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n. 4, p. 647–662, 2014.

BECKER, B. **Amazônia: geopolítica na virada do III milênio**. Rio de Janeiro/RJ,

Garamond, 2009.

BELLUTA, I.; TOFOLI, L. A.; CORRÊA, L. C.; CARVALHO, L. R.; SILVA, A. M. M. Metais Potencialmente Tóxicos Dissolvidos Em Água E Em Sedimentos No Córrego Do Cintra – Botucatu-Sp. **Salusvita**, v. 27, p. 239–258, 2008.

BORIGATO, E. V. M.; MARTINEZ, F. E. Conteúdo de ferro na dieta do lactente cozida em panela de ferro. **Jornal de Pediatria**, v. 71, n. 2, p. 67-71, 1995.

BOXER, C. R. Capítulo 12. A América Portuguesa por volta de 1750. In: **A Idade de Ouro do Brasil, Dores de Crescimento de uma Sociedade Colonial**, p. 309–339, 1969.

BRAZ, A. M. DE S. **Coefficiente de distribuição de metais pesados em solos paraenses**. Dissertação (Mestre em Ciências), Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba/SP, p. 86, 2011.

BURAK, D. L.; ANDRADE, F. V.; FONTES, M. P. F.; FERNANDES, R. B. A. Cap. 32. Metais pesados em solos: aspectos gerais. In: Polanczyk, R.A.; Cecílio, R.A.; Matta, F.P.; Soares, T.C.B.; Pezzopane, J.E.M.; Campanharo, W.A.; Oliveira, M.C.C. (Org.). **Estudos Avançados em Produção Vegetal**. 1 ed., Vitória/ES, v. 32, p. 571-592, 2008.

BRASIL. **Resolução RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013**. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre limites máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos da Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2013.

_____. **Resolução nº 466, de 13 de dezembro de 2012**. Aprovar as diretrizes e normas regulamentadoras de pesquisas envolvendo seres humanos, 2012.

_____. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011.

_____. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores

orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas, 2009.

_____. **Decreto no 6.040, de 7 de fevereiro de 2007.** Institui a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais, 2007.

_____. **Instrução Normativa SDA nº 27, de 05 de junho de 2006.** Alterada pela IN SDA nº 7, de 12/04/2016, republicada em 02/05/2016, dispõe sobre a importação ou comercialização, para produção, de fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, 2006.

_____. **Resolução nº 357, 18 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, 2005.

_____. **Decreto nº 5.051, de 19 de abril de 2004.** Promulga a Convenção no 169 da Organização Internacional do Trabalho - OIT sobre Povos Indígenas e Tribais, 2004.

_____. **Resolução nº 344, de 25 de março de 2004.** Correlações: Art. 9º revogado pela Resolução 421/2010 - Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado (sedimentos) em águas jurisdicionais brasileira, 2004.

_____. **Lei nº 10.826, de 22 de dezembro de 2003.** Dispõe sobre o Estatuto do Desarmamento, 2003a.

_____. **Lei nº 9985, de 18 de julho de 2000.** Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, 2000.

_____. **Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998.** Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, 1998.

_____. **Portaria nº 24, de 29 de dezembro de 1994.** Aprovar o texto da Norma

Regulamentadora nº 7 – Exames médicos, 1994.

_____. **Lei nº 7.805, de 18 de julho de 1989.** Altera o Decreto-Lei nº 227, de 28 de fevereiro de 1967, cria o regime de permissão de lavra garimpeira, extingue o regime de matrícula, 1989.

_____. **Lei nº 7194, de 11 de junho de 1984.** Autoriza a incluir no Orçamento Geral da União, referente aos exercícios financeiros de 1985 a 1988, destinada ao pagamento à Companhia Vale do Rio Doce - CVRD da retificação da concessão de lavra, de que trata o Decreto nº 74.509, de 5 de setembro de 1974, 1984a.

_____. **Portaria nº 25, de 10 de janeiro de 1984.** Dispõe sobre ao aproveitamento de substâncias minerais, exclusivamente por trabalho de garimpagem, faiscação e cata, a área de aproximadamente 95.145,21ha, situada no Município de São Félix do Xingu, Estado do Pará, 1984b.

_____. **Portaria nº 882, de 25 de julho de 1983.** Destina ao aproveitamento de substâncias minerais exclusivamente por trabalhos de garimpagem, faiscação e cata, a área de aproximadamente 28.745 km² situado no Município de Itaituba, Estado do Pará, 1983.

_____. **Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967.** Dispõe sobre a proteção à fauna, 1967.

BREYSSE, P. N. Toxicological Profile for Lead. **ATSDR/EPA**, Atlanta/Georgia, p. 1-561, 2019.

CARNEIRO, F. F.; RIGOTTO, R. M.; AUGUSTO, L. G. S.; FRIEDRICH, K.; BÚRIGO, A. C. **Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde.** Organização de Fernando Ferreira Carneiro, Lia Giraldo da Silva Augusto, Raquel Maria Rigotto, Karen Friedrich e André Campos Búrigo. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, p. 624, 2015.

CARNEIRO, M. F. H.; SIDONIO, F.; BARBOSA, F. Manioc flour consumption as a risk factor for lead poisoning in the Brazilian Amazon. **Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues**, v. 76, n. 3, p. 206-216, 2013.

CHAVES, M. S.; PENA, H. W. A. O Processo de Ocupação Política e Econômica da Amazônia Brasileira no Período Colonial. **Revista eumed.net**, v. 192, p. 2-12, 2013.

CHEHREGANI, A.; MOHSENZADE, F.; VAEZI, F. Introducing a new metal accumulator plant and the evaluation of its ability in removing heavy metals. **Toxicological and Environmental Chemistry**, v. 91, n. 6, p. 1105-1114, 2009.

CHISTÉ, R. C.; COHEN, K. DE O. **Efeito do Processo de Fabricação da Farinha de Mandioca**. Embrapa Amazônia Oriental, Belém/PA, p. 73, 2006.

CLARK, L. G. O.; CLARK, H. G. DE O.; CLARK, O. A. C. A exposição ocupacional ao chumbo e os riscos à saúde do trabalhador Exposição ocupacional ao chumbo e seus riscos Lead occupational exposure and health risks to workers. **Jornal Brasileiro de Economia da Saúde**, v. 2, n. 1, p. 8-14, 2010.

COÊLHO, J. D. Produção de mandioca – raiz, farinha e fécula. **Caderno Setorial ETENE - Banco do Nordeste**, v. 44, n. 3, p. 1-11, 2018.

COELHO, T. P. **A questão mineral no Brasil - vol. 1/Projeto Grande Carajás: Trinta anos de desenvolvimento frustrado**. v. 1, ed. iGuana, Marabá-PA, p. 160, 2015.

CARUSO. **The Caruso Project**. Disponível em:<<https://unites.uqam.ca/gmf/caruso/caruso.htm>>. Acesso em 27 de julho de 2018.

CONSEA. **Lei nº 11.346, de 15 de setembro de 2006**. Cria o Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional com vistas em assegurar o direito humano à alimentação adequada, p. 1-17, 2006.

CORRÊA, J. M. S.; ROCHA, M. S.; SANTOS, A. A.; SERRÃO, E. M.; ZACARDI, D. M. Caracterização da pesca artesanal no Lago Juá, Santarém, Pará. **Revista Agrogeoambiental**, v. 10, p. 61-74, 2018

CPRM. **Áreas de relevante interesse mineral no Brasil**. CPRM, p. 1, 2009.

_____. **Província Mineral do Tapajós: Geologia, Metalogenia e Mapa Previsional para Ouro em SIG**. Organizado por Maria Glícia da Nóbrega Coutinho. Rio de Janeiro: CPRM, p. 420, 2008

CONGILIO, C. R.; MOREIRA, E. DO S. S. A Resistência Aos Grandes Projetos De Mineração Do Ferro No Sudeste Paraense. **Revista de Políticas Públicas**, v. 20, p. 105, 2017.

COOKE, C. A.; ABBOTT, M. B.; WOLFE, A. P.; KITTLESON, J. L. A millennium of metallurgy recorded by lake sediments from morococha, Peruvian Andes. **Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 10, p. 3469-3474, 2007.

CORREIA, L. O.; NERIS, J. B.; MARROCOS, P.; VELASCO, F. G.; LUZARDO, F. M.; OLIVARES, D. M.; ALMEIDA, O. N.; SANTOS, H. M. Bioacumulação de chumbo em plantas de cenoura (*daucus carota*) e seus efeitos na saúde humana. **Gaia Scientia**, v. 10, n. 4, p. 301-318, 2016.

COSTA, A. DE O.; ALONZO, H. G. A.; GERMANO, L. C.; BUENO, P. C. Módulo 4 - Vigilância e Atenção à Saúde por exposição a substâncias químicas: agrotóxicos. Unidade 2 - Exposição a agrotóxicos: Efeitos à saúde humana. In: **Curso de Capacitação a Distância Toxicologia Clínica e Ambiental: Exposição a Agrotóxicos**. Rio de Janeiro/RJ, p. 1-147, 2017.

COSTA, H. S. C. SOUZA, E. S.; TEIXEIRA, R. A.; FERNANDES, A. R. Teores de Pb em água e solo na área do garimpo de Serra Pelada no estado do Pará. **XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, p. 1-4, 2015.

COSTA, M. S. G. Agronegócios e terras na Amazônia: conflitos sociais e desterritorialização após a chegada da soja na região do Baixo Amazonas no Pará. In: SAUER, S.; ALMEIDA, W. (org.). **Terras e territórios na Amazônia: demandas, desafios e perspectivas**. Brasília: Editora da UnB, p. 69-92, 2011.

CUNHA, P. R. DA C.; MELO, J. H. G. DE; SILVA, O. B. **Bacia do Amazonas**. B. Geoci. Petrobras, v. 15, n. 2, p. 227–251, 2007.

CUNHA, F. G. **Contaminação humana e ambiental por chumbo no Vale do Ribeira, nos Estados de São Paulo e Paraná, Brasil**. Tese, Departamento de Pós-Graduação em Geociências Área de Metalogenese, Universidade Estadual de Campinas, 2003.

DE CAPITANI, E. M.; PAOLIELLO, M. M. B.; COSTA DE ALMEIDA, G. R. Fontes de exposição humana ao chumbo no Brasil. **Medicina**, v. 42, n. 3, p. 301-308, 2009.

DE JESUS, H. C.; COSTA, E. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória/ES. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 378-386, 2004.

DIAS, M. N. Colonização da Amazônia (1755-1778). **Revista de História**, v. 34, n. 70, p. 471-490, 1967.

DINIZ, M. B.; NETO, N. T.; JUNIOR, J. N. O.; DINIZ, M. J. T. Causas do desmatamento da Amazônia: uma aplicação do teste de causalidade de Granger acerca das principais fontes de desmatamento nos municípios da Amazônia Legal brasileira. **Nova Economia**, v. 19, n. 1, p. 121-151, 2009.

ECHEVERRÍA, J. C.; MORERA, M; T.; MAZKIARIN, C.; GARRIDO, J. J. Competitive sorption of heavy metal by soils. Isotherms and fractional factorial experiments. **Environmental Pollution**, v. 101, n. 2, p. 275-284, 1998.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa. **Mapas de Solos e de Aptidão Agrícola das Áreas Alteradas do Pará**, p. 19, 2016.

_____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. edição, Brasília/DF, p. 1-306, 2006.

FAQUIN, V. **Nutrição Mineral de Plantas**. Especialização (Especialista em Solos e Meio Ambiente), Pós-Graduação “Lato Sensu” a Distância em Solos e Meio Ambiente, Fundação de Apoio ao Ensino, Pesquisa e Extensão (FAEPE), Universidade Federal de Lavras, Lavras/MG, p. 186, 2005.

FARELLA, N.; LUCOTTE, M.; DAVIDSON, R.; DAIGLE, S. Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. **Science of the Total Environment**, v. 368, n. 1, p. 19-29, 2006.

FARELLA, N. **Les fermes familiales de la région frontrière du Tapajós em Amazonie brésilienne: relations entre les origines, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement**. These (Doctorat en Sciences de l'Environnement), Université du Québec à Montréal. Montréal, Canadá, p. 209, 2005.

FARIA, M. S. G.; BAHIA, R. B.; OLIVEIRA, M. A. **Folha SA.21-Santarém**. Carta Geológica do Brasil ao Milionésimo, Sistemas de Informações Geográficas-SIG. Programa Geológico do Brasil, CPRM, CD-ROM, Brasilia-DF, 2004. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Mapas-e-Publicacoes/Folha-SA-21-Santarem--Atlas-Hidrogeologico-do-Brasil-ao-Milionesimo-4485.html>>. Acesso em 18 de agosto de 2018.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. **Manual de análise de dados: Estatística e Modelagem Multivariada com Excel, SPSS e Stata**. 1ª edição, Rio de Janeiro-RJ, Elsevier, p. 1187, 2017.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**, v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006.

FERREIRA, A. L.; RIZZOTTO, G. J. QUADROS, M. L. E. S.; BAHIA, R. B. C.; OLIVEIRA, M. A. **Folha SB.21-Tapajós**. Carta Geológica do Brasil ao Milionésimo, Sistemas de Informações Geográficas-SIG. Programa Geológico do Brasil, CPRM, CD-ROM, Brasilia-DF, 2004. Disponível em: <<http://cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Mapas-e-Publicacoes/Folha-SB-21-Tapajos---Atlas-Hidrogeologico-do-Brasil-ao-Milionesimo-4491.html>>. Acesso em 18 de agosto de 2018.

FERREIRA, M. R. D. S. **Perfil genotóxico e bioacumulação de metais em *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) de tributários dos rios Negro e Solimões**. Dissertação (Mestre em Genética, Conservação e Biologia Evolutiva), Programa de Pós-Graduação em Genética,

Conservação e Biologia Evolutiva, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Amazonas/MA, p.103, 2014.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P.; CUNHA, C. DE L. N. DA. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 2, p. 229-241, 2010.

FIGUEIREDO, R. A. A.; BARROS, F. B. “A comida que vem da mata”: conhecimentos tradicionais e práticas culturais de caçadores na Reserva Extrativista Ipaú-Anilzinho. **Fragmentos de Cultura**, v. 25, n. 2, p. 193-212, 2015.

FILLION, M.; BARBOSA JR, F.; BÉLIVEAU, A.; GUIMARAES, J. R. D.; DAVIDSON, R.; FRENETTE, B.; LUCOTTE, M.; MAYER, A.; MERGLER, D.; MERTENS, F.; PATRY, C.; PHILIBERT, A.; PIÉRAUT, J. P.; SAINT-CHARLES, J.; SILVA, D. S.; PASSOS, C.J. S. **Mercúrio e Saúde no Tapajós**. Projeto CARUSO, Santarém, 2008.

FILLION, M.; LEMIRE, M.; PHILIBERT, A.; FRENETTE, B.; HOPE, A. W.; DEGUIRE, J. R.; GUIMARÃES, J. R. D.; LARRIBE, F.; BARBOSA JR, F.; MERGLER, D. Toxic risks and nutritional benefits of traditional diet on near visual contrast sensitivity and color vision in the Brazilian Amazon. **NeuroToxicology**, v. 37, n. August 2015, p. 173-181, 2013.

FIORONI, L. S. Dossiê: Os Minerais Na Alimentação. **Food Ingredients Brasil**, n. 4, p. 49-57, 2008.

FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 28, n. 2, p. 101-126, 1998.

FEWTRELL, L. J.; PRUSS-USTUN, A.; LANDRIGAN, P.; AYUSO-MATEOS, J. L. Estimating the global burden of disease of mild mental retardation and cardiovascular diseases from environmental lead exposure. **Environmental Research**, v. 94, n. 2, p. 120-133, 2004.

FOLEY, J. A.; DeFries, R.; Asner, G. P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, Stephen R, C.;

Chapin, F. S.; Coe, M. T.; Daily, G. C.; Gibbs, H. K.; Helkowski, J. H.; Holloway, T.; Howard, E. A.; Kucharik, C. J.; Monfreda, C.; Patz, J. A.; Prentice, I. C.; Ramankutty, N.; Snyder, P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570, 2005.

FONSECA, R.; PEZZUTI, J.; VALSECCHI, J.; ANTUNES, A.P.; DURIGAN, C.; CONSTANTINO, P.; RAMOS, R. Caça de Subsistência dentro e fora da lei: um debate necessário. **O Eco**, abril, 2017.

FONSECA, M. D. F. **O isolamento geográfico como interferente em avaliações neurológicas de possíveis efeitos tóxicos do metilmercúrio**. Tese (Doutor em Ciências), Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro/RJ, p. 254, 2007.

FONTES, M. P. F.; ALLEONI, L. **Propriedades eletroquímicas e a disponibilidade de nutrientes, elementos tóxicos e metais pesados no sistema solo-planta**. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, FERTBIO, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/CE, p. 1-41, 2004.

FORD, R. G.; SCHEINOST, ANDREAS C.; SPARKS, D. L. Frontiers in metal sorption/precipitation mechanisms on soil mineral surfaces. **Advances in Agronomy**, v. 74, p. 41-62, 2001.

FREITAS, C.S.; LIMA, M.O.; FAIAL, K.C.F.; NASCIMENTO, K.M.; FREITAS, E.S.; SILVA, L.E.; JARDIM, A.S.; FAIAL, K.R.F. **Determinação de chumbo e cádmio em amostras de peixes mais consumidos no município de Barcarena/Pará**. 52º Congresso Brasileiro de Química. Química e Inovação: Caminho para a Sustentabilidade, Recife/PE, p. 1-2, 2012.

FREITAS, C. E. de C.; RIVAS, A. A. F. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia ocidental. **Ciência e Cultura**, v. 58, n. 3, p. 30-32, 2006.

GADELHA, R. M. A. F. da. Amazônia: a fronteira Norte. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 63-80, 2002.

GARBISU, C.; ALKORTA, I. Phytoextraction: A cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. **Bioresource Technology**, v. 77, n. 3, p. 229-236, 2001.

GILBERT, S. G.; WEISS, B. A rationale for lowering the blood lead action level from 10 to 2 m g / dL. **NeuroToxicology**, v. 27, p. 693–701, 2006.

GOLDMAN, L.; FALK, H.; LANDRIGAN, P. J.; BALK, S. J.; REIGART, J. R.; ETZEL, R. A. Environmental pediatrics and its impact on government health policy. **Pediatrics**, v. 113, n. 4 Suppl, p. 1146–57, 2004.

GUILHERME, L. R. G. MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 4, n. 3, p. 345–390, 2005.

HARRISON, U.; OSU, S.; EKANEM, J. Heavy metals accumulation in leaves and tubers of cassava (*Manihot esculenta* Crantz) grown in crude oil contaminated soil at Ikot Ada Udo, Nigeria. **J. Appl. Sci. Environ. Manage**, v. 22, p. 845-851, 2018.

HASHIM, M. A.; MUKHOPADHYAY, S.; SAHU, J. N.; SENGUPTA, B. Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 10, p. 2355–2388, 2011.

HERNBERG, S. Lead poisoning in a historical perspective. **American journal of industrial medicine**, v. 38, n. 3, p. 244-254, 2000.

HIDROVIAS DO BRASIL; AMBIENTARE. **Estudo Impacto Ambiental - Estação de Transbordo de cargas HBSA Tapajós**. Brasília/DF, p. 742, 2012.

HÜBNER, R.; ASTIN, K. B.; HERBERT, R. J. H. “Heavy metal” - Time to move on from semantics to pragmatics? **Journal of Environmental Monitoring**, v. 12, n. 8, p. 1511-1514, 2010.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Amazônia Legal**. Disponível em:

<https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/mapas_doc5.shtm>. Acesso em 24 de julho de 2018a.

_____. **Estado do Pará.** Disponível em:

<<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/panorama>>. Acesso em 24 de julho de 2018b.

_____. **Município de Santarém.** Disponível em:

<<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/santarem/panorama>>. Acesso em 24 de julho de 2018c.

_____. **Município de Aveiro.** Disponível em:

<<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/aveiro/panorama>>. Acesso em 24 de julho de 2018d.

_____. **Município de Itaituba.** Disponível em:

<<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/itaituba/panorama>>. Acesso em 24 de julho de 2018e

_____. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola.** Disponível em:

<<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6588#resultado>>. Acesso em 03 de agosto de 2019f.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Desmatamento dos municípios do Pará até 2017.** Disponível em:<<http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesmunicipal.php>>. Acesso em 06 de julho de 2019a.

_____. **Desmatamento dos municípios do Pará no período de 02/07/2018 a 02/07/2019.** Disponível em:<

<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/alerts/legal/amazon/daily/#>>. Acesso em 06 de julho de 2019b.

ITCG. Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná. **Glossário: Inframaré.** Diretoria de Geologia (Mineropar). Disponível em:<<http://www.mineropar.pr.gov.br/modules/glossario/conteudo.php?conteudo=I>> Acesso em 04 de julho de 2019.

JÚNIOR, M. DE S. M.; ALVES, R. N. B. Capítulo 11. Rentabilidade de farinheiras no estado do Pará. In: EMBRAPA (Ed.). **Cultura da Mandioca - Aspectos socioeconômicos, melhoramento genético, sistemas de cultivo, manejo de pragas e doenças e**

agroindústria. Brasília/DF, p. 185–205, 2016.

JURAS, I. DA A. G. M. **Consequências do uso do chumbo na pesca.** Biblioteca digital da Câmara dos deputados, Centro de Documentação e Informação, p. 2-10, 2006.

KADLEC, R.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands, Second Edition.** Part 2, Edition Boca Raton, London-New York, p. 593-867, 2010.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: uma revisão. *Geonomos*, v. 5, n. 1, p. 17-40, 1998.

KHAN, A.G.; KUEK, C.; CHAUDHRY, T.M.; KHOO, C.S.; HAYES, W.J. Role of plants, mycorrhiza and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation.

Chemosphere, v. 41, p. 197-207, 2000.

KIM, S.-U.; KIM, T.-R.; LEE, E.-S.; KIM, M.-S.; KIM, C.-K.; KIM, L.-R.; SHIN, G.-Y.

Formaldehyde and heavy metal migration from rubber and metallic packaging/utensils in Korea. **Food additives & contaminants.** Part B, Surveillance, v. 8, n. January 2015, p. 7-11, 2015.

KIM, Y. Y.; YANG, Y. Y.; LEE, Y. Pb and Cd uptake in rice roots. **Physiologia Plantarum**, v. 116, n. 3, p. 368-372, 2002.

KLEIN, E. L.; VASQUES, M. E. DE MARCELO, M. L.; SANTO, R. B. C.; BAHIA, M. L. E.; FERREIRA, A. L. **Geologia e recursos minerais da província mineral do Tapajós: Folhas: Vila Mamãe Anã (SB.21-V-D), Jacareacanga (SB.21-Y-B), Caracol (SB.21-X-C), Vila Riozinho (SB.21-Z-A) e Rio Novo (SB.21-Z-C). Estados do Pará e Amazonas. Escala 1:500.000.** Brasília/DF, CPRM/DIEDIG/DEPAT, 2001.

KOHLHEPP, G. Conflitos de interesse no ordenamento territorial da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 37-61, 2002.

KOEPPE, D. E. E. The uptake, distribution, and effect of cadmium and lead in plants. **Science of The Total Environment**, v. 7, n. 3, p. 197–206, 1977.

KŘÍBEK, B.; MAJER V.; KNĚSL, I.; NYAMBE, I.; MIHALJEVIC, M.; ETTLER, V.; SRACEK, O. Concentrations of arsenic, copper, cobalt, lead and zinc in cassava (*Manihot*

esculenta Crantz) growing on uncontaminated and contaminated soils of the Zambian Copperbelt. **Journal of African Earth Sciences**, v. 99, n. PA2, p. 1-11, 2014.

KUMAR, P. B. A. N. et al. Phytoextraction: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soil. **Environ. Sci. Technol**, v. 29, p. 1232–1238, 1995.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation and Development**, v. 12, n. 6, p. 519-539, 2001.

LANDRIGAN, P. J. The worldwide problem of lead in petrol. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 80, n. 10, p. 768, 2002.

LANDRIGAN, P. J.; BOFFETTA, P.; APOSTOLI, P. The reproductive toxicity and carcinogenicity of lead: a critical review. **American Journal of Industrial Medicine**, v. 38, p. 231-243, 2000.

LANPHEAR, B. P.; DIETRICH, K. N.; BERGER, O. Prevention of Lead Toxicity in US Children. **Ambulatory Pediatrics**, v. 3, p. 27-36, 2003.

LARA, E. Z. **Composição mineral da “farinha de mandioca copioba” para indicação geográfica**. Dissertação (mestre em Ciência de Alimentos), Programa de Pós-Graduação de Ciências de Alimentos da Faculdade de Farmácia da Universidade Federal da Bahia, Salvador/BA, p. 80, 2016.

LEE, J. D. **Química inorgânica não tão concisa**. Tradução da 5ª ed. inglesa. Editora Edgard Blücher Ltda. pp. 24, 217, 360-370. 1999.

LEI, L.; LIANG, D.; YU, D.; CHEN, Y.; SONG, W.; LI, J. Human health risk assessment of heavy metals in the irrigated area of Jinghui, Shaanxi, China, in terms of wheat flour consumption. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 10, p. 1–13, 2015.

LEMIRE, M. FILLION, H.; FRENETTE, B.; PASSOS, C. J.; GUIMARÃES, J. R.; BARBOSA JR, F. MERGLER, D. Selenium from dietary sources and motor functions in the Brazilian Amazon. **NeuroToxicology**, v. 32, n. 6, p. 944–953, dez. 2011.

LEMIRE, M.; MERGLER, D.; HUEL, G.; PASSOS, C. J. S.; FILLION, M.; PHILIBERT, A.; GUIMARAES, J. R. D.; RHEAULT, J.; NORMAND, G. Biomarkers of selenium status in the Amazonian context: Blood, urine and sequential hair segments. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v. 19, n. 2, p. 213–222, 2009.

LIMA, M. A. L.; DORIA, C. R. DA C.; FREITAS, C. E. DE C. Pescarias artesanais em comunidades ribeirinhas na Amazônia Brasileira: perfil socioeconômico, conflitos e cenário da atividade. **Ambiente & Sociedade**, v. 15, n. 2, p. 73-90, 2012.

LIMA, D. P. **Avaliação da contaminação por metais pesados na água e nos peixes da Bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Amazônia, Brasil**. Dissertação (Mestre em Biodiversidade Tropical), Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), EMBRAPA-AP, IEPA, CI-BRASIL, Macapá/AP, p. 147, 2013.

LIMA, F. DE S. **Bioconcentração de chumbo e zinco em partes comestíveis de hortaliças cultivadas em solos contaminados**. Tese (Doutor em Ciência do Solo), Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Departamento de Agronomia, Universidade Federal Rural do Pernambuco, Recife/PE, p. 89, 2010.

LIRA, T. DE M.; CHAVES, M. DO P. S. R. Comunidades ribeirinhas na Amazônia: organização sociocultural e política. **Interações**, v. 17, n. 1, p. 66–76, 2016.

LIRA, D. C. **Desenvolvimento de uma metodologia para caracterização de amostras de sedimento: Rio Jundiá - RN**. Dissertação (Mestre em Química), Programa de Pós-Graduação em Química, Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal/RN, p. 150, 2008.

LOUREIRO, D. C.; ASSUNÇÃO, S. J. R.; SANTOS, J. A. G.; NETO, A. D. A.; MOREIRA, F. M.; RIBEIRO, M. O. **Seleção de plantas para fitorremediação de chumbo**. XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Florianópolis/SC, agosto, n. 1, p. 2–5, 2013.

MAFFRA, L. D. C. A. Combate à Insegurança Alimentar na Amazônia: a participação do PNUD. **Conjuntura Global**, v. 2, n. 2, p. 87–91, 2013.

MARCHIOL, L.; ASSOLARI, S.; SACCO, P.; ZERBI, G. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. **Environmental Pollution**, v. 132, n. 1, p. 21-27, 2004.

MARCON, J. L.; MENIN, M.; ARAÚJO, M. G. P.; HRBEK, T. (Org.). Biodiversidade Amazônica: caracterização, ecologia e conservação. **Edua**, Manaus/AM, p. 372, 2012.

MARSCHNER, P.; GODBOLD, D. L.; JENTSCHKE, G. Dynamics of lead accumulation in mycorrhizal and non-mycorrhizal Norway spruce (*Picea abies* L.) Karst.). **Plant and Soil**, v. 178, n. 2, p. 239–245, 1996.

MARTINS, C. A. S.; NOGUEIRA, N. O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M. M.; CANDIDO, A. O. A dinâmica de metais-traço no solo. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 17, n. 3–4, p. 383–391, 2011.

MCDANIEL, D.; MCLENNAN, S.; HANSON, G. Provenance of Amazon fan muds: constraints from Nd and Pb isotopes. **Proceedings of the Ocean Drilling Program, Scientific Results**, v. 155, p. 169-176, 1997.

MENDES, I. A. D. S. **Adsorção individual de Cd, Cr, Cu e Pb em solos da Bacia Sedimentar Amazônica**. Dissertação (Mestra em Solos e Nutrição de Plantas), Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/Minas Gerais, p. 70, 2016.

MENEZES-FILHO, J. A.; VIANA, G. F. DE S.; PAES, C. R. Determinants of lead exposure in children on the outskirts of Salvador, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 4, p. 2593-2603, 2012.

MIRANDA, R. G.; PEREIRA, S. F. P.; ALVES, D. T. V.; OLIVEIRA, G. R. F. Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia - Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary**

Journal of Applied Science, n. 4, p. 75-92, 2009.

MMA. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação, 2009**. Disponível em:
<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/legislacaoambientalvolume1.pdf>
f. Acesso em 22 de agosto de 2019.

MORAES, N. R.; CAMPOS, A. C.; SILVA, M. L.; SOUZA, F. C. Comunidades Tradicionais: cultura e identidade. **Revista Observatório**, v. 3, n. 5, p. 501, 2017.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o Organismo humano e seu significado para a saúde. **Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)**, v. 181, n. 2, p. 226–32, 2013.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 9, n. 1, p. 167–181, 2004a.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. A importância da análise de especiação do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde. **Química Nova**, v. 27, n. 2, p. 251-260, 2004b.

MONTEIRO, M. DE A. Meio século de mineração industrial na Amazônia e suas implicações para o desenvolvimento regional. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 187-207, 2006.

MURRIETA, R. S. S.; BAKRI, M. S.; ADAMS, C.; OLIVEIRA, P. S. S.; STRUMPF, R. Consumo alimentar e ecologia de populações ribeirinhas em dois ecossistemas. **Revista de Nutrição**, v. 21, p. 123-134, 2008.

MURRIETA, R. S. S. Dialética do Sabor: Alimentação, Ecologia e Vida Cotidiana em Comunidades Ribeirinhas da Ilha de Ituqui, Baixo Amazonas, Pará. **Revista de Antropologia**, v. 44, n. 2, p. 39-88, 2001.

MURRIETA, R. S. S.; DUFOUR, D. L.; SIQUEIRA, A. D. Food consumption and subsistence in three Caboclo populations on Marajo Island, Amazonia, Brazil. **Human Ecology**, v. 27, n. 3, p. 455-475, 1999.

NASCIMENTO, C. W. A.; LIMA, L. H. V.; SILVA, F. L.; BIONDI, C. M.; CAMPOS, M. C. C. Natural concentrations and reference values of heavy metals in sedimentary soils in the Brazilian Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 10, 2018.

NEEDLEMAN, H. Lead Poisoning. **Annual Review of Medicine**, v. 55, n. 1, p. 09-22, 2004.

NODARI, A. D. S. R. **A política mineral na Constituição de 1967**. 2. ed. MCT/ CNPq/ Cetem. Série Estudos e Documentos, Rio de Janeiro, p.1-145, 1987.

NUNES, P. H. F. A ocupação econômica da Amazônia: Um desmando Estatizado? **Revista Baru - Revista Brasileira de Assuntos Regionais e Urbanos**, v. 4, n. 2, p. 283-3017, 2018.

OIT. **Convenção nº 169 sobre povos indígenas e tribais e Resolução referente à ação da OIT**. Organização Internacional do Trabalho – OIT, Escritório no Brasil, Brasília/DF, v. 1, p. 50, 2011.

OLIVERO-VERBEL, J.; DUARTE, D.; ECHENIQUE, M.; GUETTE, J.; JOHNSON-RESTREPO, N.; PARSONS, P. J. Blood lead levels in children aged 5-9 years living in Cartagena, Colombia. **Science of the Total Environment**, v. 372, n. 2–3, p. 707-716, 2007.

OLIVEIRA, D. C.; LAFON, J. M.; DE OLIVEIRA LIMA, M. Distribution of trace metals and Pb isotopes in bottom sediments of the Murucupi River, North Brazil. **International Journal of Sediment Research**, v. 31, n. 3, p. 226-236, 2016.

PAOLIELLO, M. M. B.; CAPITANI, E. de. Environmental Contamination and Human Exposure to Lead in Brazil. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 184, n. February, p. 59-96, 2005.

PAOLIELLO, M. M. B.; DE CAPITANI, E. M.; CUNHA, F. G.; MATSUO, T.; CARVALHO, M. F.; SAKUMA, A.; FIGUEIREDO, A. B.; Exposure of children to lead and cadmium from a mining area of Brazil. **Environmental Research**, v. 88, n. 2, p. 120-128, 2002.

PASSOS, C. J. S. Alimentation locale et exposition au mercure en Amazonie Brésilienne.

Bulletin d'information en santé environnementale, v. 20, p. 1-9, 2009.

PASSOS, C. J. S.; MERGLER, D.; FILLION, M.; LEMIRE, M.; MERTENS, F.;
GUIMARAES, J. R. D.; PHILIBERT, A. Epidemiologic confirmation that fruit consumption
influences mercury exposure in riparian communities in the Brazilian Amazon.
Environmental Research, v. 105, p. 183-193, 2007.

PASSOS, C. J. S.; MERGLER, D.; GASPAR, E.; MORAIS, S.; LUCOTTE, MARC.;
LARRIBE, F.; GROSBOIS, S. Caracterização do consumo alimentar de uma população
ribeirinha na Amazônia Brasileira. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 4 (1/2), p. 72-84, 2001.

PLUPH. **The Pluph Project**. Disponível em: <<https://pluph.uqam.ca>>. Acesso em 27 de julho
de 2018.

PEREIRA, J. M. O processo de ocupação e de desenvolvimento da Amazônia A
implementação de políticas públicas e seus efeitos sobre o meio ambiente. **Economia e
Sociedade (UNICAMP Impresso)**, v. 34, n. abr/jun, p. 75-86, 1997.

PETERS, D. E.; EEBU, C.; NKPAA, K. W. Potential Human Health Risk Assessment of
Heavy Metals via Consumption of Root Tubers from Ogoniland , Rivers State , Nigeria.
Biological Trace Element Research, p. 11, 2018.

POPP, José Henrique. **Geologia geral**. Rio de Janeiro/RJ, 7ª Edição LTC, P. 332, 2017.

QUEIROZ, M. M. A.; HORBE, A. M. C.; MOURA, C. A. V. Mineralogia e química dos
sedimentos de fundo do médio e baixo Madeira e de seus principais tributários: Amazonas -
Brasil. **Acta. Amazônica**, v. 41, n. 4, p. 453-464, 2011.

RASKIN, I.; KUMAR, PBA. N.; DUSHENKOV, S.; SALT, D. E. Bioconcentration of heavy
metals by plants. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 5, n. 3, p. 285-290, 1994.

RATTNER, B. A.; FRANSON, J. C.; SHEFFIELD, S. R.; GODDARD, C. I.; LEONARD, N.
J.; STANG, D.; WINGATE, P. J. **Sources and Implications of Lead Ammunition and
Fishing Tackle on Natural Resources**. Wildlife Society, Technical Review 08-01,

May/June, p. 1-62, 2008.

REZENDE, T. V. F. DE. **A conquista e a ocupação da Amazônia brasileira no período colonial: a definição das fronteiras**. Tese (Doutor em História), Departamento de História Econômica, Universidade de São Paulo, São Paulo/SP, p. 353, 2006.

RIBEIRO, D. R. G.; FACCIN, H.; MOLIN, T. R. D.; CARVALHO, L. M.; AMADO, L. L. Metal and metalloid distribution in different environmental compartments of the middle Xingu River in the Amazon, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 605-606, p. 66-74, 2017.

RIBEIRO, E. S.; PEREIRA, M. P.; CASTRO, E. M.; BARONI, G. R.; CORRÊA, F. F.; PEREIRA, F. J. Relações da anatomia radicular na absorção, no acúmulo e na tolerância ao chumbo em *Echinodorus grandiflorus*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 6, p. 605-612, 2015.

RIMBAUD, D. et al. Blood lead levels and risk factors for lead exposure among pregnant women in western French Guiana: the role of manioc consumption. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**, v. 80, n. 6, p. 382-393, 2017.

RITTIRONG, A.; SAENBOONRUANG, K. Quantification of aluminum and heavy metal contents in cooked rice samples from Thailand markets using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) and potential health risk assessment. **Emirates Journal of Food and Agriculture**, v. 30, n. 5, p. 372-380, 2018.

ROBERTO, P.; EMANUELA, F.; CARLOS, S. Análise do Teor de Chumbo em Louças Utilitárias Comercializadas no Brasil. **Cerâmica Industrial**, p. 39-42, 2012.

ROCHA, N. S. **Análise de sorção/dessorção de cádmio e chumbo em solos da Amazônia Legal**. Dissertação (Mestra em Engenharia Civil), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro/RJ, UFRJ/COPPE, p. 84, 2016.

RODRIGUES, L. C. V. **Estudo da disponibilidade química de chumbo e arsênio em**

sedimentos de corrente e colunas de sedimentos no Vale do Ribeira - SP. Tese (Doutor em Geoquímica Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói/RJ, p. 133, 2008

RODRIGUES, C. L.; TAIOLI, F. Retenção de metais pesados no solo de cobertura do lixão de Ihabela - SP. **ABES**, n. 1, p. 1-17, 2003.

ROMIEU, I.; LACASANA, M.; MCCONNELL, R. Lead exposure in Latin America and the Caribbean. Lead Research Group of the Pan-American Health Organization. **Environmental Health Perspectives**, v. 105, n. 4, p. 398-405, 1997.

ROMIEU, I.; WEITZENFELD, H.; FINKELMAN, J. Urban Air Pollution in Latin America and the Caribbean. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 41, n. 9, p. 1166-1171, 1991.

ROJAS, J. C.; VANDECASTEELE, C. Influence of mining activities in the north of potosi, Bolivia on the water quality of the Chayanta River, and its consequences. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 132, p. 321-33, 2007.

SAMPAIO, R. A.; SILVA, L. G.; COSTA, C. A.; FERNANDES, L. A.; GUILHERME, D. O. Caracterização qualitativa e quantitativa de metais pesados em alface adubada com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 38, p. 948-954, 2009.

SANTOS, H. G. DOS; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. DOS; OLIVEIRA, V. A. DE; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. DE; ARAUJO FILHO, J. C. DE; OLIVEIRA, J. B. DE; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5ª edição, rev. e ampl, E-book, Brasília/DF, Embrapa, 2018.

SANTOS, C. A.; SERRÃO, E. A. O.; GONÇALVES, L. J. M.; WANZELER, R. T. S.; LIMA, A. M. M. Zoneamento da distribuição da precipitação pluviométrica na Bacia Hidrográfica do rio Tapajós. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 18, p. 1-15, 2014a.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. Á.; LUMBRERAS,

J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 4. Edição, E-book: Brasília/DF, Embrapa Solos, 2014b.

SANTOS, S. N.; LAFON, J. M.; CORRÊA, J. A. M. Distribuição e assinatura isotópica de Pb em sedimentos de fundo da foz do Rio Guamá e da Baía do Guajará (Belém - Pará). **Química Nova**, v. 35, n. 2, p. 249–256, 2012.

SANTOS, G. M.; SANTOS, A. C. M. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 165-182, 2005.

SANTOS, D. M. M. **Absorção e transporte de íons**. Extraído do texto de Nutrição Mineral de Plantas do Prof. Dr. Lázaro E. P. Peres – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Jaboticabal/SP, p. 9. 2004.

SANTOS, B. A. dos. Recursos minerais da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 123-152, 2002.

SAUER, S.; PIETRAFESA, J. P. Novas fronteiras agrícolas na Amazônia: expansão da soja como expressão das agroestratégias no Pará. **ACTA geográfica**, janeiro, p. 245-264, 2013.

SHAH, F. U. R. et al. **Chapter 4 - HeavyMetal Toxicity in Plants**. Plant adaptation and phytoremediation. Springer, p. 71-97, 2010.

SHARMA, P.; DUBEY, R. S. Lead toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 35-52, 2005.

SCHEUHAMMER, A. M. et al. Lead fishing sinkers and jigs in Canada: Review of their use patterns and toxic impacts on wildlife. **Occasional Paper of the Canadian Wildlife Service**, n. 108, p. 1-48, 2003.

SCHEUHAMMER, A. M.; NORRIS, S. L. A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing weights in Canada. **Occasional Paper of the Canadian Wildlife Service**, nº 88, p. 1-56, 1995.

SCHNEIDER, M. Neves, Eduardo Góes. *Arqueologia da Amazônia*. Rio de Janeiro: Jorge

Zahar Editor, 2006. **Editora da UFPEL**, v. 9/10, p. 176–178, 2008.

SCHUBER, E. S. M. **Influência da atividade garimpeira na dinâmica urbana das cidades Amazônicas: O caso de Itaituba/PA**. Dissertação (mestra em Gestão dos Recursos Naturais e Desenvolvimento Local na Amazônia), Programa de Pós-Graduação em Gestão dos Recursos Naturais e Desenvolvimento Local na Amazônia - PPGEDAM, Universidade Federal do Pará, Belém/PA, p. 99, 2013.

SCHIFER, T. D. S.; JUNIOR, S. B.; MONTANO, M. A. E. Aspectos toxicológicos do chumbo. **Informa**, v. 17, n. 5/6, p. 67–72, 2005.

SCHWARTZ, B. S.; HU, H. Adult lead exposure: Time for change. **Environmental Health Perspectives**, v. 115, n. 3, p. 451-454, 2007.

SHIBAMOTO, T., BJELDANES, L. F. **Introdução à Toxicologia dos Alimentos**. 2ª edição, Rio de Janeiro: Elsevier, p. 320, 2014.

SEBRAE. Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Mandioca (Farinha e Fécula) - Séries Estudos Mercadológicos**. Brasília/DF, p. 7-32, 2012.

_____. **Relatório completo/ Estudo de Mercado sobre a Mandioca (Farinha e Fécula)**. ESPM/SEBRAE, p. 1-81, 2008.

SEREGIN, I. V.; IVANOV, V. B. Physiological Aspects of Cadmium and Lead Toxic Effects on Higher Plants. **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 48, n. 4, p. 523-544, 2001.

SHEETS, R. W. Release of heavy metals from European and Asian porcelain dinnerware. **Science of the Total Environment**, v. 212, n. 2–3, p. 107-113, 1998.

_____. Extraction of lead, cadmium and zinc from overglaze decorations on ceramic dinnerware by acidic and basic food substances. **Science of the Total Environment**, v. 197, n. 1–3, p. 167-175, 1997.

SILVA, F. P. **Avaliação de exposição ambiental a Mercúrio e Chumbo em população**

infanto-juvenil da Bacia do Rio Tapajós, estado do Pará. Monografia (Graduada em Gestão Ambiental), Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental, Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília, Planaltina/DF, p. 40, 2018.

SILVA, C. N. DA.; SILVA, J. M. P. DA.; CHAGAS, C. A. N.; PONTE, F. C. DA. Pesca e influências territoriais em rios da Amazônia. **Novos Cadernos NAEA**, v. 19, n. 1, p. 193–214, 2016.

SILVA, E. DA; SANTOS, P. S.; GUILHERME, M. F. S. Chumbo nas plantas: uma breve revisão sobre seus efeitos, mecanismos toxicológicos e remediação. **Agrarian Academy**, v. 2, p. 1-21, 2015.

SILVA, A. L. DA. Comida de Gente: Preferências e Tabus Alimentares Entre os Ribeirinhos do Médio Rio Negro. **Revista de Antropologia**, v. 50, n. 1, p. 125-179, 2007.

SILVA, G. S. DA. **Estudo geoquímico de sedimentos fluviais e estuarinos do rio Subaé-BA.** Dissertação (Mestra em Solos e Qualidade de Ecossistemas). Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas/BA, p. 84, 2014b.

SILVA, A. L. Entre tradições e modernidade: Conhecimento ecológico local, conflitos de pesca e manejo pesqueiro no Rio Negro, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi: Ciências Humanas**, v. 6, n. 1, p. 141–163, 2011a.

SILVA, C. R. DA.; FIGUEIREDO, B. R.; DE CAPITANI, E. M.; CUNHA, F. G. Capítulo 14. Chumbo e Arsênio nos Sedimentos do rio Ribeira de Iguape, SP/PR. In: **Geologia médica no Brasil: efeitos dos materiais e fatores geológicos na saúde humana, animal e meio ambiente.** Rio de Janeiro/RJ, p. 88-96, 2006.

SILVA, D. S. DA.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; CROSSA, M. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia. **InterfacEHS**, p. 1-31, 2006b.

SHINOHARA, N. K. S.; Padilha, M. R. F.; Oliveira, F. H. P. C.; CABRAL, J. V. B. Insegurança alimentar no uso indiscriminado de agrotóxicos. **Higiene alimentar**, v. 31, n. 266/267, p. 17-21, 2017.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-Filho, E. C. **Princípios de toxicologia ambiental: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro/RJ, p. 216, 2013.

SMITH, K. S.; HUYCK, H. L. O. Chapter II - An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals. **The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits Part A: Processes, Techniques, and Health Issues Part B: Case Studies and Research Topics**, p. 29-73, 1999.

SOUSA, F. F. DE; PIRAUX, M. A construção social da qualidade da farinha de mandioca em comunidades rurais na Amazônia paraense. **Novos Cadernos NAEA**, v. 18, n. 3, 2016.

SOUSA, F. B. DE; CRUZ, M. DE J. M. DA. A Pesca no Baixo Rio Solimões/Manacapuru-AM. ANPPAS V, **Revista Ambiente & Sociedade**, p. 1-28, 2009.

SOUZA, E. S.; TEXEIRA, R. A.; COSTA, H. S. C.; OLIVEIRA, F. JR.; MELO, L. C. A.; FAIAL, K. C. F.; FERNANDES, A. R. Assessment of risk to human health from simultaneous exposure to multiple contaminants in an artisanal gold mine in Serra Pelada, Pará, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 576, p. 683–695, 2017b.

SOUZA, V. de; KONRAD, O.; JUNIOR, A. C. G. Contaminação por chumbo, riscos, limites legais e alternativas de remediação. **Veredas do Direito: Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável**, v. 13, n. 25, p. 249-276, 2016.

SOUZA, V. DE et al. Contaminação Por Chumbo, Riscos, Limites Legais E Alternativas De Remediação. **Revista Destaques Acadêmicos**, v. 7, n. 4, p. 117–131, 2015a.

TAVARES, M. G. DA C. A Amazônia Brasileira: formação histórico-territorial e perspectivas para o século XXI. **GEOUSP - Espaço e Tempo**, v. 29, n. Especial, p. 107-121, 2011.

TEIXEIRA, J. A. de A. B. **Sumário Mineral Brasileiro 2017**. Chumbo, 2016. Disponível em: <http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/sumario-mineral/sumario-brasileiro-mineral-2017/chumbo_sm_2017>. Acesso em 03

de junho de 2019.

TSUJI, L. J. S.; FLETCHER, G. G.; NIEBOER, E. Dissolution of lead pellets in saliva: A source of lead exposure in children. **Environmental Contamination and Toxicology**, v. 68, p. 1-7, 2002.

VASQUEZ, M. L.; ROSA-COSTA, L. T. DA. **Geologia e Recursos Minerais do Estado do Pará: Sistema de Informações Geográficas - SIG**. Programa Geologia do Brasil, Integração, atualização e difusão de dados da Geologia do Brasil, Texto explicativo dos mapas Geológico e Tectônico e de Recursos Minerais do Estado do Pará, Escala 1:1.000.000., CPRM, p. 21-328, 2008.

VASQUEZ, M. L.; SOUSA, C. S. DE; CARVALHO, J. M. DE A. **Mapa Geológico do Estado do Pará**. Ministério de Minas e Energia, p. 1, 2008.

VAZ, E. DE M., RABELO, Y. G. S.; CORRÊA, J. M. S.; ZACARDI, D. M. A pesca artesanal no lago Maicá: aspectos socioeconômicos e estrutura operacional. **Biota Amazônia**, v. 7, p. 6-12, 2017.

VEIGA, M.; SILVA, A.; HINTON, J. Capítulo 11: Extração de ouro: princípios, tecnologia e meio ambiente. In: CETEM/MCT (Ed.). **O garimpo de ouro na Amazônia: aspectos tecnológicos, ambientais e sociais**. p. 277-305, 2002.

ZACARDI, D. M.; SARAIVA, M. L.; VAZ, E. de M. Caracterização da pesca artesanal praticada nos lagos Mapiri e Papucu às margens do rio Tapajós, Santarém, Pará. **Rev. Bras. Eng. Pesca**, v. 10, n. 1, p. 31-43, 2017.

ANEXOS

Anexo 1 – Questionário aplicado nas comunidades ribeirinhas da região do Tapajós, Estado do Pará, Brasil – abril de 2017

QUESTIONÁRIO SOBRE A INVESTIGAÇÃO DO PROCESSO DE PRODUÇÃO ARTESANAL DE FARINHA DE MANDIOCA COMO FONTE DE CONTAMINAÇÃO ALIMENTAR POR Pb EM POPULAÇÕES RIBEIRINHAS NA BACIA DO RIO TAPAJÓS, ESTADO DO PARÁ

Número do Questionário:

Data:

Horário:

Entrevistador:

Nome da Comunidade:

Entrevistado:

CARACTERIZAÇÃO SÓCIODEMOGRÁFICA

Sexo: F () M ()

Idade:

Ocupação:

Escolaridade:

1. Principais fontes de renda da família:

1.

2.

3.

Tirar fotos da casa de farinha e do equipamento (pedir licença)

PARA DOCUMENTAR OUTRAS POSSÍVEIS FONTES DE EXPOSIÇÃO AO
CHUMBO

1. Você caça? Sim () Não () O quê? Frequência?

2. Você utiliza munições de chumbo? Sim () Não ()

3. Você fabrica suas munições? Sim () Não ()

4. Você pesca? Sim () Não () O quê? Frequência?

5. Utiliza pesos de chumbo para afundar as redes de pesca? Sim () Não ()

6. Você fabrica esses pesos de chumbo? Sim () Não ()

7. Sua casa tem encanações de metal? Sim () Não ()

8. Você faz soldagem? Sim () Não ()

9. Na sua casa, você utiliza objetos de metal que foram feitos artesanalmente?

Sim () Não ()

Quais objetos?

ORIGEM DAS CHAPAS METÁLICAS

10. Origem da chapa:

11. Material da chapa:

12. Se comprou nova? Sim () Não ()

13. Tempo de uso da chapa:

14. Tem garantia? Sim () Não ()

15. Preço da chapa metálica:

16. Qual a frequência de troca das chapas metálicas:

17. Qualidade da chapa: Ótima () Boa () Péssima ()

18. Explorar a origem de outras chapas utilizadas na comunidade:

PRODUÇÃO DE MANDIOCA

16. Qual a área plantada?

17. Qual a quantidade produzida de mandioca:

PRODUÇÃO DA FARINHA DE MANDIOCA

18. Produz farinha o ano todo?

19. Quais as pessoas que trabalham na torração?

20. Quais os tipos de farinha de mandioca que você produz? E para cada tipo, quantidade, para onde é vendida e o preço?

Tipo	quantidade	local	preço
------	------------	-------	-------

21. Produz outros produtos na chapa? Liste.

COMÉRCIO/VENDA DA FARINHA DE MANDIOCA

22. Você vende diretamente a farinha de mandioca produzida? Sim () Não ()

Comunidade () Município () Feira () Comércio ()

HÁBITOS DE CONSUMO DA FARINHA DE MANDIOCA

23. Qual o tipo de farinha que você consome?

Puba () farinha branca () tapioca () farinha com mistura-mandioca/macaxeira () farinha de macaxeira ()

24. Você comeu farinha de mandioca e seus derivados a vida toda? Sim () Não ()

25. Você, se fosse substituir a farinha de mandioca por outro alimento, qual seria?

26. Em qual/quais refeição/refeições consome farinha de mandioca?

Café da manhã ()

Almoço ()

Merenda ()

Jantar ()

Anexo 2. – Questionário aplicado nas feiras municipais de Santarém, Aveiro e Itaituba no Estado do Pará, Brasil – outubro de 2017

**QUESTIONÁRIO PARA APLICAÇÃO NAS FEIRAS DOS MUNICÍPIOS DE
AVEIRO/SANTARÉM/ITAITUBA NA BACIA DO RIO TAPAJÓS, ESTADO DO
PARÁ**

Número do Questionário: Data: Horário: h

Entrevistado:

Sexo: F () M ()

Nome da feira:

Município:

Comércio/venda da farinha

- Você produz ou não a farinha que vende?
Sim () Não ()
- Qual a origem das farinhas que você vende? E para cada lugar de origem, quais são os tipos de farinha?

Número da amostra	Origem
Tipo	
1	
2	
3	
4	
5	