



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS E BIOTECNOLOGIA
LABORATÓRIO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS

Dissertação de Mestrado

Contaminação de chumbo (Pb) em hortaliças e solos de cultivo em hortas
contrastantes do Norte Fluminense

LAVÍNIA TURINI VOLPINI

Orientador: Prof. Inácio Abreu Pestana (GEO/IQ/UFF)

Coorientador: Prof. Carlos Eduardo de Rezende (LCA/CBB/UENF)

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
FEVEREIRO–2025

FICHA CATALOGRÁFICA

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

V933

Volpini, Lavínia Turini.

Contaminação de chumbo (Pb) em hortaliças e solos de cultivo em hortas contrastantes do Norte Fluminense / Lavínia Turini Volpini. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2026.

44 f. : il.

Bibliografia: 21 - 44.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2026.

Orientador: Inácio Abreu Pestana.

Coorientador: Carlos Eduardo de Rezende.

1. Chumbo. 2. Hortaliças. 3. Contaminação. 4. São João da Barra. 5. ICP-AES. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

Contaminação de chumbo (Pb) em hortaliças e solos de cultivo em hortas
contrastantes do Norte Fluminense

LAVÍNIA TURINI VOLPINI

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação
em Ecologia e Recursos
Naturais da Universidade
Estadual do Norte Fluminense,
como parte das exigências para
a obtenção do título de Mestre
em Ecologia e Recursos
Naturais.

Orientador: Prof. Inácio Abreu Pestana (GEO/IQ/UFF)

Coorientador: Prof. Carlos Eduardo Rezende (LCA/CBB/UENF)

CAMPOS DOS GOYTACAZES-RJ

FEVEREIRO-2025

Contaminação de chumbo (Pb) em hortaliças e solos de cultivo em hortas
contrastantes do Norte Fluminense

LAVÍNIA TURINI VOLPINI

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Ecologia e
Recursos Naturais da Universidade
Estadual do Norte Fluminense, como
parte das exigências para a obtenção
do título de Mestre em Ecologia e
Recursos Naturais.

Aprovado em: 24/06/2026

Banca Examinadora:



Documento assinado digitalmente
ANNALIZA CARVALHO MENEGUELLI DE SOUZA
Data: 29/04/2026 11:00:35-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra Annaliza Carvalho Meneguelli de Souza (Doutora em Ecologia e Recursos
Naturais) – Instituto Federal Fluminense



Documento assinado digitalmente
WILSON THADEU VALLE MACHADO
Data: 26/04/2026 17:05:59-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Wilson Thadeu Valle Machado (Doutor em Geociências –Geoquímica–) –
GEO/IQ/UFF



Documento assinado digitalmente
MARINA SATIKA SUZUKI
Data: 26/04/2026 16:38:26-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Marina Satika Suzuki (Doutora em Biociência e Biotecnologia) –
LCA/CBB/UENF



Documento assinado digitalmente
CARLOS EDUARDO DE REZENDE
Data: 26/04/2026 13:33:23-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Carlos Eduardo de Rezende (Doutor em Ciências Biológicas - Biofísica) –
LCA/CBB/UENF (Coorientador)

Dr.Inácio Abreu Pestana (Dr. Em Ecologia e Recursos Naturais) – GEO/IQ/UFF
(Orientador)

“Conheça-te, aceita-te e supera-te”
(Santo Agostinho)

Dedico esta pesquisa a minha avó,
Francisca, que tinha o sonho de ser
bióloga.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me conceder saúde, discernimento e resiliência durante toda a trajetória do mestrado.

À minha família, principalmente aos meus pais e meu namorado, por todo apoio, incentivo, carinho, paciência e suporte emocional fundamentais ao longo desses dois anos. Principalmente meu namorado, que acompanhou de perto toda trajetória.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Inácio Abreu Pestana, pelo acolhimento, dedicação, paciência e disponibilidade ao longo de todo o desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu coorientador, Prof. Dr. Carlos Eduardo Rezende, por me aceitar em seu laboratório, e pelo suporte acadêmico e científico durante esse período.

À UENF, ao programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais e ao Laboratório de Ciências Ambientais por todo suporte e estruturas oferecidas durante este trabalho. Estendendo os agradecimentos aos técnicos Marcelo, Diogo, Mariana por todo o auxílio, apoio e conhecimento compartilhado.

Aos meus colegas do Laboratório de Ciências Ambientais e às amizades construídas ao longo desse período, que tornaram a trajetória do mestrado mais leve e significativa, em especial a Bruna, a Larissa e Karol.

À Juliana Azevedo, que me apresentou o PPGERN, me acolheu, aconselhou e deu suporte durante esse período.

Por fim, quero agradecer imensamente a FAPERJ, a CAPES e ao CNPq, tanto pelo apoio financeiro para a realização dessa pesquisa, quanto pela bolsa concedida a mim, durante esses dois anos.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURA	VII
LISTA DETABELAS	VIII
LISTA DE FIGURAS	IX
RESUMO.....	X
ABSTRACT	XI
1. Introdução.	1
2. Fundamentação Teórica	3
2.1 Chumbo(Pb).	3
2.2 Aspectos Toxicológicos e exposição humana.....	5
2.3 Legislação	6
2.3.1 Solo	6
2.3.2 Alimentação.....	6
2.4 São João da Barra	7
3. Objetivo.	8
4. Hipótese	8
5. Material e Métodos	8
5.1 Áreas de coleta.....	8
5.2 Amostragem.....	9
5.2.1 Solo	9
5.2.2 Hortaliças.....	10
5.3 Solubilização e Determinação do Chumbo	10
5.3.1 Solo	10
5.3.2 Hortaliças.....	11
5.4 Controle de Qualidade Analítica	11
5.5 Análise de Risco	12
5.6 Análises Estatísticas	12
6. Resultados e discussão.....	13
7. Conclusão.	21
8. Referências Bibliográficas.....	22

LISTA DE ABREVIATURAS

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária
ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry
Ci - Concentração do elemento na hortaliça
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
EDI - Ingestão Dietética Estimada
EUA – Estados Unidos da América
FAO – Food and Agriculture Organization
FDA - Food and Droug Administration
H₂O₂ - Peróxido de Hidrogênio
HCl - Ácido Clorídrico
HNO₃ - Ácido Nítrico
ICP-AES – Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma Acoplado Indutivamente
IR – Taxa de ingestão
OMS – Organização Mundial da Saúde
OPAS – Organização Pan-Americana da Saúde
Pb - Chumbo
PIB – Produto Interno Bruto
PS - Peso seco
PU - Peso Úmido
RJ-Rio de Janeiro
SJB – São João da Barra
SNC – Sistema Nervoso Central
TEL – Te-traetilchumbo
VI – Valores de Investigação
VP – Valores de Prevenção
VRQ – Valores de Referência de Qualidade

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Concentração de Pb (mg kg^{-1} , em peso úmido) no solo e nas hortaliças das áreas estudadas. O número de amostras analisadas (N) e àqueles cujos dados foram acima do limite de detecção ($N > LD$) estão apresentados, juntamente com a umidade de cada vegetal e amostra de solo 14

Tabela 2 - Concentrações de Pb (mg kg^{-1} , em peso úmido) em hortaliças e solos em trabalhos publicados na literatura..... 16

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Possíveis fontes naturais e antrópicas de metais nas águas e no solo (Fonte: CORTECCI, 2002).	4
Figura 2 - Mapa da área de estudo indicando os locais de coleta. Adaptado de Ramos (2021).....	9
Figura 3 – Concentração de chumbo (mgkg^{-1} , peso úmido) nos diferentes tecidos das hortaliças (raiz, folha e fruto), nas duas hortas (urbana e rural). A distância entre os valores de Pb foram logaritmizadas para otimizar a visualização dos dados. Nenhuma diferença significativa foi observada entre as hortas ($p= 0,37$) ou tecidos ($p = 0,06$).	19
Figura 4 - Risco de ingestão de Pb via consumo de hortaliças ($\mu\text{g dia}^{-1}$), nas hortas rural e urbana. A distância entre os valores de Pb foram logaritmizadas para otimizar a visualização dos dados. Nenhuma diferença estatística foi identificada na ingestão de Pb derivada do consumo de vegetais entre as áreas de coleta ($p = 0,56$).	20

RESUMO

A contaminação por chumbo (Pb) é uma preocupação ambiental e de saúde pública global, dada a sua natureza tóxica, ampla dispersão e capacidade de bioacumulação na cadeia trófica, culminando na absorção humana. Reconhecido como a segunda substância mais perigosa pela Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), o Pb exige monitoramento rigoroso. No contexto local, o município de São João da Barra, no Rio de Janeiro, possui extensas áreas de cultivo de hortaliças, muitas vezes sem fiscalização contínua, o que levanta questões sobre a segurança alimentar. Este estudo teve como objetivo avaliar as concentrações de Pb em hortaliças e solos de cultivo, coletados em dois períodos distintos, em hortas contrastantes (urbana e rural) neste município. A metodologia empregou a separação das hortaliças em raízes, folhas e frutos, seguidas de liofilização, solubilização ácida e análise por espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-AES), com limite de detecção de $0,001 \text{ mg kg}^{-1}$. Os resultados (média $\pm$ desvio-padrão, em mg kg^{-1} , peso úmido) para as hortaliças analisadas foram: abobrinha (0,139), acelga ($0,037 \pm 0,030$), aipim ($0,586 \pm 0,012$), alface crespa ($0,028 \pm 0,021$), alface lisa ($0,003 \pm 0,021$), berinjela ($0,433 \pm 0,214$), beterraba ($<LD$), cebolinha ($0,139 \pm 0,032$), cenoura ($0,159 \pm 0,061$), couve ($0,076 \pm 0,033$), jiló (0,013), pimentão (0,05) e quiabo ($<LD$). As maiores concentrações de Pb foram observadas nas raízes, seguidas pelas folhas e frutos, indicando o solo como a principal fonte de contaminação. A maioria das hortaliças apresentou concentrações abaixo do limite estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), com exceção do aipim, berinjela e couve. Não houve diferença significativa nas concentrações de Pb entre as hortas rural e urbana, e o risco de ingestão de Pb via consumo dessas hortaliças permaneceu abaixo do limite provisório de $12 \mu\text{g dia}^{-1}$ definido pela U.S. Food and Drug Administration (FDA). Em conclusão, o risco de efeitos adversos à saúde devido ao Pb na população estudada é considerado baixo, especialmente com uma dieta diversificada, embora as medianas dos valores estejam abaixo dos limites, com as exceções notadas. Contudo, cenários de aumento do consumo de vegetais para atender a requisitos nutricionais podem elevar esse risco. Portanto, um monitoramento contínuo é essencial para a prevenção de danos à saúde pública, alinhado a uma perspectiva de Saúde Única (One Health), que integra a saúde humana, animal e ambiental.

.

Palavras chave: chumbo, hortaliças, contaminação, São João da Barra e ICP-AES.

ABSTRACT

Lead (Pb) contamination is a global environmental and public health concern, given its toxic nature, widespread dispersion, and capacity for bioaccumulation in the food chain, ultimately leading to human absorption. Recognized as the second most hazardous substance by the Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Pb demands rigorous monitoring. In the local context, the municipality of São João da Barra, Rio de Janeiro, features extensive vegetable cultivation areas, often lacking continuous oversight, which raises questions about local food safety. This study aimed to assess Pb concentrations in vegetables and cultivation soils, collected during two distinct periods from contrasting urban and rural gardens within this municipality. Methodology involved separating vegetables into roots, leaves, and fruits, followed by freeze-drying, acid digestion, and analysis via inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES), with a detection limit of 0.001 mg kg⁻¹. The results (mean ± standard deviation, in mg kg⁻¹, wet weight) for the analyzed vegetables were: zucchini (0.139), Swiss chard (0.037 ± 0.030), cassava (0.586 ± 0.012), curly lettuce (0.028 ± 0.021), smooth lettuce (0.003 ± 0.021), eggplant (0.433 ± 0.214), beetroot (<LD), green onion (0.139 ± 0.032), carrot (0.159 ± 0.061), kale (0.076 ± 0.033), scarlet eggplant (0.013), bell pepper (0.05), and okra (<LD). The highest Pb concentrations were consistently observed in roots, followed by leaves and fruits, indicating soil as the primary source of contamination. While most vegetables exhibited Pb concentrations below the limit established by the Brazilian Health Regulatory Agency (ANVISA), cassava, eggplant, and kale exceeded these limits. No significant difference in Pb concentrations was observed between the rural and urban gardens, and the estimated Pb intake risk from consuming these vegetables remained below the provisional limit of 12 µg day⁻¹ set by the U.S. Food and Drug Administration (FDA). In conclusion, the health risk from Pb in the studied population is considered low, especially with a diversified diet, although median values are below limits, with noted exceptions. However, scenarios involving increased vegetable consumption to meet nutritional requirements could elevate this risk. Therefore, continuous monitoring is essential for preventing potential public health damage, aligning with a One Health perspective that integrates human, animal, and environmental health.

Keywords: lead, vegetables, contamination, São João da Barra, ICP-AES.

1. Introdução

A contaminação dos solos por metais tóxicos é uma preocupação em todo mundo (FRANCO,2019), pois entram na cadeia trófica apartir da sua absorção pelos vegetais. Os metais são naturalmente encontrados na crosta terrestre e a toxicidade decorre da sua natureza não biodegradável, alta reatividade e potencial de bioacumulação e biomagnificação ao longo das cadeias tróficas (DOS SANTOS et al., 2021; LEITÃO & LEITÃO, 2025).

Entre os metais potencialmente tóxicos, destaca-se o chumbo (Pb), reconhecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como um dos elementos químicos de maior risco à saúde humana em função de sua elevada toxicidade (COSTA, 2023). Na lista de prioridades de substâncias da Agência para Substâncias Tóxicas e Registros de Doenças (ATSDR), o Pb ocupa a segunda posição, sendo considerado uma substância de potencial ameaça para a saúde humana (ATSDR,2020). Na crosta terrestre, a concentração média de Pb é de 14 mg kg⁻¹ (LIDE, 2016), porém sua ampla dispersão e o aumento de atividades antropogênicas têm causado elevação desses valores nos solos (BARROCAS, 2013)

O uso de compostos de Pb pelo ser humano tem se modificado ao longo do tempo, acompanhando o desenvolvimento industrial. Segundo Lacerda et al. (2023), a contaminação atmosférica em nível global teve início em 1923, quando a *Ethyl Corporation* desenvolveu a fabricação do te-traetilchumbo (TEL) para uso na gasolina como agente antidetonante nos Estados Unidos da América. Entre as décadas de 1930 e 1960, observou-se um aumento em casos de exposição ocupacional de trabalhadores em setores industriais, como fundição primária, fabricação de baterias e indústria gráfica (PAOLIELLO & DE-CAPITANI, 2006; BARROCAS, 2013). Nos anos 1960, a ascensão do movimento ambientalista nos EUA colocou novamente em discussão os riscos associados ao uso do te-traetilchumbo na gasolina, mas a comercialização só foi banida como consequência de uma lei federal de controle de poluentes atmosféricos aprovada em 1970 (VIANA & PORTO, 2012). Além disso, o uso desse composto na gasolina só foi completamente eliminado em 2021, fazendo com que os solos de hoje ainda tenham concentrações legadas de Pb elevadas (LACERDA et al., 2023).

Além de sua presença em processos metalúrgicos, atividades de mineração, fundição, combustão de combustíveis fósseis e incineração de resíduos, o Pb também está presente em fertilizantes e corretivos agrícolas, contribuindo para o aumento da exposição humana, visto que as principais vias de exposição da população são através do trato respiratório e via digestiva (BARROCAS, 2013, ALVEZ, 2021, CETESB, 2022).

As hortaliças, também chamadas de legumes ou verduras, são plantas não lenhosas, com ciclo biológico curto, cultivadas em áreas pequenas, e muito utilizadas na alimentação humana por serem fontes de nutrientes essenciais, vitaminas, minerais, fibras e antioxidantes (GUPTA et al., 2021; RIBEIRO & BORGES, 2022). Quando cultivadas em solos contaminados ou nas proximidades de áreas poluídas, as plantas podem absorver o Pb e comprometer diversos processos fisiológicos (LIMA et al., 2013), transferindo esse contaminante para o ser humano.

A absorção do Pb do solo pelas raízes ocorre por meio da membrana plasmática, por canais catiônicos (ROMEIRO et al., 2007). As plantas, no geral, restringem o transporte de Pb para a parte aérea, acumulando-o preferencialmente nas raízes, devido ao bloqueio na endoderme e pela retenção realizada por cargas negativas presentes nas paredes celulares das raízes (POURRUT et al., 2011; LIMA et al., 2013). Todavia, algumas espécies de vegetais são hiperacumuladoras, possuindo capacidade de absorver maiores quantidades de metais tóxicos utilizando canais iônicos e proteínas transportadoras através das raízes e armazená-los em órgãos aéreos, em vacúolos e paredes celulares, bem como em organelas de desintoxicação (GHORI et al., 2016; KRÓWCZYNSKA & PIETROWSKA-BOREK, 2025).

O excesso de Pb causa vários sintomas de toxicidade em plantas, pode alterar a germinação das sementes, aumentar a suscetibilidade à seca e afetar processos vitais, como fotossíntese, mitose, respiração celular, absorção de água e nutrição mineral. Além disso, o Pb pode provocar modificações na permeabilidade das membranas celulares e distúrbios metabólicos que reduzem o crescimento e o desenvolvimento vegetal (SOARES et al., 2001 apud DE SOUZA et al., 2016).

Apresença do Pb em partes comestíveis de hortaliças cultivadas em solos contaminados representa um risco à segurança alimentar. Como balizador de situações de risco, a FDA (Food and Drug Administration: Administração de Alimentos e Medicamentos dos EUA) desenvolveu o nível de referência provisório (IRL) de $12,5 \mu\text{g dia}^{-1}$ como nível máximo de ingestão diária de Pb que, se extrapolado, está associado a efeitos adversos em seres humanos (DOLAN et al. 2020). A exposição crônica ao Pb em concentrações acima do limite desenvolvido pela FDA pode gerar distúrbios gastrointestinais, neuromusculares e no Sistema Nervoso Central (SNC) (SCHIFER et al., 2005, WHO, 2025). No Brasil, devido ao risco apresentado pela presença do metal no meio ambiente, o Ministério do Meio Ambiente, por meio do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, estabeleceu limites para os níveis de contaminantes em solos, dentre eles o Pb, através da resolução nº 420/2009. Posteriormente, visando resguardar a saúde da população, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA – determinou limites máximos permitidos de contaminantes em alimentos (ANVISA, 2013). Estas legislações se fazem necessárias para a proteção do meio ambiente e da população. Esses limites serão apresentados posteriormente no item 2.3 deste trabalho.

No norte do Estado do Rio de Janeiro a agricultura familiar é intensamente praticada há várias décadas e o município de São João da Barra - RJ tem essa atividade como o principal ramo da economia (DA SILVA-BURLA et al., 2015). Nesse sentido esse trabalho visa a avaliação da contaminação de Pb em hortaliças e solos de cultivo em hortas contrastantes do Norte Fluminense.

2. Fundamentação Teórica

2.1 Chumbo(Pb)

O chumbo (Pb) é um metal de coloração cinza-azulada, sem odor e de alta maleabilidade, além de ser altamente resistente à corrosão. Ele pertence ao grupo dos metais não ferrosos, está localizado na coluna 4A da tabela periódica, possui número atômico 82 e massa atômica $207,21 \text{ g mol}^{-1}$. (PANTALEÃO & CHASIN, 2014; NASCIMENTO et al., 2021).

O Pb é encontrado em depósitos de minério de Pb concentrados e de fácil acesso, raramente em sua forma metálica, sendo normalmente encontrado

como um mineral combinado com enxofre ou oxigênio (ATSDR,2020). Entre os principais minerais estão galena (PbS), que em seu estado puro possui Pb em 86,6% de sua composição, a Cerusita (PbCO₃) e a Anglesita (PbSO₄) (CULLEN & MCALISTER, 2017; PANTAROTO, 2008; NASCIMENTO et al., 2021).

As atividades naturais, como as emissões vulcânicas, o intemperismo físico e químico de rochas e as emissões de aerossóis marinhos contribuem para a dinâmica do Pb no ambiente, visto que se trata de um elemento de ocorrência natural e presente na crosta terrestre (DE SOUZA et al., 2016; ALVEZ, 2021; WHO, 2025). Entretanto, vários processos antropogênicos globais aumentaram a distribuição do elemento nos diferentes compartimentos ambientais e consequentemente o aumento da exposição humana ao Pb (Figura 1).

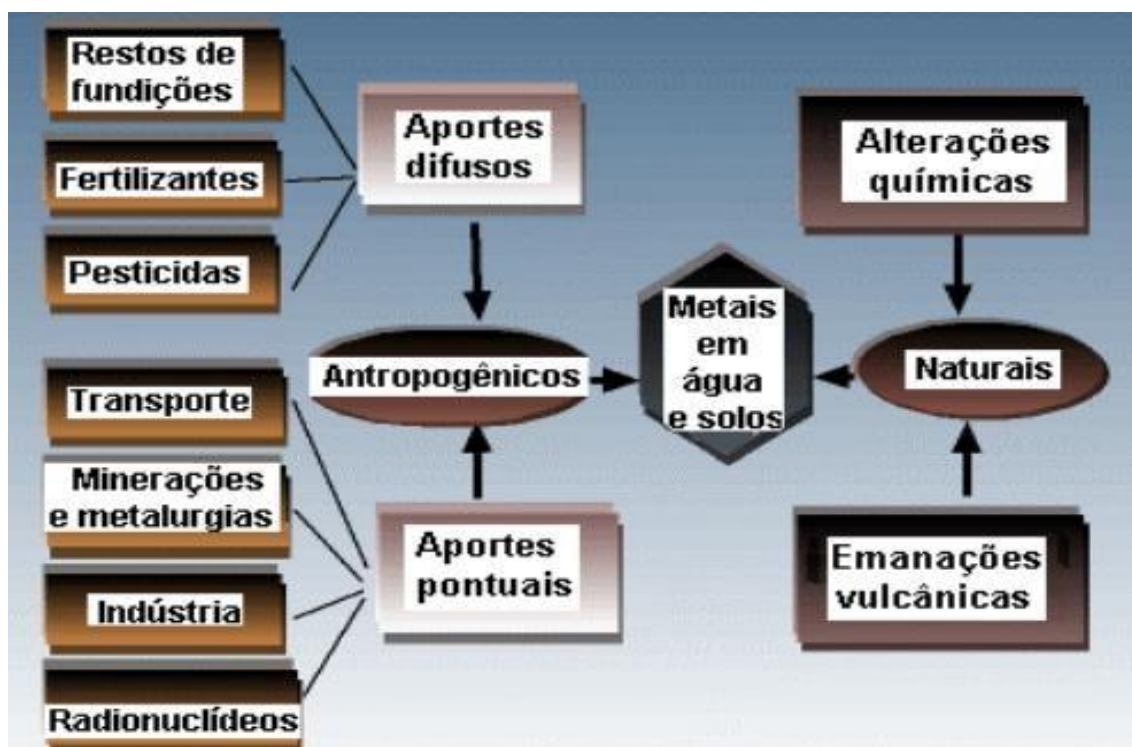


Figura 1 - Fontes naturais e antrópicas de metais nas águas e no solo (Fonte: CORTECCI, 2002).

A concentração de Pb no solo é, em geral, naturalmente baixa, visto que a concentração média na crosta terrestre é de 14mgkg⁻¹ (LIDE, 2016). Contudo, a contaminação da cadeia trófica ocorre quando a quantidade disponível desse metal no ambiente excede a capacidade de retenção do solo, tornando-o

passível de ser absorvido pelas plantas ou transportado para os lençóis freáticos (FERNANDES et al., 2011; DE-ARAUJO et al., 2019; CETESB, 2022)

O Pb tende a se acumular nas camadas superficiais do solo, especialmente nos primeiros 10 cm (FRANCO, 2019). Seu comportamento está diretamente relacionado às características físico-químicas do solo, apresentando baixa solubilidade e reduzida mobilidade vertical, principalmente em solos com pH neutro a alcalino, alto teor de argila e presença significativa de matéria orgânica (MUNHOZ, 2010; OLIVEIRA, 2017; CETESB, 2022).

De acordo com Munhoz (2010), a contaminação do solo é um processo cumulativo e de caráter persistente, resultando no aumento progressivo das concentrações de Pb na camada superficial. Dessa forma, estabelece-se uma relação direta entre o acúmulo do metal no solo e sua disponibilidade para absorção pelas raízes das plantas. A absorção de Pb por espécies vegetais constitui um importante fator de risco à saúde humana, uma vez que representa uma das principais vias de entrada do metal na cadeia alimentar.

Um dos casos mais emblemáticos de contaminação por chumbo no Brasil ocorreu em uma fábrica conhecida como Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda., anteriormente denominada Companhia Brasileira de Chumbo (COBRAC), responsável pela produção de ligas de chumbo no município de Santo Amaro-BA, entre os anos de 1960 e 1993. Durante este período, estima-se que foram produzidas cerca de 490 mil toneladas resíduo sólido (escória) contendo em seu peso até 4% de óxido de chumbo (PbO), traços de cádmio (Cd) e outros metais. O impacto foi agravado devido à disposição inadequada e à cessão dos resíduos sólidos, utilizados na pavimentação de jardins, quintais, vias públicas e obras privadas, enquanto efluentes líquidos oriundos do processo metalúrgico foram lançados diretamente no Rio Subaé, contribuindo para a ampla dispersão do contaminante no ambiente e disponibilidade do metal para a população (MACHADO et al., 2020; DOS SANTOS & DOS ANJOS, 2022; DE LIMA et al., 2025).

2.2 Aspectos Toxicológicos e exposição humana

A intoxicação por Pb é conhecida por saturnismo ou plumbismo. Segundo Figueiredo et al (2012), as principais vias de contaminação do chumbo são por inalação e oral e, em casos raros, podem ser absorvidos pela

pele. Mais de 80% do Pb que é absorvido diariamente no organismo é oriundo da ingestão de alimentos, sujeiras e poeiras contendo o metal (DOLAN et al. 2020; CETESB, 2022).

Ao entrar no organismo, o Pb é distribuído majoritariamente de três formas: no sangue (99% no plasma, 1%, nas hemácias), no tecido ósseo e nos tecidos moles (fígado, rins, cérebro, pulmões, baço) (ALVEZ, 2021; LEMOS et al, 2024; WHO, 2025). O metal não desempenha qualquer função metabólica no organismo humano. Entretanto, exerce efeitos deletérios por meio de diversos mecanismos bioquímicos. Um dos principais refere-se à elevada afinidade do metal por grupos sulfidríla ($-SH$) presentes em enzimas, receptores de membrana e proteínas essenciais aos processos metabólicos. Além disso, a similaridade química do Pb com íons cálcio e zinco interfere em mecanismos de regulação energética, podendo resultar em efeitos mutagênicos e mitogênicos (HENRETIG, 2011 in FIGUEIREDO et al., 2012).

A intoxicação aguda por Pb acontece quando a exposição ocorre em curto prazo e altas doses. Mesmo sendo menos frequente, os sintomas incluem: náuseas, vômitos, dor abdominal, fadiga, irritabilidade, insônia, dor de cabeça, redução da libido e comprometimento de diversos órgãos (LEMOS, 2023; WHO, 2025). Por outro lado, os efeitos da exposição crônica incluem: manifestações hematológicas (anemia), distúrbios neurológicos (dor de cabeça, irritabilidade, depressão, letargia, convulsões, fraqueza muscular, ataxia, tremores e perda auditiva), distúrbios gastrointestinais (cólica abdominal) e disfunção renal (ATSDR, 2020; WHO, 2025).

2.3 Legislação

2.3.1 Solo

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA – foi o responsável pela Resolução de nº 420/2009 (CONAMA, 2009) que dispõe sobre os 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. Nesta resolução estão estabelecidos os valores de referência de qualidade (VRQ), valores de prevenção (VP) e valores de investigação (VI).

O VRQ é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, devido à heterogeneidade dos solos e cada Estado é responsável por estabelecer este limite. O valor de prevenção (VP) para o chumbo é de 72 mg kg^{-1} , correspondendo à concentração máxima permitida para que o solo mantenha suas funções essenciais. Já o valor de investigação (VI) é de 180 mg kg^{-1} para solos agrícolas e de 300 mg kg^{-1} para solos residenciais, representando as concentrações de Pb que podem oferecer riscos à saúde humana, de forma direta ou indireta (CONAMA, 2009).

2.3.2 Alimentação

Segundo Dolan et al. (2020), a FDA foi responsável por estabelecer o limite de ingestão de $12,5 \text{ } \mu\text{g dia}^{-1}$ de Pb para que não ocorra efeitos adversos no organismo humano. Dito isso, a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) publicou uma norma geral para contaminantes e toxinas em alimentos e rações, determinando valores de referência para alguns tipos de alimentos. O limite máximo permitido de Pb nos vegetais crucíferos, raízes e tubérculos é de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto para os legumes folhosos o limite é de $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ (FAO, 2015). Estes valores tiveram como base análises de dose-respostas descritas nos documentos da 73ª reunião do comitê conjunto de especialistas em aditivos alimentares da FAO/OMS (FAO, 2010).

No Brasil, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) publicou a resolução - RDC N° 42/2013 para monitorar e regular os níveis de Pb nos alimentos, considerando que é essencial manter o conteúdo de contaminantes em níveis toxicológicos aceitáveis visando proteger a saúde pública (ANVISA, 2013). Neste documento os limites máximos permitidos de Pb em frutos, raízes e tubérculos é de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto para hortaliças de folha o limite é de $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$, seguindo as indicações da FAO.

2.4 São João da Barra

O município de São João da Barra localiza-se no norte do Estado do Rio de Janeiro, em área pertencente ao litoral fluminense, limitando-se com São Francisco de Itabapoana e Campos dos Goytacazes. O PIB *per capita* está na 3ª posição no Estado e 24ª no país. De acordo com o censo mais recente, a população está estimada em 38.740 habitantes em uma área territorial de

452,39 km² (IBGE, 2025).

O município está localizado em uma área estratégica, principalmente por seu acesso ao oceano Atlântico, utilizado desde o período colonial para o escoamento da produção açucareira. Na década de 1970, a valorização da região intensificou-se com a descoberta de petróleo, cuja extração teve início em 1977. Atualmente, o município destaca-se pelo desenvolvimento do Complexo Portuário do Açu, voltado para atividades de mineração, com foco nos setores de óleo e gás (ALVES, 2015; SÃO JOÃO DA BARRA, 2025).

Embora o estudo da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) tenha classificado o município como inapto à agricultura, parte das comunidades locais desenvolveu-se com base na economia agrícola. Mesmo diante de dificuldades, essas comunidades possuem uma produção significativa, destacando-se os cultivos de abacaxi, mandioca, maxixe e quiabo, além da pecuária (CPRM, 2000; DA SILVA-BURLA et al, 2015; RAMOS, 2019).

3. Objetivo

Este trabalho tem como objetivo determinar a concentração de Pb no solo e em hortaliças de duas áreas no município de São João da Barra —uma horta rural e uma horta urbana — a fim de compará-las com o limite máximo definido pela legislação brasileira e avaliar se os níveis encontrados representam risco à saúde humana.

4. Hipótese

Considerando a maior influência de fontes antropogênicas de Pb em ambientes urbanizados, espera-se que solos e vegetais da horta localizada na área urbana apresentem concentrações mais elevadas deste metal em comparação à horta situada em área rural. Além disso, como a horta urbana é uma área de cultivo de vegetais para venda, com uso de adubos e fertilizantes, isso seria mais uma forçante para diferenciação das concentrações.

5. Material e Métodos

5.1 Áreas de coleta

As coletas foram realizadas em dois períodos, agosto de 2017 e maio de 2018, no município de São João da Barra-RJ (**Figura 2**). A horta urbana é uma área de cultivo de vegetais para venda, com uso de fertilizantes, e se posiciona ao lado da avenida principal da cidade com trânsito constante de veículos. Por outro lado, a horta rural é uma área de cultivo para produção e consumo próprio, sem uso de fertilizantes e distante de tráfego de veículos, cujo acesso se dá por estrada de chão. Ambas possuem irrigação por poços artesianos.

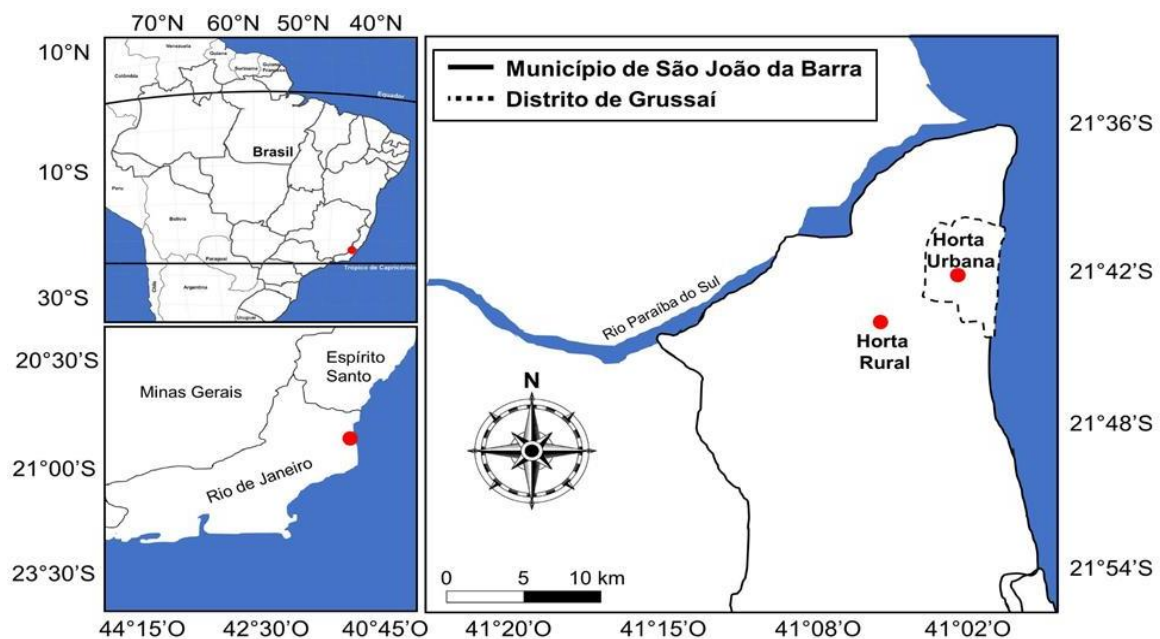


Figura 2 - Mapa da área de estudo indicando os locais de coleta. Adaptado de Ramos (2021).

5.2 Amostragem

Amostras de solo e de hortaliças foram coletadas, acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados, armazenadas em caixas isotérmicas refrigeradas e transportadas ao Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense (LCA/UENF) para posterior análise.

5.2.1 Solo

As amostras de solo (Tabela 1) foram coletadas em pontos sob

influência direta da irrigação, sendo retirada apenas a porção superficial, com profundidade máxima de 20 cm. A amostra final de cada área foi composta pela soma das alíquotas coletadas próximas às raízes das hortaliças e ao longo de toda a extensão da horta. Posteriormente, as amostras foram peneiradas na fração < 2 mm, acondicionadas em tubos Falcon e submetidas ao processo de liofilização.

5.2.2 Hortaliças

As hortaliças foram escolhidas conforme disponibilidade em ambas as hortas. Foram coletadas: abobrinha (*Cucurbita pepo*), acelga (*Beta vulgaris var. cicla*), aipim (*Manihot esculenta*), alface crespa (*Lactuca sativa var. crispa*), alface lisa (*Lactuca sativa*), berinjela (*Solanum melongena*), beterraba (*Beta vulgaris*), cenoura (*Daucus carota*), cebolinha (*Allium schoenoprasum*), couve (*Brassicaoleracea L.var. acephala*), jiló (*Solanum aethiopicum*), pimentão (*Capsicum annum*) e quiabo (*Abelmoschus esculentus*).

Após a coleta, as hortaliças foram desmembradas em raízes, frutos e folhas, quando presentes, utilizando uma tesoura de aço inoxidável. As amostras vegetais foram lavadas com água ultrapura (Milli-Q – Milipore, Model Integral A10, Molsheim, France), e as raízes passaram por um segundo processo de lavagem com HCl 5%, a fim de remover partículas aderidas. Em seguida, cada parte foi homogeneizada para formar uma amostra composta, armazenada em tubos Falcon, e submetida ao processo de liofilização. A homogeneização das amostras secas foi realizada utilizando-se um moinho de facas (Model MA048, Moinho Marconi, SP, Brazil).

5.3 Solubilização e Determinação do Chumbo

Todas as amostras (vegetais e solo) foram pesadas antes e após o processo de liofilização para a obtenção do peso úmido (PU) e do peso seco (PS). A porcentagem de água foi calculada e utilizada, posteriormente, para a apresentação das concentrações com base no peso úmido de cada matriz, visto que as análises realizadas para definir as legislações são em base úmida.

As concentrações de Pb nas amostras de solo e de vegetais foram determinadas por ICP-AES (Liberty Series II, Varian, Austrália). O volume total

da solução foi aferido com água ultrapura até 25 mL e homogeneizado. O limite de detecção para as amostras de vegetais e solo foi de 0,001 mg kg⁻¹.

5.3.1 Solo

A digestão do solo realizada foi do tipo pseudo-total. A partir de uma alíquota de 0,5 g de solo, foram adicionados 8 mL de água régia (3 HCl 37% : 1 HNO₃ 65%) em tubos de vidro, os quais foram aquecidos gradativamente em bloco digestor com dedo frio até 135 °C.

As amostras foram filtradas após a obtenção de uma solução transparente, com corpo de fundo branco. Após o resfriamento, a filtragem foi realizada com papel Whatman® 40, e o volume foi aferido em proveta de 50 mL com água ultrapura (RAMOS et al., 2021).

5.3.2 Hortaliças

Uma alíquota de 0,3 g das amostras foi disposta em tubos de vidro. Foram adicionados 10 mL de H₂O₂ 30% e 5 mL de HNO₃ 65%. As amostras foram submetidas a banho de gelo e mantidas em repouso por 16 horas (durante a noite).

Após o tempo de reação inicial, o aquecimento em bloco digestor foi iniciado lentamente até 120 °C, com dedo frio, até a completa solubilização das amostras. Após o resfriamento, o extrato final foi filtrado em papel Whatman® 40 e aferido em proveta de 50 mL com água ultrapura (RAMOS et al., 2021).

5.4 Controle de Qualidade Analítica

A precisão e a exatidão do método foram avaliadas por meio de réplicas analíticas e amostras certificadas, sendo os brancos adicionados a cada bateria de análises. A amostra certificada NIST 1646A (solo) apresentou recuperação de 95% para Pb, com coeficiente de variação inferior a 10%.

Para o material vegetal, a amostra certificada utilizada foi a Apple Leaves NIST 1515, apresentando recuperação de 90% para Pb e coeficiente de variação inferior a 10%.

Todos os frascos e vidrarias foram previamente descontaminados em

soluções contendo reagentes de grau analítico, em três etapas consecutivas, cada uma com duração de 24 horas: Extran® 5%, HCl 5% e HNO₃ 5%. As lavagens foram finalizadas com enxágue por três vezes com água ultrapura. Reagentes de grau analítico (Merck®) foram utilizados em todas as etapas dos procedimentos adotados.

5.5 Análise de Risco

Para a análise do risco de ingestão de Pb através do consumo de hortaliças, utilizou-se a abordagem adaptada de ingestão diária estimada proposta por Caldas et al. (2016):

$$EDI = C_i \cdot IR,$$

em que EDI é a ingestão dietética estimada do elemento *i* (µg dia⁻¹); *C_i* é a concentração do elemento *i* na hortaliça (µg g⁻¹, peso úmido); IR é a taxa de ingestão (46,1 g dia⁻¹; CANELLA et al., 2018).

Como os resultados desse estudo são referentes a diferentes partes das hortaliças (raiz, caule e fruto) e o consumo de vegetais por dia é uma mistura dessas fontes, essas diferentes partes foram consideradas em um único *pool* de amostras para realização dos cálculos. Os resultados foram comparados com o limite provisório para ingestão de Pb (12,5 µg dia⁻¹; DOLAN et al., 2020).

5.6 Análises Estatísticas

As análises estatísticas descritas e inferenciais deste trabalho foram realizadas no programa R, por meio da interface RStudio (R Core Team, 2024; Posit Team, 2024). As estatísticas descritivas utilizadas foram a média e o desvio-padrão para os tecidos vegetais e amostras de solo. Entre as hortas urbana e rural e tecidos vegetais analisados, foi aplicada uma análise de variância do tipo Two-Way ANOVA, seguida do teste de comparações múltiplas de Tukey para avaliar diferenças significantes. Em todos os casos aplicáveis, foi assumido um erro tipo I de 5% (α = 0,05). A premissa da ANOVA foi validada utilizando-se gráficos diagnósticos (ALTMAN E KRZYWINSKI, 2016).

6. Resultados e discussão

As concentrações de chumbo (Pb) no solo das suas áreas e nos dois períodos de coleta não apresentaram diferença significativa ($p=0,34$, **Tabela 1**).

As concentrações de Pb nas amostras de solo foram comparadas com os valores de prevenção e investigação estabelecidos pela Resolução nº 420/2009 (CONAMA, 2009). Na horta urbana, o primeiro e o segundo período de coleta apresentaram, respectivamente, 93% e 94% valores abaixo do valor de prevenção (VP), e 64% e 73% menor que a concentração média da crosta terrestre. Na horta rural, os resultados da primeira e segunda coleta indicaram valores 97% e 93% abaixo do VP, e 84% e 64% abaixo da concentração média da crosta (CONAMA, 2009; CRC Press, 2016).

A mobilidade e a biodisponibilidade do Pb no solo são controladas principalmente por propriedades do solo, como pH, teor de matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, textura e espécies minerais, especialmente aquelas que constituem a fração argilosa (MARTÍNEZ-VILLEGAS et al., 2004). O resultado encontrado está relacionado ao tipo de solo da região, situada na Zona Agroecológica de Planície Costeira Arenosa, onde predominam os Espodosolos, caracterizados por elevada acidez, alto teor de alumínio, textura arenosa, presença de horizonte de impedimento e baixa fertilidade natural (DE SOUZA, 2018; EMBRAPA, 2021). O trabalho realizado por Buschle (2013) verificou a presença e buscou elucidar sobre a disposição de elementos-traços em diferentes tipos de solo, e foi constatado que existe uma clara tendência dos teores de elementos-traço serem inferiores nos Espodosolos em relação às outras ordens de solo, principalmente por ser mais arenoso quando comparados aos outros tipos.

Em relação aos vegetais, as concentrações de Pb das hortaliças coletadas em ambas as áreas, em sua maioria, apresentaram valores próximos ou inferiores ao limite máximo de Pb permitido nos vegetais, descritos na Resolução RDC Nº 42/2013 da ANVISA (**Tabela 1**). Exceções foram encontradas nas amostras de raiz e folha de berinjela (*Solanum melongena*) coletadas na horta urbana e nas amostras de Aipim (*Manihot esculenta*) coletadas em ambas as hortas no período de Maio/2018.

A berinjela (*Solanum melongena*), um vegetal popular, é amplamente cultivada por seus frutos, sendo rica fonte de compostos fenólicos e alcaloides e possuindo diversos efeitos farmacológicos, incluindo ação antioxidante, anti diabética, anti-hipertensiva e anti-hiperlipidêmica (Al et al., 2018; YARMOHAMMADI et al.,2021). A berinjela coletada na horta urbana apresentou altas concentrações de Pb nas folhas (0,571mg kg⁻¹), raiz (0,433 mg kg⁻¹) e fruto (0,187mg kg⁻¹).O valor encontrado nas folhas foi superior a raiz. De acordo com a literatura, a tendência de acúmulo de Pb em vegetais é raiz > parte aérea > fruto (CHATURVEDI et al.,2018). Entretanto, Alamer & Galal (2022) observaram concentrações mais elevadas nos frutos (28,33 mg kg⁻¹) em comparação com a raiz (16,85 mg kg⁻¹) e a parte aérea (14mg kg⁻¹) estudandoa acumulação de Pb em berinjela (Tabela 2). Os autores explicam que esses resultados podem ser decorrentes de uma falha no sistema de defesa antioxidante da planta, visto que, o Pb interage fortemente com grupos sulfídricos (-SH) presentes no sítio ativo das enzimas, podendo afetar a atividade enzimática de diferentes rotas metabólicas, ativando-as ou inibindo-as (OLIVEIRA, 2012). Segundo Soares et al. (2001), essas interações podem induzir alterações na diferenciação do próprio sistema vascular, uma vez que, em concentrações menores, alcançam as folhas, podendo alterar a estrutura e a funcionalidade das células fotossintéticas (SOUZA et al., 2016).

Tabela1 – Concentração de Pb (mg kg⁻¹, em peso úmido) no solo e nas hortaliças das áreas estudadas. O número de amostras analisadas (N) e àqueles cujos dados foram acima do limite de detecção (N>LD) estão apresentados, juntamente com a umidade de cada vegetal e amostra de solo.

Área	Data	Amostra	Tecido	Pb(mg kg ⁻¹)	N	N>LD	Umidade	
Horta Urbana	ago/17	Acelga	Folha	0,037± 0,030	6	6	93%	
		Alface Crespa	Folha	0,028± 0,021	3	3	96%	
		Alface Lisa	Folha	0,003± 0,001	3	2	95%	
		Beterraba	Folha	<LD	3	0	92%	
		Cenoura	Folha	0,159± 0,061	3	2	81%	
		Couve	Folha	0,076± 0,033	3	3	89%	
		Berinjela	Fruto	<LD	3	0	87%	
		Beterraba	Raiz	0,047	3	1	88%	
		Cenoura	Raiz	<LD	3	0	84%	
		Solo			4,986 ± 0,942	9	9	20%
		mai/18	Aipim	Folha	0,586± 0,012	3	2	77%
	Alface		Folha	0,078± 0,026	3	3	96%	
	Alface Lisa		Folha	<LD	3	0	93%	
	Berinjela		Folha	0,571± 0,135	6	4	66%	
	Cebolinha		Folha	0,139± 0,032	3	3	93%	
	Couve		Folha	0,333± 0,297	6	4	88%	
	Berinjela		Fruto	0,187	3	1	87%	
	Alface Lisa		Raiz	0,231± 0,110	2	2	91%	
	Berinjela		Raiz	0,433± 0,214	3	2	74%	
	Cebolinha		Raiz	0,277± 0,170	3	2	89%	
	Couve		Raiz	0,391	2	1	85%	
	Solo			3,812± 0,759	3	3	22%	
Horta Rural	ago/17	Aipim	Folha	0,061	3	1	70%	
		Alface	Folha	0,042± 0,022	3	3	94%	
		Abobrinha	Fruto	0,139	3	1	81%	
		Jiló	Fruto	0,013	3	1	90%	
		Pimentão	Fruto	0,050	3	1	93%	
		Quiabo	Fruto	<LD	3	0	83%	
		Aipim	Raiz	<LD	3	0	75%	
		Solo			2,125± 0,754	3	3	14%
	mai/18	Aipim	Folha	0,679±0,244	3	3	72%	
		Aipim	Raiz	0,749± 0,222	2	2	72%	
		Solo			4,681± 0,200	3	3	5%
Valores orientadores das concentrações de Pb (mgkg ⁻¹) para qualidade do solo(CONAMA,2009)					72 ^a /180 ^b /300 ^c			
^a Valor de prevenção / ^b Valor de investigação para solos agrícolas / ^c Valor de investigação para solos residenciais								
Limite máximo de Pb (mg kg ⁻¹) permitido nos vegetais (ANVISA, 2013)					0,1 ^d /0,3 ^e /0,1 ^f			
^d Raiz/ ^e Folhas / ^f Fruto								

O aipim (*Manihotesculenta*) apresentou as concentrações mais elevadas de Pb entre todas as espécies estudadas, tanto nas folhas ($0,679 \pm 0,244 \text{ mg kg}^{-1}$ na horta rural) quanto nas raízes ($0,749 \pm 0,222 \text{ mg kg}^{-1}$ na horta rural), ambas excedendo o limite máximo permitido pela ANVISA (2013). Este resultado é particularmente preocupante, considerando que o aipim constitui o segundo alimento energético mais importante globalmente, sendo consumido por cerca de 1 bilhão de pessoas, principalmente em países em desenvolvimento (EMBRAPA, 2021). Na Nigéria, foram realizadas análises para avaliar o risco associado ao consumo de vegetais cultivados em áreas de aterro sanitário. No aipim (*Manihot esculenta*), alimento amplamente consumido no país, foi observada uma concentração de Pb de $0,608 \text{ mg kg}^{-1}$ (**Tabela 2**), resultado próximo ao encontrado neste trabalho. A estimativa de ingestão diária indicou um consumo de $266 \mu\text{g dia}^{-1}$, valor que ultrapassa o limite de ingestão diária tolerável estabelecido pela FDA, configurando um potencial risco à saúde da população exposta (OHIAGU et al., 2020).

A elevada capacidade de acumulação de Pb pelo aipim pode ser explicada por sua composição lignocelulósica, que apresenta grande quantidade de grupos funcionais oxigenados (hidroxila, carboxila) que atuam como sítios ativos de ligação para cátions metálicos, especialmente Pb^{2+} (WANG & CHEN, 2009; EL-RAYYES et al., 2025). Ramos et al. (2024) demonstraram o potencial de biossorção de Pb pela casca do aipim, confirmando a afinidade desta espécie pelo metal. Esta mesma propriedade que torna o aipim útil para fitorremediação o torna também um acumulador eficiente quando cultivado em solos contaminados (KRIBEK et al., 2014; UDIBA et al., 2020).

A abobrinha também está sendo estudada como um potencial fitorremediador em solos contaminados, devido a sua capacidade de translocação dos metais para seus órgãos florais, apesar de não ser considerada uma hiperacumuladora (XUN et al., 2017). As concentrações encontradas no fruto da abobrinha foram de $0,13 \text{ mg kg}^{-1}$, ligeiramente acima do limite máximo permitido de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ (ANVISA, 2013). No Novo México, Samuel-Nakamura et al. (2019) coletaram amostras de *Cucurbita pepoe* numa área impactada por resíduos de mineração que aconteceram entre 1940-1980. As concentrações de Pb no solo foram de $6,89 \text{ mg kg}^{-1}$ e na hortaliça $0,24 \text{ mg kg}^{-1}$.

kg⁻¹ (**Tabela 2**). A ingestão humana calculada (11,06 µg dia⁻¹) não excedeu os níveis consideráveis tolerados pela FDA, e os autores consideram que não há risco pelo consumo desses alimentos, mesmo sendo este bem próximo do limite definido pela FDA.

Tabela 2 – Concentrações de Pb (mg kg⁻¹, em peso úmido) em partes comestíveis de hortaliças e solos em trabalhos publicados na literatura.

Hortaliça	Concentração de Pb (mg kg ⁻¹)	Concentração de Pb nos solos (mg kg ⁻¹)	Locais	Referência
Abobrinha	0,248	6,89	Novo México	Samuel-Nakamura et al., 2019
Acelga	0	4,1	Turquia	Amanpour et al., 2025
Aipim	0,608	2,5	Nigéria	Ohiagu et al., 2020
Alface	0,06	197	Kansas	Attanayake et al., 2021
Berinjela	16,85	51,86	Cairo	Alamer & Galal, 2022
Cebolinha	0,16	32,6	Eslováquia	Jakubčinová et al., 2025
Couve	0,1	300	Botsuana	Emongor, 2007

As hortaliças folhosas são frequentemente associadas a dietas saudáveis, por apresentarem em sua composição baixos teores de gorduras e calorias, além de níveis significativos de micronutrientes (DE-CARVALHO et al., 2006). Com exceção da couve, as concentrações de Pb determinadas em hortaliças folhosas permaneceram abaixo dos valores permitidos pela ANVISA (2013). Amanpour et al. (2025) avaliou a concentração de Pb em acelga e alface cultivados em hortas urbanas próximas a estradas de um distrito na Turquia, caracterizado por tráfego intenso e urbanização, a fim de avaliar a absorção de metais pesados. As concentrações de Pb encontradas na acelga e na alface foram de 0,001 mg kg⁻¹ e 0,002 mg kg⁻¹ (**Tabela 2**), respectivamente, e o solo apresentava uma concentração de 4,1 mg kg⁻¹. Segundo os autores, essas baixas concentrações podem estar associadas à elevada capacidade antioxidante das hortaliças folhosas, que atuam como um mecanismo de tolerância e proteção das plantas frente à exposição ao Pb. Attanayake et al. (2021) também avaliou concentrações de Pb em alfaces cultivados em hortas urbanas, encontrando uma concentração de 0,06 mg kg⁻¹ (**Tabela 2**). Os autores também realizaram uma avaliação de risco e verificaram que a

ingestão de Pb estava 1,5 vezes maior que o nível de referência provisório proposto pela FDA, podendo ser considerado um risco a saúde humana.

Em relação a couve, tanto a raiz ($0,391 \text{ mg kg}^{-1}$) quanto as folhas ($0,333 \text{ mg kg}^{-1}$) apresentaram concentrações acima do limite permitido pela legislação (ANVISA, 2013). Emongor (2007) avaliou o efeito do pH da água em couves cultivadas em solo contaminado por Pb (**Tabela 2**). Os resultados indicaram que a couve apresenta capacidade de absorver o Pb e distribuí-lo para diferentes partes da planta independente do pH. De acordo com o autor, por mais que as raízes ($0,13 \text{ mg kg}^{-1}$) acumularam mais Pb em comparação com as folhas ($0,1 \text{ mg kg}^{-1}$) as concentrações foram próximas, sendo essa uma potencial fonte de intoxicação.

A cebolinha apresentou maiores concentrações de Pb em sua raiz ($0,277 \text{ mg kg}^{-1}$) do que em suas folhas ($0,139 \text{ mg kg}^{-1}$) e esses valores demonstram que a cebolinha possui uma boa capacidade de reter Pb em suas raízes, evitando a transferência para a parte aérea da planta. Resultados semelhantes foram observados por Jakubčínová et al. (2025), ao avaliarem a capacidade de absorção e o acúmulo de metais em três cultivares de cebolinha em solo moderadamente contaminado. Os resultados indicaram que os cultivos de cebolinha apresentaram baixa eficiência de transferência de metais do solo para os tecidos vegetais e forte capacidade de exclusão do Pb à nível radicular.

De forma geral, as concentrações mais elevadas nos tecidos das hortaliças foram, respectivamente, nas raízes, folhas e frutos (**Figura 3**). Este resultado está de acordo com a literatura, que descreve a retenção preferencial de Pb nas raízes como um mecanismo de defesa das plantas contra a toxicidade do metal (POURRUT et al., 2011; LIMA et al., 2013). A absorção de Pb pelas raízes ocorre através de canais catiônicos na membrana plasmática (ROMEIRO et al., 2007). Uma vez absorvido, o Pb tende a ser imobilizado nas paredes celulares das raízes, onde se liga a grupos carboxílicos de polissacarídeos, como pectinas e hemiceluloses, formando complexos estáveis (LIU et al., 2009). Isso foi observado no trabalho realizado por Liu et al., (2009) que avaliaramos efeitos de diferentes concentrações de Pb no alho (*Allium sativum*). Os resultados indicaram que 95,1% do Pb absorvido permaneceu retido nas raízes, com apenas 4,1% translocado para os bulbos e 0,8% para os brotos.

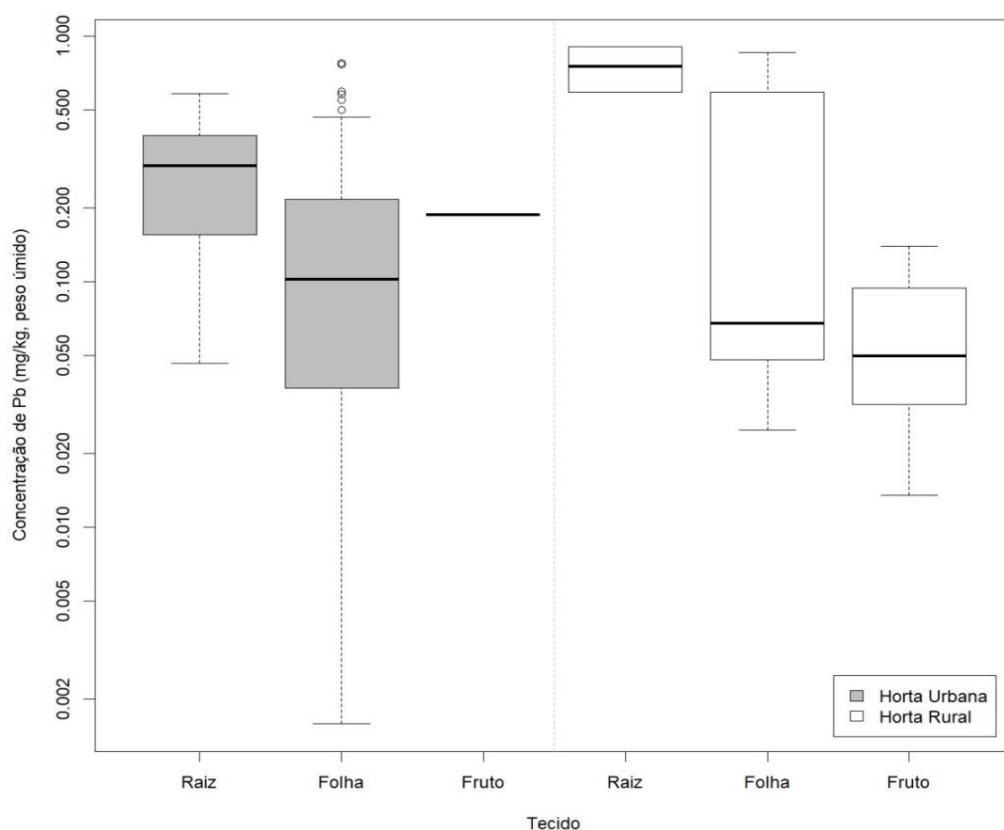


Figura 3 – Concentração de chumbo (mg kg^{-1} , peso úmido) nos diferentes tecidos das hortaliças (raiz, folha e fruto), nas duas hortas (urbana e rural). A distância entre os valores de Pb foram logaritmizadas para otimizar a visualização dos dados. Nenhuma diferença significativa foi observada entre as hortas ($p = 0,37$) ou tecidos ($p = 0,06$).

A análise da ingestão diária de Pb (**Figura 4**) indicou maior risco associado ao consumo de vegetais provenientes da horta urbana ($6,96 \pm 11,76 \mu\text{g dia}^{-1}$) em comparação a horta rural ($4,74 \pm 29,55 \mu\text{g dia}^{-1}$). Em ambas as áreas, a mediana dos valores estimados permaneceu abaixo do limite provisório de ingestão de $12,5 \mu\text{g dia}^{-1}$ estabelecido pela FDA, considerando o consumo individual médio de hortaliças de $46,1 \text{ g dia}^{-1}$ e uma dieta diversificada, sugerindo a ausência de risco à população (CANELLA et al., 2018). Esse quadro pode ser mais crítico caso haja preferência de consumo de vegetais com concentrações mais elevadas, como os dados mostram (**Tabela 1**).

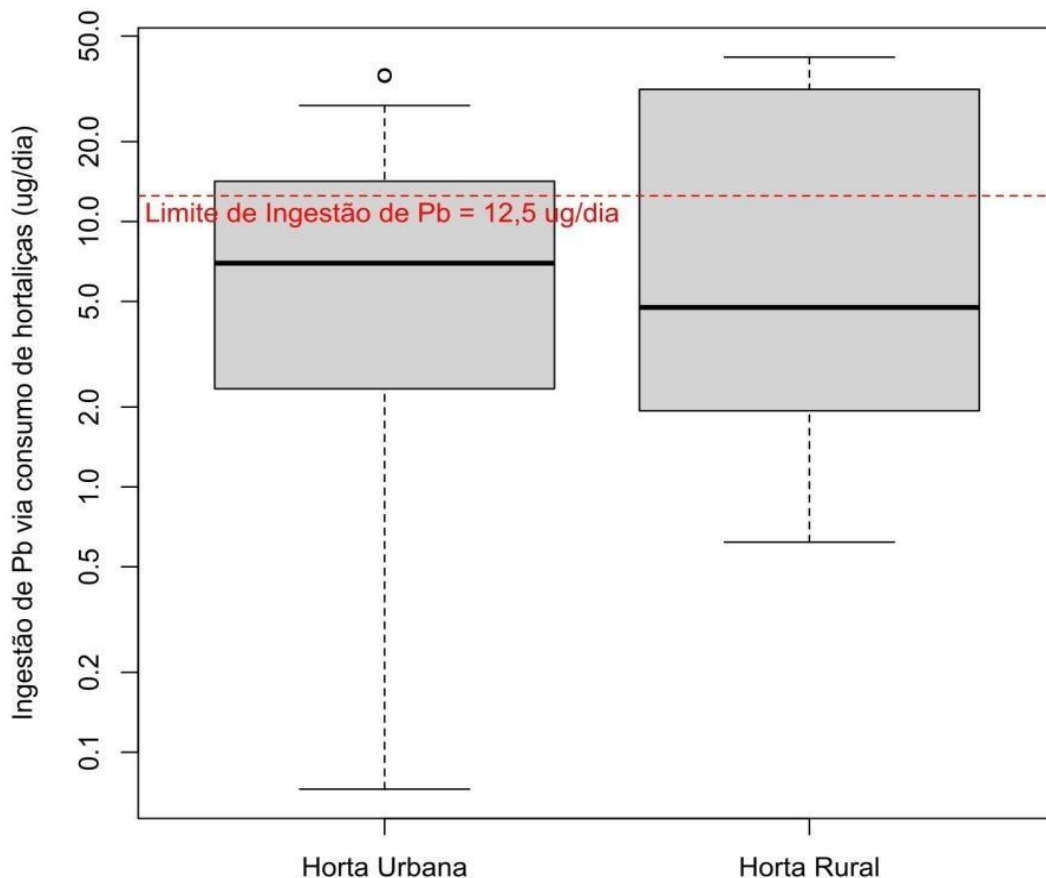


Figura 4 - Risco de ingestão de Pb via consumo de hortaliças ($\mu\text{g dia}^{-1}$), nas hortas rural e urbana. A distância entre os valores de Pb foram logaritmizadas para otimizar a visualização dos dados. Nenhuma diferença estatística foi identificada na ingestão de Pb derivada do consumo de vegetais entre as áreas de coleta ($p = 0,56$).

Além disso, a cartilha publicada pela Organização Pan-Americana da saúde, seguida por nutricionistas, recomenda que o consumo de vegetais por dia seja de cinco porções, ou seja, 400 g (OPAS/OMS, 2019). Se forem consideradas as indicações da OPAS/OMS (2019), o risco do consumo desses alimentos pode ser mais alto e ultrapassar os limites considerados seguros.

7. Conclusão

O principal objetivo deste trabalho foi avaliar as concentrações de Pb em solos e hortaliças cultivadas em áreas urbana e rural do município de São João da Barra, a fim de compará-las e verificar a implicação para a saúde dos consumidores. As concentrações de Pb determinadas nos solos analisados permaneceram bem abaixo dos valores de referência estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (2009).

As áreas estudadas utilizam o mesmo aquífero e apresentam solos pertencentes à mesma classe pedológica (RAMOS et al., 2021), foi observado que as hortas, rural e urbana, não apresentaram diferenças estatísticas. Esse resultado sugere que fatores adicionais, além da classe de solo e da fonte hídrica, podem estar influenciando a disponibilidade e a distribuição do Pb no ambiente.

As hortaliças, em sua maioria, apresentaram valores inferiores ao limite estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Quando realizado o cálculo do risco de ingestão de Pb, foi-se observado que a mediana de ambas as áreas apresentou valores abaixo do limite provisório de ingestão de $12,5\mu\text{g dia}^{-1}$ estabelecido pela FDA. Entretanto, se for considerado o consumo diário recomendado pela Organização Pan-Americana da Saúde de 400g dia^{-1} de hortaliças (OPAS/OMS, 2019), a ingestão estimada de Pb pode ultrapassar os limites considerados seguros, representando potencial risco à saúde da população, especialmente em cenários de consumo frequente de hortaliças com maiores concentrações do metal, como o Aipim e a Berinjela.

Diante dos resultados obtidos, evidencia-se a necessidade de realização de estudos adicionais acerca dos diferentes componentes da dieta da população local, bem como do consumo médio e da produção desses alimentos. Ademais, torna-se fundamental a avaliação das concentrações de chumbo nesses itens e nas águas provenientes de poços artesianos. Tais investigações são essenciais para uma melhor compreensão dos níveis de exposição ao metal, além de subsidiar o aprimoramento de políticas públicas no município de São João da Barra, visando à proteção da saúde da população.

9. Referências Bibliográficas

ADAMU, H.M., NANGBES, J.G. & HASSAN, U.F. (2023). Health Risk Assessment of Some Heavy Metals in Irrigated Brassica Oleracea L. and Lactuca Sativa Vegetables of Barkin-Ladi LGA of Plateau State, Nigeria. American Journal of Open Research 2(3)1-7. Disponível em: <https://opsearch.us/index.php/us/article/view/46/39>

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). (2020). Toxicological profile for Lead. Atlanta, GA : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Disponível em: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=96&tid=22>

AI, S., LIU, B., YANG, Y., DING, J., YANG, W., BAI, X., NAEEM, S. & ZHANG, Y. (2018). Temporal variations and spatial distributions of heavy metal sin a waste water-irrigated soil-eggplant system and associated influencing factors. Ecotoxicology and environmental safety, 153, 204-214. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.02.026>

ALAMER, K.H. & GALAL, T.M. (2022). Safety assessment and sustainability of consuming eggplant (Solanum melongena L.) grown in waste water-contaminated agricultural soils. Scientific Reports, 12(1), 9768. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13992-7>

ALTAMN, N. and KRZYWINSKI, M. (2016) "Points of Significance: Regression diagnostics," Nature Methods. Nature Publishing Group, pp. 385–386. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nmeth.3854>

ALVES, M. V. Patrimônio cultural e políticas de cultura: o caso de São João da Barra/RJ. (2015). 102f. Dissertação de mestrado (Pós-Graduação em Políticas Sociais). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goytacazes. 2015 7. Disponível em: <https://uenf.br/posgraduacao/politicas-sociais/wp-content/uploads/sites/11/2015/10/MIRIAN-VIANA-ALVES.pdf>

ALVEZ, J.I. Avaliação pericial na intoxicação por chumbo. (2021). 24f. (Especialização em Perícias Médicas) – Ciências da Saúde, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. Disponível em: <https://saude.ufpr.br/epmufpr/wp-content/uploads/sites/42/2024/07/JOAO-ITIMURA-ALVES.pdf>

AMANPOUR, A., KANMAZ, H., TURAN, B.K., OLUM, E. & HAYALOĞLU, A. A. (2025). Insights into heavy metal contamination, phenolic profile, and antioxidant capacities of leaf lettuce (Lactuca sativa L. var. crispa) and Swiss chard (Beta vulgaris L. var. cicla) cultivated on traffic intensity roadside. Journal of Food Composition and Analysis, 140, 107292. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2025.107292>

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2013). RESOLUÇÃO-RDC Nº 42. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html

ATTANAYAKE, CP, HETTIARACHCHI, GM, PALOMO, M., PIERZYNSKI, GM, &

CALDERON, B. (2021). Plant availability of lead to plants in urban garden soils ACS Agricultural Science & Technology, 1 (3), 173-181. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2013.07.0273>

BARROCAS, P.R.G. (2013). Metais. In: SISINNO, C.L.S & OLIVEIRA-FILHO, E.C. Princípios de Toxicologia Ambiental. Rio de Janeiro: Editora Interciência. p 39- 73.

BUSCHLE, B.N. (2013). Valores de referência de qualidade para elementos traços em solos da planície litorânea do Estado do Paraná. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Solo e Ambiente, do Setor de Ciências Agrárias). Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2013. p.41. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/36291>

BUSHRA, A., ZAKIR, H.M., SHARMIN, S., QUADIR, Q.F., RASHID, M. H., RAHMAN, M.S. & MALLIK, S. (2022). Human health implications of trace metal contamination into psoil sand brinjal fruits harvested from a famous brinjal-producing area in Bangladesh. Sci Rep. 12(1):14278. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17930-5>

CALDAS, D., PESTANA, I. A., ALMEIDA, M. G., HENRY, F.C., SALOMÃO, M. S. M. B., DE SOUZA, C. M. M. (2016). Risk of ingesting As,Cd, and Pb in animal products in north Rio de Janeiro state, Brazil. Chemosphere, 164, 508-515. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.130>

CANELLA, D.S., LOUZADA, M.L.DAC., CLARO, R.M., COSTA, J.C., BANDONI, D.H., LEVY, R.B. & MARTINS, A.P.B. (2018). Consumo de hortaliças e sua relação com os alimentos ultraprocessados no Brasil. Revista De Saúde Pública, 52, 50. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/S1518-8787.2018052000111>

CARVALHO, V & NETO, A.A.C. (2016). Espécies reativas de oxigênio em plantas. VI Botânica no Inverno 2016/Org. Miguel Peña H.[etal.]. – São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Botânica, 223p. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/318826409_Especies_reativas_de_oxigenio_em_plantas

CHATURVEDI, R., FAVAS, P., PRATAS, J., VARUN, M. & PAUL, M.S. (2018). Assessment of edibility and effect of arbuscular mycorrhizal fungi on Solanum melongena L. grown under heavy metal (loid) contaminated soil. Ecotoxicology and Environmental Safety, 148, 318-326. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.048>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). (2022). Chumbo e seus compostos. Ficha de informação toxicológica. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wpcontent/uploads/sites/24/2022/02/Chumbo.pdf>

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. (2009). RESOLUÇÃO Nº 420/2009. Disponível em: [file:///C:/Users/grfel/Downloads/CONAMA%20n%20420,2009%20\(VQ%20solo%20](file:///C:/Users/grfel/Downloads/CONAMA%20n%20420,2009%20(VQ%20solo%20)

[e%20agua%20sub\).pdf>](#)

CORTECCI, Gianni. Geologia e saúde. (2002). Tradução: Wilson Scarpelli. Serviços Geológicos do Brasil (SGB). Disponível em: [e<https://www.sgb.gov.br/documents/d/quest/geosaude-pdf>](https://www.sgb.gov.br/documents/d/quest/geosaude-pdf).

COSTA, G. K. S. (2023). Perigos associados à intoxicação por chumbo e a biorremediação como alternativa para tratamento de áreas contaminadas. 27 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Biomedicina) - Curso de Biomedicina, Centro Universitário São Camilo. São Paulo. Disponível em: [e<http://repo.saocamilo-sp.br:8080/jspui/handle/123456789/1550>](http://repo.saocamilo-sp.br:8080/jspui/handle/123456789/1550)

LIDE, D. R. (Ed.). (2016). CRC Handbook of Chemistry and Physics. 97th ed, sec. 14, p. 17. Boca Raton, FL. Disponível em: [e<https://ia800704.us.archive.org/27/items/CRCHandbookOfChemistryAndPhysics97thEdition2016/CRC%20Handbook%20of%20Chemistry%20and%20Physics%20-%2097th%20Edition%20%282016%29.pdf>](https://ia800704.us.archive.org/27/items/CRCHandbookOfChemistryAndPhysics97thEdition2016/CRC%20Handbook%20of%20Chemistry%20and%20Physics%20-%2097th%20Edition%20%282016%29.pdf)

CULLEN, J.T., & MCALISTER, J. (2017). Biogeochemistry of lead. Its release to the environment and chemical speciation. Lead: Its effects on environment and health, 17, 21-48. Disponível em: [e<https://doi.org/10.1515/9783110434330-002>](https://doi.org/10.1515/9783110434330-002)

DA SILVA - BURLA, R., DE OLIVEIRA, V.D.P.S., MANHÃES, C.M.C. FRANCELINO, F.M.A., SANTOS, J.C.O.R., COLUCCI, M.C., & Fontes, S. C. (2015). Caracterização dos aspectos socioeconômicos e do processo produtivo agrícola dos produtores rurais da microbacia do Rio Doce, São João da Barra, RJ. Revista Vértices, 17(1), 149-162. Disponível em: [e<https://doi.org/10.5935/1809-2667.20150010>](https://doi.org/10.5935/1809-2667.20150010)

DA SILVA-PAES, R., & ZAPPES, C.A. (2018). Cadeia produtiva dos cultivos da agricultura familiar do 5º distrito de São João da Barra, norte do Rio de Janeiro. Revista de Geografia (Recife), 35(2). Disponível em: [e<https://doi.org/10.51359/2238-6211.2018.229338>](https://doi.org/10.51359/2238-6211.2018.229338)

DE ARAUJO, C.P., AMORIM, E.V., SOUZA, V.L., BERTOLDE, F.Z., DOS SANTOS, I.C., & MANGABEIRA, P.A.O. (2019). Toxicidade de chumbo e alagamento do solo: mecanismos de sobrevivência utilizados pelas plantas. Revista PINDORAMA, 9(9), 21-21. Disponível em: [e<https://doi.org/10.55847/pindorama.v9i9.618>](https://doi.org/10.55847/pindorama.v9i9.618)

DE CARVALHO, P.G., MACHADO, C.M.M., MORETTI, C.L. & FONSECA, M.E.D.N. (2006). Vegetable crops as functional food. Horticultura Brasileira, 24, 397-404. Disponível em: [e<https://doi.org/10.1590/S0102-05362006000400001>](https://doi.org/10.1590/S0102-05362006000400001)

DE LIMA, A. B., SIMÕES, P. E. M., DOURADO, R. D. C. S., & SPINELI, A. C. (2025). A fitorremediação como alternativa para a descontaminação por Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) em Santo Amaro–BA. *Caderno Pedagógico*, 22(7), 16540-16540. Disponível em: [e<https://doi.org/10.54033/cadpedv22n7-245>](https://doi.org/10.54033/cadpedv22n7-245)

DE SOUZA, A.F.F. (2018). Análises de propriedades químicas e físicas de solos agrícolas de São João da Barra–RJ. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Licenciatura em Geografia). Universidade Federal Fluminense. Campos dos Goytacazes. Disponível em:
<https://doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.1935>

DE SOUZA,V., KONRAD,O., & JUNIOR, A.C.G. (2016). Contaminação por chumbo, riscos, limites legais e alternativas de remediação. *Veredas do Direito*, 13(25), 249-276. Disponível em:
<https://www.univates.br/revistas/index.php/destaques/article/view/504/496>

DOLAN, L.C., FLANNERY, B.M., HOFFMAN-PENNESI, D., GAVELEK, A., JONES, O.E., KANWAL, R., WOLPERT, B., GENSHEIMER,K., DENNIS, S. & FITZPATRICK, S. (2020). A review of the evidence to support interim reference level for dietary lead exposure in adults. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 111,104579. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2020.104579>

DOS SANTOS, A. S., & DOS ANJOS, J. Â. S. A. (2022). Evolução da contaminação do solo por metais tóxicos: o caso da Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda, Santo Amaro, Bahia, Brasil. *Geologia USP. Série Científica*, 22(1), 109-123. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v22-181799>

DOS SANTOS-SOUSA, J., SANTOS,M.M., DOS SANTOS, B.N., DOS SANTOS, N.M.M., & PINTO, L.C.(2021). Agricultura em áreas industriais e contaminação por metais pesados: Estratégias para redução deste impacto ambiental. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 14(1), 322-331. Disponível em:<https://doi.org/10.26848/rbqf.v14.1.p322-331>

EL-RAYYES, A., AROGUNDADE, I., OFUDJE, E.A., REFAT, M.S., AL-SUHAIBANI, A.M., AKANDE, J.A., & SODIYA, E.F. (2025). Thermodynamic, isotherm and kinetic studies lead ions adsorption onto Manihot esculenta chaff surface. *Scientific Reports*, 15(1), 27672. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-09307-1>

EMBRAPA. (2021). Embrapa Mandioca e Fruticultura. Disponível em:
<https://www.embrapa.br/mandioca-e-fruticultura/cultivos/mandioca>.

EMBRAPA. Solos Tropicais. (2021). Disponível em:
<https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/chave-do-sibcs/espodossolos>.

EMONGOR, V. E. (2007). Biosorption of lead from aqueous solutions of varied pH by kale plants (*Brassica oleracea* var. *acephala*). *Journal of Agriculture, Food and Environmental Sciences*, v. 1, n. 2, p. 1–8. Disponível em:
https://www.researchgate.net/publication/292421480_Biosorption_of_lead_from_aqueous_solutions_of_varied_pH_by_kale_plants_Brassicca_oleraceae_var_acephala

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010). 73 rd Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) meeting - Food additives and contaminants. Disponível em: <http://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/a3da64ef-146b-4818-9cdb-2a37e1fe59d9/content>.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2016). Codex Alimentarius Commission. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed (CODEX STAN 193-1995). Disponível em: https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/shproxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252Fstandards%252FCXS%2B193-1995%252FCXS_193e.pdf

FERNANDES, J.D.; DANTAS, E.R.B.; BARBOSA, J.N.; BARBOSA, E. (2011). Impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional, v.7, n.1, p. 231-255. Disponível em: <https://www.rbqdr.net/revista/index.php/rbqdr/article/view/365/235>

FIGUEIREDO, B.R., CAPITANI, E.M., DOS ANJOS, J.A.S.A., Luiz-Silva, W. (2012). Chumbo, ambiente e saúde: o desafio do controle da exposição humana. 1º edição. eSão Paulo: Annablume.

FRANCO, T.F. (2019). Metais pesados em solos de áreas de produção intensiva de hortaliças em Petrópolis-RJ. Dissertação de mestrado (Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica. Disponível em: <https://rima.ufrj.br/jspui/handle/20.500.14407/13290>

FREITAS, E.V.D.S., NESCIAMENTO, C.W.A.D., GOULART, D.F., & SILVA, J. P. S. D. (2009). Disponibilidade de cádmio e chumbo para milho em solo adubado com fertilizantes fosfatados. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 33, 1899-1907. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000600039>

GHORI, Z., IFTIKHAR, H., BHATTI, M.F., SHARMA, I., KAZI, A.G. & AHMAD, P. (2016). Phyto extraction: the use of plants to remove heavy metals from soil. In Plant metal interaction (pp.385-409). Elsevier. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803158-2.00015-1>

GONÇALVES Jr, A.C., & DOS SANTOS-PESSOA, A. C. (2002). Fito disponibilidade de cádmio, chumbo e cromo, em soja cultivada em Argissolo Vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. Scientia Agraria, 3(1-2), 19-23. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/rsa.v3i1.1026>

GOUDA, M.H.B., CORDELLA, C. B. & DUARTE-SIERRA, A (2025). Advances in reactive oxygen species detection across biological systems with relevance to postharvest research. Scientia Horticulturae, 353, 114485. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2025.114485>

GRIGOLETTO, T.L.B. (2011). Chumbo na água de consumo de Ribeirão Preto (SP): fatores químicos, físicos e possíveis correlações com a contaminação de crianças.

Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Disponível em:
<<https://doi.org/10.11606/D.59.2011.tde-17052011-173501>>

GUPTA, N., YADAV, K.K., KUMAR, V., KRISHNAN, S., KUMAR, S., NEJAD, Z.D., MAJEEDKHAN, M.A., & ALAM, J. (2021). Evaluating heavy metals contamination in soil and vegetables in the region of North India: Levels, transfer and potential human health risk analysis. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 82, 103563. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103563>>

HASI, S.A., JYOTI, S.A., JOARDAR, J.C. & HALDER, M. (2025). Heavy metals in the soil, water, plants, and river sediments of Bangladesh: A synthesis. *Waste Management Bulletin*, 100266. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wmb.2025.100266>>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2025). São João da Barra-RJ. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/sao-joao-da-barra/panorama>>

INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS). (1995). Inorganic lead. Disponível em: <<https://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc165.htm>>.

JAKUBČINOVÁ, J., ČERYOVÁ, N., LIDIKOVÁ, J., GRYGORIEVA, O. & HARANGOZO, L. (2025). Heavy Metal Uptake and Bioaccumulation in Chives (*Allium schoenoprasum* L.). *Agrobiodivers Improv Nutr Health Life Qual*, 9(2): 270–277. Disponível em: <<https://doi.org/10.15414/ainhql.2025.0025>>

KŘÍBEK, B., DEVIVO, B., & DAVIES, T (2014). Impacts of mining and mineral processing on the environment and human health in Africa. *Journal of Geochemical Exploration*, 144, 387-390. Disponível em: <[10.1016/j.gexplo.2014.07.018](https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.07.018)>

KRÓWCZYŃSKA, N. & PIETROWSKA-BOREK, M. (2025). From signal perception to adaptive responses: A comprehensive review of plant mechanisms under cadmium, lead, and aluminum stress. *Environmental and Experimental Botany*, 106240. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2025.106240>>

LACERDA, D., PESTANA, I. A., DOS SANTOS VERGILIO, C., & de REZENDE, C. E. (2023). Global decrease in blood lead concentrations due to the removal of leaded gasoline. *Chemosphere*, 324, 138207. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138207>>

LEITÃO, V. R., & LEITÃO, R. R. (2025). Contaminação Ambiental por Metais Pesados: Uma Revisão Sistemática de Revisões sobre Impactos Ecotoxicológicos, Riscos à Saúde Humana e Estratégias de Mitigação. 15807260. *Journal of Convergent Scientific Inquiry*. 1(3), 1-12. Disponível em: <<https://doi.org/10.5281/zenodo.15807260>>

LEMO, A.B.S., SOUSA, B.J., DAMASCENO, K.S.F.S.C. (2024). Contaminação por chumbo em alimentos: bioacumulação, limites máximos e efeitos na saúde humana. *Revista HOLOS*, v.1 (40). Disponível em:

<https://doi.org/10.15628/holos.2024.17372>

LIMA, F.D.S., NASCIMENTO, C.W.A.D., ACCIOLY, A.M.D.A., SOUSA, C. D. S., & CUNHA-FILHO, F. F. D. (2013). Bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado. *Revista Ciência Agronômica*, 44, 234-241. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000200004>

LIU, D., ZOU, J., MENG, Q., ZOU, J., & JIANG, W. (2009). Uptake and accumulation and oxidative stress in garlic (*Allium sativum* L.) under lead phytotoxicity. *Ecotoxicology*, 18(1), 134-143. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-008-0266-1>

MACHADO, L. O. R., REGO, R. F., SILVA, G. A., MULLER, J. D. S., & FALCÃO, I. R. (2020). Avaliação da implantação do Protocolo de Vigilância e Atenção à Saúde de ex-trabalhadores e da população expostos a chumbo, cádmio, cobre e zinco em Santo Amaro, Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Saúde Ocupacional*, 45, e9. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2317-6369000029418>

MARTÍNEZ-VILLEGAS, N., FLORES-VÉLEZ, L.M., & DOMÍNGUEZ, O. (2004). Sorption of lead in soil as a function of pH: a study case in México. *Chemosphere*, 57(10), 1537-1542. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.099>

MAWARI, G., KUMAR, N., SARKAR, S., DAGA, M.K., SINGH, M.M., JOSHI, T.K., KHAN, N.A. (2022). Heavy Metal Accumulation in Fruits and Vegetables and Human Health Risk Assessment: Findings From Maharashtra, India. *Environ Health Insights*. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/11786302221119151>

MUNHOZ, P. M. (2010). Monitoramento ambiental em região contaminada por chumbo. Tese (doutorado) - Programa de Pós-graduação em Medicina Veterinária. Universidade Estadual Paulista (UNESP). São Paulo- SP. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/101274>

NASCIMENTO, D.D.C.B., SANTAROSA, D.L., SOARES, E.M., & DASILVA PAULA, M.V. (2021). Chumbo: Extração e aplicações, uma revisão Lead: Extraction and applications, a review. *Brazilian Journal of Development*, 7(11), 103824-103836. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv7n11-145>

OHIAGU, F.O., LELE, K.C., CHIKEZIE, P.C., VERLA, A.W & Enyoh CE. (2020). Bioaccumulation and health risk assessment of heavy metals in *Musa paradisiaca*, *Zea mays*, *Cucumeropsis manii* and *Manihot esculenta* cultivated in Onne, Rivers State, Nigeria. *Environ Anal Health Toxicol*. Jun; 35 (2) : 2020011. Disponível em: <https://doi.org/10.5620/eaht.e2020011>

OLIVEIRA, A. P. D. (2012). Avaliação da influência dos macronutrientes na bioacumulação do chumbo pela *Eichhornia crassipes*. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo-PR. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/1900>

OLIVEIRA, S. A. D. (2017). Comportamento do chumbo em um solo típico de uma área de destruição de munícipio. Tese (doutorado) – Programa de Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro-RJ. Disponível em: <<https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/9868/1/883049.pdf>>

OPAS/OMS. Organização Pan-Americana de saúde. (2019). Alimentação Saudável. Disponível em: <<https://www.paho.org/pt/topicos/alimentacao-saudavel#:~:text=Frutas%2C%20verduras%20e%20hortali%C3%A7as,uma%20sele%C3%A7%C3%A3o%20variada%20desses%20alimentos>>

ORISAKWE, O.E., OZOANI, H.A., NwaogazieLL, EZEJIOFOR, A.N.(2019). Probabilistic health risk assessment of heavy metals in honey, Manihot esculenta, and Vernonia amygdalina consumed in Enugu State, Nigeria. Environ Monit Assess.191(7):424. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7549-2>>

PANTALEÃO, S. Q. & CHASIN, A. A. D. M. (2014). O chumbo como agente contaminante do meio ambiente. Revista Acadêmica, v. 1, n. 1, p. 12. Disponível em:<https://oswaldocruz.br/revista_academica/content/pdf/Simone%20Queiroz%20Pantale%C3%A3o.pdf>

PANTAROTO, H.L. (2008). UMA ANÁLISE DA UTILIZAÇÃO DO CHUMBO NA PRODUÇÃO DE BATERIAS E SUAS IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS. Dissertação de mestrado pelo Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Metodista de Piracicaba. Santa Bárbara D'oeste –SP..168p. Disponível em: <https://iepapp.unimep.br/biblioteca_digital/pdfs/docs/28112012_204240_hermanolui_spantaroto.pdf>

PAOLIELLO, M.M. & DE CAPITANI, E.M. (2007) Occupational and environmental human lead exposure in Brazil. Environ Res. Feb; 103(2):288-97. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.06.013>>

POSIT TEAM (2024). R Studio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. Disponível em: <<http://www.posit.co/>>

POURRUT, B., SHAHID, M., DUMAT, C., WINTERTON, P., & PINELLI, E. (2011). Lead Uptake, Toxicity, and Detoxification in Plants. Revisões de contaminação ambiental e toxicologia volume 213, 113-136. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9860-6_4>

R CORE TEAM (2024). _R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em:<<https://www.R-project.org/>>.

RAI,P.K.,LEE,S.S.,ZHANG,M.,TSANG,Y.F.&KIM,K.H.(2019).Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management Environment international, 125, 365-385. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>>

RAMOS, B.D., PESTANA, I.A., MENEGUELLI-SOUZA, A.C., AZEVEDO, L.S., ALMEIDA, M. G. & DE-SOUZA, C. M. M. (2021). Pathways of arsenic dispersion in

the environment: the role of contaminated ground water in the dispersion of arsenic to soil, vegetables, and chicken meat. *Int J Environ Res* 15,921–934. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s41742-021-00363-9>>

RAMOS, D.C.G., LORA, M.A.R. & LAGOS, J.C.E. (2024). Eficiência de La cáscara de Manihot esculenta para la bioadsorción de plomo en aguas contaminadas. *Alfa Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinaria*, 8(23), 643-651. Disponível em: <<https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v8i23.292>>

RIBEIRO, A. R. A., & BORGES, A. R. (2022). Relationship between potentially toxic metals and vegetable consumption in Brazil: a systematic review. *Brazilian Journal of Development*, 8(7), 50445-50457. Disponível em: <<https://doi.org/10.34117/bjdv8n7-116>>

ROMEIRO, S., LAGÔA, A.M.M.A., FURLANI, P.R., ABREU, C.A.D., & PEREIRA, B. F. F. (2007). Absorção de chumbo e potencial de fitorremediação de Canavalia ensiformes L. *Bragantia*, 66, 327-334. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0006-87052007000200017>>

SAMUEL-NAKAMURA, C., HODGE, F.S., SOKOLOW, S., ALI, A. S. & ROBBINS, W. (2019) A Metal(loid)s in Cucurbita pepo in an Impacted Uranium Mining Area in Northwest New Mexico, USA. *Int J Environ Res Public Health*. Jul 18;16(14):2569. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/ijerph16142569>>

SÃO JOÃO DA BARRA (RJ). (2014). Prefeitura. Disponível em: <<http://www.sjb.rj.gov.br/historico>>

SCHIFER, T.S, JUNIOR, S.B., & MONTANO, M.A.E. (2005). Aspectos toxicológicos do chumbo. In *farma – Ciências Farmacêuticas*, 17(5/6), 67- 72. Disponível em: <<https://revistas.cff.org.br/infarma/article/view/273>>

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). (2000). Mapa de aptidão agrícola das terras do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/arquivos/pdf/rj/aptidao/aptidao_mapas.pdf>.

UDIBA, U.U., ANTAI, E.E., & AKPAN, E.R. (2020). Assessment of lead (Pb) remediation potential of senna obtusifolia in Dareta Village, Zamfara, Nigeria. *Journal of Health & Pollution*, 10(25), 200301. Disponível em: <[10.5696/2156-9614-10.25.200301](https://doi.org/10.5696/2156-9614-10.25.200301)>

VIANA, H.E.B. & PORTO, P.A. (2012). The development of new substances in the first half of the 20th century: the case of Thomas Midgley, Jr. *Circumscribere: International Journal for the History of Science*, 12(2), 16-30. Disponível em: <<https://revistas.pucsp.br/index.php/circumhc/article/view/13364>>

WANG, J & CHEN, C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Volume* 27(2): 195-226. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.002>>

WHO. World Health Organization. (2025). Exposure to lead: a major public health concern. Preventing disease through healthy environments. World Health Organization. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240112384>.>

XUN, E., ZHANG, Y., ZHAO, J. & GUO, J. (2017). Translocation of heavy metals from soils into floral organs and rewards of *Cucurbita pepo*: Implications for plant reproductive fitness. *Ecotoxicology and environmental safety*, 145, 235-243. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.045>>

YARMOHAMMADI, F., RAHBARDAR, MG, & HOSSEINZADEH, H. (2021). Effect of eggplant (*Solanum melongena*) on metabolic syndrome: A review. *Iranian Journal of Basic Medical Sciences*, 24(4), 420. Disponível em: <https://doi.org/10.22038/ijbms.2021.50276.11452>>

ZHANG, S.; ZHAO, B.; ZHANG, X.; WU, F.; ZHAO, Q. (2023). The Metabolomics Response of *Solanum melongena* L. Leaves to Various Forms of Pb. *Nano materials* (13); 2911. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/nano13222911>>