

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR**

**COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR  
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE**

**Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares**

**FERNANDO FERREIRA DA CUNHA FILHO**

**AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA PELA EXPOSIÇÃO DE  
SOLOS E OLERÍCOLAS COM TEORES DE METAIS  
POTENCIALMENTE TÓXICOS**

**Orientador:** Prof. Dr. André Maciel Netto

**Coorientadora:** Profa. Dra. Caroline Miranda Biondi

Recife, PE

Janeiro, 2018

**FERNANDO FERREIRA DA CUNHA FILHO**

**AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA PELA EXPOSIÇÃO DE  
SOLOS E OLERÍCOLAS COM TEORES DE METAIS  
POTENCIALMENTE TÓXICOS**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, Área de Concentração: Aplicações de Radioisótopos na Agricultura e Meio Ambiente.

**Orientador:** Prof. Dr. André Maciel Netto

**Coorientadora:** Profa. Dra. Caroline Miranda Biondi

Recife, PE  
Janeiro, 2018

Catálogo na fonte  
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

C972a Cunha Filho, Fernando Ferreira da.  
Avaliação de risco à saúde humana pela exposição de solos e olerícolas com teores de metais potencialmente tóxicos. / Fernando Ferreira da Cunha Filho. - Recife: O Autor, 2018.  
128 f. : il., tabs.  
  
Orientador: Prof. Dr. André Maciel Netto.  
Coorientador: Profa. Dra. Caroline Miranda Biondi.  
  
Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2018.  
Inclui referências bibliográficas.  
  
1. Contaminação ambiental. 2. Metal. 3. Avaliação de risco. I. Maciel Netto, André, orientador. II. Biondi, Caroline Miranda, coorientadora. III. Título.

CDD 621.48 (21. ed.)

BDEN/UFPE 2018-09

FERNANDO FERREIRA DA CUNHA FILHO

**AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA PELA EXPOSIÇÃO DE  
SOLOS E OLERÍCOLAS COM TEORES DE METAIS  
POTENCIALMENTE TÓXICOS**

**APROVADA EM: 31/01/2018**

**ORIENTADOR: Prof. Dr. André Maciel Netto**

**CO-ORIENTADOR: Profa. Dra. Caroline Miranda Biondi**

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

---

**Prof. Dr. Elvis Joacir De França – CRCN**

---

**Prof. Dr. Alex Souza Moraes – DTR/UFRPE**

---

**Dr. João Paulo Siqueira da Silva – PROTEN/UFPE**

---

**Dr. Marcus Metri Corrêa – DTR/UFRPE**

**Visto e permitida a impressão**

---

**Coordenadora(o) do PROTEN/DEN/UFPE**

## AGRADECIMENTOS

Te agradeço meu amigo Jesus Cristo, pois sem a sua infinita misericórdia, graça e sabedoria eu não teria alcançado meus sonhos. És tudo que eu tenho!

Agradeço a minha querida esposa pela paciência, dedicação e por suas contribuições nessa jornada. Iniciamos como um casal e finalizamos como uma família (Fernando Neto nosso presente).

À minha mãe e meu pai por seus ensinamentos e por tudo que fizeram para que pudesse estudar.

Ao meu orientador André Maciel pelos ensinamentos, dedicação e o exemplo de profissional.

À professora Caroline Biondi pela coorientação e por sempre nos ajudar a encontrar soluções para os problemas que surgem na pesquisa.

À Universidade Federal de Pernambuco e ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares.

À CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado

Agradeço a Maurício que se mostrou mais que um amigo, sempre nos ajudando sem medir esforços.

Aos amigos do DEN Angelim, Neto, Cassio, pela amizade e auxílio nos trabalhos realizados.

À João Paulo pela amizade e todas as contribuições para esse trabalho.

Aos agricultores de Vitória pela disponibilidade em nos receber e ceder amostras para essa pesquisa.

A todos que compõem o grupo do LACS.

Ao CRCN-NE que disponibilizou o laboratório para a realização das análises de metais.

Ao Dr Elvis que contribuiu de forma significativa na finalização da tese.

Ao CENAPESQ/UFRPE por disponibilizar os laboratórios para a digestão das amostras da pesquisa.

A minha gratidão a todos que contribuíram nessa jornada.

*Ó profundidade das riquezas, tanto da sabedoria, como da ciência de Deus! Quem pode explicar as suas decisões? Quem pode entender os seus planos? Pois todas as coisas foram criadas por ele, e tudo existe por meio dele e para ele. Glória a Deus para sempre! Amém!*

*(Almeida Revista e Atualizada, Rm. 11.33;36)*

## RESUMO

O cultivo de olerícolas na Zona da Mata de Pernambuco é caracterizado pelo alto índice de aplicações de fertilizantes químicos e defensivos agrícolas na tentativa de melhorar a fertilidade do solo, nutrir as plantas e controlar as pragas e doenças. Essas culturas apresentam grande capacidade de absorver metais e, atrelado ao fato de que os agricultores não respeitam o período de carência das aplicações de defensivo agrícola, as hortaliças comercializadas e consumidas podem apresentar altos teores de metais. Dessa forma, conhecer os níveis de metais no solo e nas olerícolas permite estimar o risco potencial em que os trabalhadores, sua família e consumidores estão expostos ao consumir os vegetais, ingerir os solos de forma acidental ou até mesmo ter contato dérmico e inalar as partículas de solos no ar. Nesse sentido, o presente trabalho objetivou providenciar um levantamento de teores ambientalmente disponíveis dos metais em solos e culturas agrícola de áreas produtoras de olerícolas em Vitória de Santo Antão – PE, para subsidiar a avaliação de risco à saúde humana pela exposição a solos e olerícolas. Foram coletadas amostras de solo nos canteiros na camada de 0-20 cm e amostras de alface (*Lactuca sativa* L.) do tipo lisa, crespa, roxa e americana, rúcula (*Eruca sativa* L.), cebolinha (*Allium Schoenoprasum* L.), mostarda (*Brassica juncea* L. Coss), rabanete (*Raphanus sativus*) e pepino (*Cucumis sativus*) do tipo Aodai e Caipira, nas principais áreas de produção da região. Em todas as amostras foram determinadas as concentrações de cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), níquel (Ni) e zinco (Zn). Foram verificados nos solos teores de Pb, Ni e Cu acima do Valor de Prevenção e valores de Cd e Zn acima do Valor de Investigação para o cenário agrícola. Os insumos agrícolas são os grandes responsáveis pelo incremento de metais no solo e nas culturas. As olerícolas produzidas nas áreas desse estudo podem estar inapropriadas para o consumo, visto que apresentaram teores de metais acima do Limite Máximo de Tolerância estabelecido pela ANVISA. Os resultados obtidos nesse estudo revelam que o público adulto ao consumir esses vegetais podem estar sujeitos a um risco adverso a saúde. Já as crianças, além do consumo de olerícolas, também podem estarem sujeitas aos possíveis riscos decorrente da exposição pela ingestão dos solos com metais. Portanto, ações mitigadoras devem ser desenvolvidas nessas áreas associada a um programa de capacitação dos produtores afim de minimizar o aporte de contaminantes no ambiente. Com isso, haverá uma diminuição do risco à saúde dos trabalhadores e consumidores expostos ao solo e às olerícolas dessas áreas.

**Palavras-chave:** Contaminação ambiental. Metal. Avaliação de risco.

## ABSTRACT

The cultivation of vegetables in the Zona da Mata of Pernambuco is characterized by the high rate of applications of chemical fertilizers and agricultural pesticides in an attempt to improve soil fertility nourish plants and control pests and diseases. These crops have a great ability to absorb metals and, taking into account fact that farmers do not respect the grace period of agricultural defensive applications, commercialized and consumed vegetables can present high levels of metals. In this way, knowing the levels of metals in the soil and vegetables allows estimating the potential risk in which workers, their families and consumers are exposed by consuming vegetables, accidentally ingest soil or even having dermal contact and inhaling the particles of soil in the air. In this sense, the present work aimed to provide a survey of the environmentally available levels of metals in soils and agricultural crops of vegetable growing areas in Vitória de Santo Antão - PE, to subsidize the evaluation of human health risk through exposure to soils and vegetables. Soil samples were collected in the beds at 0-20 cm depth and samples of lettuce (*Lactuca sativa* L.) of the smooth, curly, red and American type, arugula (*Eruca sativa*), chives (*Allium Schoenoprasum* L.), mustard ( *Brassica juncea* L. Coss), radish (*Raphanus sativus*) and cucumber (*Cucumis sativus*) of the Aodai and Caipira type, in the main production areas of the region. The concentrations of cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu), chromium (Cr), iron (Fe), nickel (Ni) and zinc (Zn) were determined in all samples. The levels of Pb, Ni and Cu above the Prevention Value and values of Cd and Zn above the Investigation Value for the agricultural scenario verified in the soils. Agricultural inputs are largely responsible for increasing metals in soil and crops. Thus, the vegetable produced in the areas of this study are inappropriate for consumption, since they presented levels of metals above the Maximum Tolerance Limit established by ANVISA. The results obtained in this study reveal that the adult public when consuming these vegetables may be subject to an adverse health risk. Children, in addition to the consumption of vegetable, may also be subject to the possible risks arising from exposure to soil with metals. Therefore, mitigating actions should developed in these areas associated with a training program of producers in order to minimize the contribution of contaminants to the environment. This will reduce the risk to the health of the workers and consumers exposed to the soil and the olive groves of these areas.

**Keywords:** Environmental contamination. Metal. Risk assessment

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Localização dos pontos de coleta na Cidade de Vitória de Santo Antão-PE..	40
Figura 2. Agrupamentos das variáveis químicas e físicas dos solos a partir da Análise por Componentes Principais 1 a 4. ....	68
Figura 3. Teores médios de Fe em amostras de olerícolas coletadas nas áreas influência (A1, A2 e A4) de Vitória de Santo Antão – PE.....	69
Figura 3. Teores médios de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em amostras de olerícolas coletadas nas áreas influência (A1, A2 e A4) de Vitória de Santo Antão – PE .....	70
Figura 5. Médias dos teores de Pb em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE. ....	73
Figura 6. Médias dos teores de Ni em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE. ....	75
Figura 7. Médias dos teores de Cd em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE. ....	76
Figura 8. Médias dos teores de Cr em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE. ....	78
Figura 9. Médias dos teores de Fe em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE. ....	79
Figura 10. Médias dos teores de Cu em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE. ....	81
Figura 11. Médias dos teores de Zn em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE .....	83
Figura 12. Coeficiente de Risco (HQ) pela ingestão de olerícolas para adultos .....	91
Figura 13. Coeficiente de Risco (HQ) pela ingestão de olerícolas para crianças.....	92
Figura 14. Índice de perigo (HI) para adultos e crianças ao consumir olerícolas .....	92

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Quantidade ofertada de alface nas Ceasas do país, em novembro de 2017....	24
Tabela 2. Concentração média de metais em rochas. ....	30
Tabela 3. Limite máximo de As, Cd, Pb, Cr (total), Cr (VI), Cu e Zn na massa seca permitidos nos diferentes fertilizantes orgânicos. ....	31
Tabela 4. Quantidade total aplicada, por cultura, de fertilizantes, herbicidas e fungicidas utilizados no experimento (1998-2000) e respectivas concentração de metais.....	33
Tabela 5. Limites máximos de metais estabelecidos pelo MAPA em corretivos e fertilizantes minerais que contenham: P, micronutrientes isolados e em mistura com os demais nutrientes.....	33
Tabela 6. Áreas e coordenadas geográficas das coletas em Vitória de Santo Antão – PE. ....	41
Tabela 7. Informações das áreas cultivadas em Vitória de Santo Antão -PE.....	42
Tabela 8. Descrição dos fertilizantes e defensivos agrícolas utilizados nas áreas de cultivo .....	43
Tabela 9. Informações das culturas coletadas e suas respectivas áreas.....	46
Tabela 10. Características químicas e físicas das amostras de solos.....	55
Tabela 11. Propriedades químicas, em base seca, dos materiais orgânicos empregados nos cultivos de hortaliças. ....	56
Tabela 12. Teores de elementos químicos em fertilizantes utilizados nas áreas estudadas .....	57
Tabela 13. Recuperação dos elementos químicos nas amostras certificadas pelo NIST, padrão SRM 2711a- Montana II Soil. ....	59
Tabela 14. Recuperação dos elementos nas amostras certificadas pelo NIST, padrão SRM 1570a – Trace Elements in Spinach .....	60
Tabela 15. Teores de metais em amostras de solos coletadas em áreas produtoras de olerícolas.....	61
Tabela 16. Teores de metais em defensivos agrícolas utilizados nas áreas produtoras de hortaliças.....	62
Tabela 17. Estimativa do incremento de metais pelos insumos agrícolas durante dez anos de produção de hortaliças .....	63

Tabela 18. Teores de metais em amostras de alface lisa coletadas em áreas produtoras de Vitória de Santo Antão - PE .....	72
Tabela 19. Fator de Transferência (t) de metais dos solos para parte comestível das olerícolas.....	74
Tabela 20. Índice de Translocação (IT) de metais das raízes para parte comestível das olerícolas.....	75
Tabela 21. Dose de metal pela ingestão acidental de solos por adultos e crianças .....	84
Tabela 22. Dose de metal através da inalação de partículas contaminadas por adultos e crianças .....	85
Tabela 23. Dose de metal através do contato dérmico de partículas contaminadas por adultos e crianças.....	86
Tabela 24. Coeficiente de risco (HQ) pela ingestão acidental de solos por adultos e crianças .....	87
Tabela 25. Coeficiente de risco (HQ) pela inalação de partículas contaminadas por adultos e crianças .....	87
Tabela 26. Coeficiente de risco (HQ) pelo contato dérmico de partículas contaminadas por adultos e crianças .....	88
Tabela 27. Índice de perigo (HI) acumulativo da ingestão, contato dérmico e inalação de solos para adultos.....	88
Tabela 28. Índice de perigo (HI) acumulativo de diferentes rotas de exposição para crianças .....	89
Tabela 29. Comparação da ingestão diária crônica (CDI) de metais por crianças e adultos, via consumo de olerícolas produzidas em Vitória de Santo Antão –PE, com a dose de referência (RfD).....	90
Tabela 30. Taxa de Consumo de olerícolas admissível para adulto .....	94
Tabela 31. Taxa de Consumo de olerícolas admissível para criança .....	94
Tabela 32. Coeficiente de Risco (HQ) à saúde do público adulto expostos aos metais por quatro rotas de exposição e Índice de Perigo (HI).....	95
Tabela 33. Coeficiente de Risco (HQ) à saúde infantil exposta aos metais por quatro rotas de exposição e Índice de Perigo (HI).....	96

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRASCO	Associação Brasileira de Saúde Coletiva
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
B	Bahia
BR	Brasil
CAC	Codex Alimentarius Commission
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CDI	Ingestão Diária Crônica
CEAGESP	Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo
CEASA	Companhia Estadual de Abastecimento
CENAPESQ	Centro de Apoio à Pesquisa
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CR	Consumo Recomendado
CRCN-NE	Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste
CTC	Capacidade de Troca de Cátions
CTC <sub>e</sub>	Capacidade de Troca de Cátions Efetiva
CTC pH 7,0	Capacidade de Troca de Cátions Potencial
DEN	Departamento de Energia Nuclear
DEPA	Departamento de Agronomia
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPI	Equipamento de Proteção Individual
EUA	Estados Unidos da América
FAAS	<i>Flame absorption Spectrometry</i> /Espectrometria de Absorção Atômica de Chama
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
GFAAS	<i>Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry</i> / Espectrometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite
GPS	<i>Global Positioning System</i> / Sistema de Posicionamento Global
HHS	<i>United States Department of Health and Human Services</i>
HI	Índice de Risco
HQ	Quociente de Risco
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>

IBGE	Instituto Brasileira de Geografia e Estatística
IDR	Ingestão Diária Recomendada
IT	Índice de Translocação
IUPAC	<i>Internacional Union of Pure and Applied Chemistry</i> /União Internacional de Química Pura e Aplicada
LACS	Laboratório de Avaliação da Contaminação do Solo
LMT	Limite Máximo de Tolerância
m	Saturação por Alumínio
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MSPA	Massa Seca da Parte Aérea
MSF	Massa Seca da Flor
MSFr	Massa Seca do Fruto
MSR	Massa Seca da Raiz
MG	Minas Gerais
MO	Matéria Orgânica
NIST	<i>National Institute of Standards and Technology</i>
ONU	Organização das Nações Unidas
OMS	Organização Mundial da Saúde
PARA	Programa de Análise de Resíduos de Defensivo Agrícola em Alimentos
PCZ	Ponto de Carga Zero
PE	Pernambuco
pH	Potencial Hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
PROTEN	Programa de Pós graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares
RfD	Dose de Referência
SB	Soma de Bases
SRM	<i>Standard Reference Material</i> / Material de Referência Certificado
SS	Superfosfato Simples
t	Fator de Transferência
TACO	Tabela Brasileira de Composição de Alimentos
TFSA	Terra Fina Seca ao Ar
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco

UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco
USEPA	United States Environmental Protection Agency
V	Saturação por Bases
VI	Valor de Investigação
VP	Valor de Prevenção
VRQ	Valor de Referência de Qualidade
WHO	<i>World Health Organization</i> / Organização Mundial da Saúde

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>18</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>21</b>
<b>2.1</b>	<b>Perfil da Agricultura no Brasil e a Produção de Hortaliças .....</b>	<b>21</b>
<b>2.2</b>	<b>Contaminação Ambiental .....</b>	<b>23</b>
<b>2.3</b>	<b>Metais Potencialmente Tóxicos no Solo .....</b>	<b>25</b>
<b>2.4</b>	<b>Valores Orientadores de Referência de Metais em Solos.....</b>	<b>28</b>
<b>2.5</b>	<b>Fontes de Metais Potencialmente Tóxicos .....</b>	<b>29</b>
<b>2.6</b>	<b>Metais Potencialmente Tóxicos nas Plantas .....</b>	<b>33</b>
<b>2.7</b>	<b>Avaliação de Risco à Saúde Humana .....</b>	<b>36</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>39</b>
<b>3.1</b>	<b>Local de Estudo .....</b>	<b>39</b>
3.1.1	Levantamento de Informações.....	41
<b>3.2</b>	<b>Coleta das Amostras .....</b>	<b>45</b>
3.2.1	Solos .....	45
3.2.2	Coleta das Amostras Vegetais .....	45
3.2.3	Insumos Agrícolas .....	46
<b>3.3</b>	<b>Análises Químicas e Físicas.....</b>	<b>47</b>
<b>3.4</b>	<b>Determinação dos Teores de Metais nas Amostras de Solos .....</b>	<b>47</b>
<b>3.5</b>	<b>Determinação dos Teores de Metais nas Amostras Vegetais.....</b>	<b>48</b>
<b>3.6</b>	<b>Determinação dos Teores de Metais nos Insumos Agrícolas .....</b>	<b>49</b>
<b>3.7</b>	<b>Transferência dos Metais do Solo para os Vegetais.....</b>	<b>49</b>
<b>3.8</b>	<b>Avaliação da Exposição a Metais do Solo .....</b>	<b>49</b>
<b>3.9</b>	<b>Avaliação de Risco à Saúde pelo Consumo de Hortaliças .....</b>	<b>51</b>
<b>3.10</b>	<b>Análises Estatísticas.....</b>	<b>53</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>54</b>
<b>4.1</b>	<b>Atributos Químicos e Físicos do Solo.....</b>	<b>54</b>
<b>4.2</b>	<b>Recuperação dos Elementos Químicos Pelo NIST.....</b>	<b>59</b>
<b>4.3</b>	<b>Metais no Solo .....</b>	<b>60</b>
<b>4.3.1</b>	<b>Análise de Componentes Principais.....</b>	<b>68</b>
<b>4.4</b>	<b>Teores De Metais em Olerícolas .....</b>	<b>69</b>

<b>4.5</b>	<b>Avaliação de Risco à Saúde Pelos Solos.....</b>	<b>84</b>
<b>4.6</b>	<b>Avaliação de Risco Saúde Pelos Vegetais.....</b>	<b>90</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>97</b>
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>98</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>99</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A agricultura é responsável pelo suprimento mundial de alimentos e movimenta a economia, gerando desenvolvimento, renda e emprego em todo o Brasil. O setor agrícola apresentou a maior contribuição (0,3%) para a formação do Produto Interno Bruto – PIB no segundo trimestre de 2017, quando comparado com outros setores no mesmo período de 2016 (IBGE, 2017). Esse cenário só foi possível devido ao grande investimento em tecnologias e em insumos, como sementes, adubos e defensivos agrícolas.

No entanto, as práticas agrícolas, quando mal geridas, podem desencadear uma série de problemas ambientais. As aplicações excessivas de produtos químicos no solo e nas culturas podem promover a poluição dos recursos hídricos, pois os contaminantes são lixiviados para o lençol freático ou escoados, através da erosão do solo, para rios ou lagos.

O solo poluído apresenta mudanças indesejáveis nas suas características, resultando em diminuição da atividade microbiana, da biodiversidade e da fertilidade. A saúde humana está intimamente relacionada com a qualidade do solo e, especialmente, ao seu grau de poluição (ROMIC; ROMIC, 2003; VELEA et al., 2009; SHAH et al., 2012).

O solo atua como um dissipador e também como uma fonte de poluição com a capacidade de transferir os poluentes para a cadeia alimentar, e, em seguida, para o ser humano. Nesse sentido, os metais podem ser prejudiciais devido ao seu potencial de acumulação em diferentes partes do corpo do ser humano. Mesmo em baixas concentrações, têm efeitos adversos para a saúde (IKEDA et al., 2000), pois não são biodegradáveis (DURUIBE et al., 2007).

Os metais estão estreitamente ligados à gênese do solo, pois são componentes naturais dos minerais que compõem as rochas (material de origem). Quando as entradas destes elementos químicos nos solos estão relacionadas ao intemperismo das rochas, deposições atmosféricas e erupções vulcânicas, geralmente, são encontradas baixas concentrações. Porém, as atividades antropogênicas como mineração, o uso de insumos agrícolas e emissão de gases poluentes pelas indústrias podem favorecer o incremento de metais nos solos, como é o caso do Pb, Cd e Cr que podem comprometer a qualidade dos ecossistemas. As pesquisas têm evidenciado como os metais no solo, no ar e nas águas podem se inserir nos produtos agrícolas (NRIAGU; PACYNA, 1988; CUI et al, 2004). Os estudos também identificaram quatro possíveis caminhos para as entradas antropogênicas de metais nos produtos agrícola, ou seja, deposição atmosférica, irrigação

com águas residuais, resíduos industriais de esgoto e práticas agrícola (o uso de defensivo agrícola e fertilizantes) (CUI et al., 2004; WANG et al., 2004; CHEN et al., 2012). Carvalho et al. (2012) verificaram que fertilizantes fosfatados e corretivos utilizados no Nordeste Brasileiro foram importantes fontes de adição de Zn, Fe e Ni nos solos agrícola. Em áreas onde o uso do solo é intensivo, como no cultivo de hortaliças, os produtos aplicados deixam um efeito residual, que ao longo do tempo pode causar contaminação ou toxidez nas culturas.

O conhecimento sobre os teores de metais em plantas é fundamental para a promoção de programas preventivos ou mitigadores da presença desses contaminantes. De modo geral, a ordem de acumulação preferencial dos metais, sejam eles tóxicos ou micronutrientes, nas plantas é: folhas, raízes de reserva, tubérculos, frutos e sementes (BERTON, 2000). Assim, a acumulação de metais, acima dos níveis permitidos, nos solos e plantas, tem sido reconhecida como um importante problema socioambiental, pois além de promover à contaminação dos recursos naturais, afeta a qualidade e segurança alimentar. Metais como Cr, Cu e Zn, quando excedem os valores permissíveis, podem causar problemas neurológicos, dor de cabeça e doença hepática. Já Cd e As podem causar má formação em fetos, aborto, doenças respiratórias e câncer (ABADIN et al., 2007).

Dessa forma, é necessário um estudo dos riscos à saúde através das rotas em que as pessoas estão expostas. Um indivíduo pode estar exposto a contaminantes, além da ingestão de alimentos, através da ingestão acidental de solo, contato dérmico com partículas de solos, inalação de substâncias voláteis e poeira.

Com essa preocupação, as agências reguladoras realizam avaliações de risco à saúde resultante da exposição potencial a produtos químicos através das rotas de exposição em que o público alvo está submetido (EPA, 2016). Diversos trabalhos foram publicados estimando o risco potencial à saúde dos metais pela ingestão de solos (HOOKER; NATHANAIL, 2006; TEPANOSYAN et al., 2017; LI et al., 2017), contato dérmico e inalação de partículas de solos (LIU et al., 2013) e pelo consumo de olerícolas (SWARTJES et al., 2013; MAGNA et al., 2014; QURESHI et al., 2016). No entanto, o assunto ainda é pouco estudado no Brasil, principalmente em áreas geridas por pequenos produtores de olerícolas, onde os trabalhadores e seus familiares estão expostos as vias de contaminações decorrentes das práticas agrícola.

Nesse sentido, o presente estudo objetivou providenciar um levantamento de teores ambientalmente disponíveis dos metais Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb e Zn em solos e culturas

agrícolas de áreas produtoras de olerícolas com intensa aplicação de fertilizantes e defensivos agrícolas no município de Vitória de Santo Antão-PE, para subsidiar a avaliação de risco à saúde humana pela exposição a solos e olerícolas.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Perfil da Agricultura no Brasil e a Produção de Hortaliças**

O agronegócio brasileiro é um dos setores de maior relevância para a economia do país, sendo um dos principais fornecedores de produtos agropecuários do mundo. O Brasil exporta para mais de 180 países e registrou um aumento de US\$ 4,1 bilhões nos anos 2000, para US\$ 11,1 bilhões em 2013 (OCDE-FAO, 2015).

Um estudo divulgado pela Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO), mostra que, a partir de 2024, o Brasil deverá assumir a liderança mundial na exportação de produtos agrícola, quando a área plantada terá um crescimento de 20% sobre a média do período de 2012 a 2014 (OECD-FAO, 2015). A agricultura é também fornecedora e compradora de uma parte significativa da economia em relação aos insumos agrícolas e varejo, com uma contribuição de mais de 17% do PIB e em torno de 18% dos empregos (OCDE-FAO, 2014). Nesse cenário, a agricultura familiar tem grande importância para o agronegócio, pois é o sistema rural predominante no Brasil, sendo responsável por mais de 80% das unidades de produção e cerca de 75% do emprego nas áreas rurais. Em 2006, a agricultura familiar respondeu por 38% do valor bruto da produção agrícola brasileira (IBGE, 2006).

Embora o agronegócio seja um segmento econômico relevante, historicamente, suas práticas desencadearam uma série de problemas socioambientais. Com o aumento da demanda de alimentos houve uma exploração cada vez maior de áreas, o que levou muitos agricultores a cultivarem em solos de baixa fertilidade e praticarem técnicas agrícola inadequadas, aumentando a necessidade de insumos. A baixa produtividade e o alto custo de produção forçaram os pequenos agricultores a venderem suas terras à grandes latifundiários, que transformaram as áreas de agricultura de subsistência em grandes monoculturas.

No Nordeste brasileiro, a Zona da Mata pernambucana, que sempre se destacou pelas grandes áreas de cultivo da cana-de-açúcar, foi marcada por uma crise econômica que provocou o fechamento de algumas usinas e redução da produção das que se mantiveram em atividade. A baixa produtividade da cana nessa região, que é um dos principais problemas econômicos do setor, se deu pela baixa pluviosidade decorrente das condições climáticas da região, a perda de fertilidade do solo e a poluição dos recursos hídricos por herbicidas e outros produtos químicos utilizados no cultivo da cana e por

resíduos da agroindústria (CPRH, 2003). Diante dos problemas apresentados, o padrão de uso e ocupação do solo foi modificado afim de diversificar a atividade agrícola dominante. Nesse sentido, muitos agricultores passaram a criar animais para o consumo familiar e comercialização do excedente produzido, além do cultivo de culturas anuais como macaxeira (*Manihot esculenta*), milho (*Zea mays*), feijão (*Phaseolus vulgaris*) e batata-doce (*Ipomoea batatas*), o cultivo de frutas como banana (*Musa spp*), maracujá (*Passiflora edulis*), coco (*Cocos nucifera*), mamão (*Carica papaya*), graviola (*Annona muricata*), acerola (*Malpighia emarginata*), manga (*Mangifera indica*), jaca (*Artocarpus heterophyllus*), caju (*Anacardium occidentale*), goiaba (*Psidium guajava*), abacate (*Persea americana*) e abacaxi (*Ananas comosus*) e olerícolas como coentro (*Coriandrum sativum*), cebolinha (*Allium schoenoprasum*), tomate (*Solanum lycopersicum*), alface (*Lactuca sativa*), chuchu (*Sechium edule*), pimentão (*Capsicum annuum Group*), couve (*Brassica oleracea*), repolho (*Brassica oleracea var. capitata*) e quiabo (*Abelmoschus esculentus*) (CPRH, 2003).

As culturas olerícolas, por apresentarem uma grande demanda pelo mercado consumidor, devido ao alto valor nutritivo (vitaminas, minerais e fibras), associado a possibilidade de cultivo em pequenas áreas (quintais e sítios), ciclo de produção curto e rápido retorno financeiro, passaram a ser uma das principais opções para incrementar a renda familiar dos pequenos agricultores (NASCIMENTO; MELO, 2011).

Segundo a última pesquisa de orçamentos familiares, realizada pelo IBGE, o consumo médio de olerícolas anual em 2009 foi cerca de 27,07 kg por pessoa no Brasil, o que demonstra uma demanda em potencial de crescimento quando comparado com outros países como EUA, com índice de 98,5 kg (IBGE, 2011).

A produção de hortaliças é uma atividade agroeconômica altamente intensiva, que mesmo em áreas pequenas, requer mão-de-obra desde a sua semeadura até a comercialização, o que torna a atividade uma grande geradora de empregos. Segundo o Ministério da Agricultura, o setor olerícola gera cerca de 2 milhões de empregos diretos, ou seja, cada hectare gera, em média, entre 1,5 a 3 empregos diretos e um número idêntico de empregos indiretos (BRASIL, 2014). Nesse setor agrícola, a geração de renda pode ser constante para as famílias produtoras de hortaliças e favorece a ocupação dos membros da família em uma mesma atividade. Em condições normais de mercado, o cultivo e comercialização de hortaliças pode gerar renda entre 2 mil e 20 mil reais por hectare (CARVALHO et al., 2017). Essa variação no rendimento é devido a fatores como produtividade por hectare, agregação de valor ao produto e a conjuntura de mercado.

Além disso, o emprego de novas tecnologias, inclusão de cultivares/híbridos mais produtivos e o manejo adequado da cultura favorecem a obtenção de maiores rentabilidades das culturas olerícolas (DUARTE; ARAÚJO, 2006).

No cenário internacional, o Brasil ocupa a sétima posição na produção de cenoura (*Daucus carota* L.), logo após a Polônia. O mesmo lugar é ocupado pelos brasileiros no caso do tomate para uso industrial (*Solanum lycopersicum*). Em mais dois tipos de olerícolas, o Brasil está posicionado em destaque, como décimo maior produtor: beterraba (*Beta vulgaris*), rabanete (*Raphanus sativus*) e agrião (*Nasturtium officinale*), de acordo com o levantamento feito pela Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação - FAO (FAO, 2014).

No Brasil, o Sudeste é o principal produtor de olerícolas no país, com destaque para São Paulo, com 20,7% da produção, que além de ser o maior produtor é o principal mercado consumidor (22,0% da população). Com índices próximos de 4% e 5%, estão inseridos a Bahia, Ceará e Pernambuco, além de Goiás e do Centro-Oeste, em que ainda o Distrito Federal detém 2% da produção (CARVALHO et al., 2017). Vitória de Santo Antão - PE é responsável por cerca de 80% do cultivo de hortaliças folhosas (alface, coentro e cebolinha) consumidas no Nordeste, principalmente, em Pernambuco, Alagoas, Paraíba e Rio Grande do Norte, além de ser o sétimo maior produtor de alface do país (Tabela 1) (CONAB, 2017).

## **2.2 Contaminação Ambiental**

A agricultura é uma fonte de poluição difusa tanto da água quanto do solo, que se caracteriza por ser de baixa concentração, atingindo, porém, grandes áreas (WITHERS et al., 2000). O uso indiscriminado de insumos (fertilizantes, defensivos agrícolas, corretivos e inoculantes) e a falta de capacitação técnica dos agricultores sobre como utilizá-los têm causado danos ao ambiente e à saúde humana. Por exemplo, o consumo de defensivos agrícolas no Brasil aumenta a cada ano. De acordo com o dossiê anual da Associação Brasileira de Saúde Coletiva - ABRASCO (ABRASCO, 2015), em 2014 cada habitante ingeriu, em média, sete litros de agroquímicos, dois litros a mais que em 2013, em decorrência das aplicações excessivas nas culturas agrícola.

**Tabela 1. Quantidade ofertada de alface nas Ceasas do país, em novembro de 2017**

<b>Microrregião</b>	<b>QUANTIDADE (kg)</b>
PIEDADE – SP	2.927.651
CURITIBA-PR	713.951
ITAPECERICA DA SERRA-SP	453.254
IBIAPABA-CE	313.550
SERRANA-RJ	224.718
MOGI DAS CRUZES-SP	213.268
VITÓRIA DE SANTO ANTÃO-PE	209.852
BAURITÉ-CE	202.900
BRASILIA-DF	113.771
SANTA TERESA-ES	102.889
GUARULHOS-SP	100.498
SÃO PAULO-SP	91.560
NOVA FRIBURGO-RJ	60.518
BRAGANÇA PAULISTA-SP	56.602

Fonte: Conab (2017)

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA desenvolveu o Programa de Análise de Resíduos de Defensivo Agrícola em Alimentos - PARA que monitora resíduos de defensivo agrícola em alimentos coletados nas capitais. Nesse estudo foi verificado que no período de 2013 a 2015, das amostras de vegetais analisadas, 19,7% foram consideradas insatisfatórias, sendo que 3% destas amostras apresentaram concentrações de resíduos acima do Limite Máximo de Referência e 18,3% apresentaram resíduos de agrotóxicos não autorizados para a cultura (ANVISA, 2016).

Um trabalho desenvolvido em áreas produtoras de olerícolas de Vitória de Santo Antão – PE (NASCIMENTO, 2014), verificou que dos 24 poços abertos para avaliar a qualidade da água subterrânea, 18 apresentaram resíduos de defensivos agrícolas (Azoxystrobin, Imidacloprid e Phenthoate) em concentrações acima do permitido pela legislação. Ainda nesse estudo, foi analisado o sangue de 36 agricultores, afim de verificar a ação da enzima colinesterase, que é inibida na presença de defensivo agrícola das classes dos organofosforados e dos carbamatos, e 52,78% dos agricultores apresentaram baixo índice dessa enzima. Entre 2007 e 2014 foram registradas 68.873 notificações de

intoxicação por defensivo agrícola no Brasil. Quando a análise foi realizada por município notificante, entre 2011 e 2014, Recife (1.818), São Paulo (1.264), Fortaleza (955), Brasília (786) e Salvador (737) foram as cidades que mais registraram intoxicações por agrotóxicos (BRASIL, 2016). Além dos problemas à saúde humana, os defensivos agrícolas podem apresentar Cu, Fe, Pb e Ni em sua composição e, quando usados de forma indiscriminada, causam fitotoxicidade em plantas e danos à microbiota do solo (ZAMBOLIM et al., 1999).

Nas culturas olerícolas, que apresentam alta taxa de crescimento devido ao ciclo relativamente curto, há uma grande demanda nutricional e maior susceptibilidade a pragas e doenças num curto período de tempo. Com isso, os agricultores adotam práticas agrícola, como aplicações de defensivos e fertilizantes, para elevar a produtividade, mas associado a este processo verifica-se a introdução de contaminantes, não apenas no solo, mas também nas hortaliças. Gimeno-García et al. (1996) verificaram que aplicações de fertilizantes e defensivos na cultura do arroz podem promover a acumulação de Cd, Pb e Ni nos solos e vegetais. O solo cultivado requer atenção especial, pois muitos destes solos estão contaminados com metais, devido à atividade agrícola, e ainda assim continuam sendo utilizados (HU; DING, 2009).

### **2.3 Metais Potencialmente Tóxicos no Solo**

As pesquisas sobre contaminantes no ambiente agrícola cresceram significativamente nas últimas décadas e, nesse cenário, diversos estudos sobre metais potencialmente tóxicos foram desenvolvidos com o objetivo de entender a origem, suas funções, toxicidade e reações químicas (NRIAGU 1988; ALLOWAY, 1993; ALLEONI et al., 2005; KABATA-PENDIAS, 2011; ZHANG et al. 2015). O termo “metal pesado”, segundo a Internacional Union of Pure and Applied Chemistry – IUPAC, é muito impreciso, usado vagamente para se referir ao elemento e seus compostos (DUFFUS, 2002). Além disso, baseia-se na categorização por densidade, que não é uma propriedade biologicamente significativa (HODSON, 2004; MADRID, 2010; CHAPMAN, 2012) Portanto, neste trabalho foi adotado o termo “metal” para agrupar elementos químicos, que inclui metais e semi-metais, associados à toxicidade e potencial poluidor dos recursos naturais e que tende a se acumular na cadeia alimentar (BURAK et al., 2010; BIONDI et al., 2011; SILVA et al., 2012; SIMASUWANNARONG et al., 2012; SANTOS; ALLEONI, 2012; POURRET; BOLLINGER, 2018).

Alguns metais são essenciais para as plantas (Fe, Zn, Cu, Ni e Mn) atuando como cofatores enzimáticos em plantas, microrganismos e mamíferos, ou só têm função conhecida no metabolismo de animais (Cr, Co e Se) (SELINUS, 2004; BREVIK, 2009). Metais como As, Cd, Hg e Pb não apresentam função biológica conhecida, possuem alta toxicidade e ação carcinogênica e teratogênica, podendo causar doenças cardíacas crônicas entre outros efeitos deletério a diversos organismos vivos (KIM et al., 2015). Um dos aspectos mais importantes que distingue metais de outros poluentes tóxicos é o fato de sua toxicidade ser grandemente controlada pela sua espécie química, ou seja, a forma em que a molécula ou íon encontra-se no solo (MCBRIDE, 1994). O estado de oxidação de alguns metais determina sua mobilidade e biodisponibilidade. Além da baixa mobilidade nos solos, a maioria dos metais não sofre degradação microbiana ou química, por isso, as concentrações no solo persistem por um longo tempo após a sua entrada (GUO et al., 2006).

A origem primária dos metais no solo é o seu material de origem, visto que a maioria das rochas contém em sua composição um grande número de metais. De um modo geral, o solo possui uma elevada capacidade de reter elementos químicos, dentre eles os metais, mas se essa capacidade for ultrapassada, os metais presentes no solo podem ser lixiviados, colocando em risco a qualidade das águas subterrâneas e superficiais, entrando na cadeia alimentar dos organismos vivos (CASARTELLI; MIEKELEY, 2003). Uma vez no solo, os metais podem sofrer reações químicas, que os torna mais biodisponíveis (MEURER et al., 2006).

O valor do pH é um dos fatores mais importantes no controle da concentração de metais na solução do solo (AMARAL SOBRINHO et al., 1992). A modificação do pH afeta diretamente as características dos componentes minerais e orgânicos da fase sólida, cujas cargas são dependentes de pH (UREN, 1992), determinando a reatividade dos seus grupos funcionais de superfície, tais como: carboxil (-COOH), hidroxil (-OH), óxidos de ferro (Fe]-OH), óxidos de alumínio (Al]-OH) e silanol (Si]-OH), tais grupos dão origem as cargas positivas ou negativas através da adsorção ou dessorção de prótons (íons  $H^+$ ) ou de íons hidroxil (OH) pelos grupos funcionais de superfícies, influenciando no grau de ionização e especiação dos elementos químicos (AMARAL SOBRINHO et al., 1992; MEURER et al., 2006). Porém, quando há um balanço de cargas elétricas nulo, é evidenciado o ponto de carga zero - PCZ, ou seja, uma igualdade entre a quantidade de cargas negativas e cargas positivas.

Os óxidos de Fe, de Mn, e de Al presentes no solo, desempenham papel importante na imobilização dos metais (ARAÚJO et al., 2002). A adsorção desses metais aos óxidos de Al pode ocorrer por meio de ligações covalentes com OH e ou O na superfície desses colóides (HSU, 1989). Os óxidos de Fe apresentam o PCZ em média entre 7,0 e 9,0 e, portanto, não adsorvem a maioria dos metais em solos ácidos (MCBRIDE et al., 1997). Já os óxidos de Mn possuem superfícies carregadas negativamente em pH ácido (PCZ de 1,5 a 4,6), adsorvendo fortemente os metais (ABREU, 2002).

Além de ser uma importante condicionadora do solo e uma excelente fonte de nutrientes para as plantas, a matéria orgânica (MO) tem a característica de formar complexos estáveis com cátions metálicos, assim, em locais contendo um elevado teor de matéria orgânica solúvel, com grupos funcionais carregados negativamente, a retenção dos metais catiônicos tende a ser completa (WANG et al., 1995; YU et al., 2001).

No entanto, em certas condições de pH, a matéria orgânica poderá solubilizar ou imobilizar metais. Em solos ácidos, por exemplo, a formação de complexo ou quelatos solúveis podem influenciar o movimento do metal no solo, principalmente na forma coloidal (EGLI et al., 1999; DENAIX et al., 2001). McBride (1989) sugere a seguinte sequência de preferência na complexação pela matéria orgânica: Cu > Ni > Pb > Co > Ca > Zn > Mg. Os metais citados no início da sequência formam complexos de esfera interna com os grupos funcionais por coordenação, no entanto, os últimos formam complexos de esfera externa, permitindo a troca.

Cátions metálicos com maior valência se ligam a matéria orgânica do solo com maior intensidade (MCBRIDE, 1994). Ainda em condições extremamente ácidas (PCZ entorno de 2,5), o colóide exibe carga positiva e, assim, tem pequena capacidade adsortiva. Em condições alcalinas, a capacidade adsortiva da matéria orgânica excede consideravelmente a da maioria das argilas silicatadas, ficando o metal imóvel no solo. O Pb é adsorvido pela matéria orgânica através de complexos metálicos mais estáveis que reduzem sua disponibilidade (GUPTA; SINHA, 2006), o metal retido nesta fração do solo pode representar potencial risco ao ambiente, uma vez que quando solúvel ou decomposta, a matéria orgânica, pode liberar o elemento, contaminando solo, água e plantas (TORRI; LAVADO, 2009).

O Cd é um elemento químico que no solo apresenta-se livre em solução como  $Cd^{2+}$  (KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007). Em comparação com outros metais, o Cd apresenta alta mobilidade no perfil do solo (KIM; KIM, 2001), ou seja, independentemente do tipo de solo ou fonte de contaminação o Cd encontra-se altamente

disponível nos solos (STERCKEMAN et al., 2009). No entanto, alguns fatores como teor de matéria orgânica, pH e CTC podem afetar sua biodisponibilidade. Hasan et al. (2009) afirmam que a interação entre Zn e Cd é antagônica, de modo que solos com altos teores de Zn promovem uma redução na absorção de Cd pela planta.

O Pb, além de não sofrer degradação microbiana, e apresentar baixa mobilidade e solubilidade, tende a se acumular no solo superficialmente, diminuindo sua concentração ao longo do perfil (ADRIANO, 1986; PETERS; SHEN, 1992). O Pb comumente é encontrado na camada superficial do solo por ser fortemente adsorvido à matéria orgânica (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). A liberação do chumbo de complexos orgânicos para formas solúveis está fortemente relacionada com o pH. Solos com pH 5 e pelo menos 5% de matéria orgânica retêm o chumbo atmosférico na camada superior (entre 2 e 5 cm); em solos com pH entre 6 e 8 e baixo teor de matéria orgânica, pode haver formação de óxidos - hidróxidos de chumbo hidratados e precipitação na forma de carbonatos ou fosfatos; nos solos com pH entre 4 e 6, os complexos orgânicos do chumbo tornam-se solúveis e sofrem lixiviação ou são absorvidos pelas plantas, situação que requer atenção dos produtores agrícolas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

No solo, o Ni está distribuído entre a matéria orgânica como óxido amorfo e a fração argila dependendo do tipo de solo. O pH do solo é o principal responsável pela biodisponibilidade do Ni. Em  $\text{pH} < 6,5$ , a maioria dos compostos de níquel são solúveis, e em  $\text{pH} > 6,7$  o metal existe predominantemente na forma insolúvel como hidróxido de Ni (SUNDERMAN, 1998; KABATA; PENDIAS, 2001). As formas mais encontradas em solução nos solos alcalinos são  $\text{Ni}(\text{OH})^+$  e  $\text{Ni}^+$ , no entanto, também podem ocorrer as formas  $\text{NiCO}_3$ ,  $\text{NiHCO}_3^+$  e  $\text{NiB}(\text{OH})_4^+$  (SPOSITO, 1989; ALLOWAY, 1995).

#### **2.4 Valores Orientadores de Referência de Metais em Solos**

Diante dos grandes problemas ambientais que os solos contaminados pelas atividades antrópicas podem gerar, as agências regulamentadoras estabeleceram valores orientadores de qualidade que fornecem subsídios sobre a qualidade e as alterações do solo, sendo utilizado como instrumento nas políticas de prevenção e controle da contaminação e gerenciamento de áreas contaminadas sob investigação (CPRH, 2014). Estes valores são baseados na análise dos solos sem nenhuma ou mínima interferência antrópica. São estabelecidos três valores Orientadores de Qualidade do Solo (CONAMA, 2009):

*Valor de Referência de Qualidade – VRQ:* é o teor de um determinado elemento químico no solo, que define um solo como limpo. Considera-se como solo não contaminado aquele cujo teor de metais seja igual ou inferior ao VRQ. Esse valor deve ser utilizado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas.

*Valor de Prevenção – VP:* é a concentração limite de determinada substância no solo, de modo que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais. Esse valor deve ser utilizado como base para controlar a introdução de substâncias no solo e, quando ultrapassado, deverá ser realizado a monitoração e avaliação da causa deste alto teor, devendo os responsáveis legais pela introdução das cargas dos poluentes realizarem a eliminação das possíveis fontes de contaminação na área.

*Valor de Investigação – VI:* é o valor do elemento químico acima do qual existem riscos potenciais aos seres vivos. Quando for constatado valores acima do VI, a área deverá ser interditada e medidas que visem remediar e reduzir o risco de poluição deverão ser adotadas.

## **2.5 Fontes de Metais Potencialmente Tóxicos**

No ambiente, processos naturais como emissões vulcânicas, material de origem e intemperismo químico, podem liberar metais tóxicos como Cd, Pb e Cr (ADRIANO, 1986). A distribuição de metais em solos pode ser altamente variável e é influenciada pela heterogeneidade do material de origem (Tabela 2), além da ação conjunta dos processos e fatores que controlam a formação dos solos (MARTINEZ-LLADÓ et al., 2008).

Dessa forma, há distinção entre os teores naturais de metais nos solos em função do material de origem. Por exemplo, para o Cd, solos derivados de rochas ígneas contêm entre 0,1 e 0,3 mg kg<sup>-1</sup>, os oriundos de rochas metamórficas, entre 0,1 e 1,0 mg kg<sup>-1</sup> e nos provenientes das rochas sedimentares, até 10 mg kg<sup>-1</sup> de Cd (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Porém, a ação antropogênica é a maior responsável pela liberação de metais, sendo as mais comuns, as atividades de mineração, indústrias metalúrgicas, insumos na agricultura e queima de combustíveis fósseis (PAOLIELLO; CHASIN, 2001), estimando-se que mais de 90% do Cd presente no ambiente é proveniente dessas fontes (PAN et al., 2010).

**Tabela 2. Concentração média de metais em rochas.**

Elemento	Calcários	Arenitos	Basalto	Ultramáficas	Máficas	Graníticas	Crosta terrestre
	$\text{mg kg}^{-1}$						
Cd	0,1	0,04	0,2	0,05	0,13	0,009	0,13
Cr	5,0	35,0	250,0	2300,0	200,0	4,0	35,0
Cu	6,0	2,0	90,0	40,0	90,0	13,0	14,0
Ni	5,0	2,0	130,0	2000,0	150,0	0,5	19,0
Pb	5,0	10,0	4,0	0,05	3,0	24,0	17,0
Zn	40,0	20,0	100,0	60,0	100,0	52,0	52,0

Fonte: Adaptada de Alloway (2013).

A matéria orgânica usada como adubo em áreas de cultivo não é garantia de baixos níveis de metais, como é o caso do esterco de suínos, bovinos e aves, pois os alimentos desses animais são enriquecidos com nutrientes minerais e pode resultar em um esterco com altas concentrações de Zn, Cu, Fe e Mn (TEDESCO et al., 2008; MATTIAS et al., 2010). Alguns pesquisadores (SUSZEK et. al., 2007; SAMPAIO et al., 2009) afirmam que a aplicação destes resíduos orgânicos pode aumentar os teores destes elementos químicos no solo e nas plantas.

A pesquisa desenvolvida por Machado et al. (2008) avaliou os efeitos da cama de frango e torta de mamona e diferentes formas de aplicação dos adubos sobre a concentração de Pb em alface, sendo verificado que os altos teores de Pb na cultura foram ocasionados pelos compostos orgânicos utilizados, com maior contaminação verificada pelo uso da cama de frango ( $1,38 \text{ mg kg}^{-1}$ ), seguido pela torta de mamona ( $0,83 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Ainda segundo os autores, os maiores teores de Pb encontrados estavam associados à aplicação direto na cova, na qual o contato raiz/adubo é maior. A extração química de metais, após longos períodos de aplicações de esterco, foi avaliada por Mcgrath e Cegarra (1992), que concluíram que existem diferenças entre a distribuição química de metais em solos tratados com esterco e solos tratados com fertilizantes químicos.

Machado et al. (2009) estudando a contribuição à análise de perigos na produção de alface crespa em Goiás, encontraram níveis preocupantes de Pb devido à aplicação de cama de frango, visto que a ração consumida pelas aves apresentaram altos teores de Pb. Outra preocupação verificada pelos autores foi a poeira contendo partículas do metal, que

pode aderir à superfície do vegetal, e neste caso, a alface do tipo crespa estaria sujeita à retenção dessa poeira devido à característica própria de suas folhas.

Fertilizantes orgânicos utilizados na produção orgânica certificada apresentam limites máximos de metais, estabelecidos pelo Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) (BRASIL, 2006; 2007; 2011), menores do que os fertilizantes orgânicos utilizados na produção agrícola em geral (Tabela 3). No entanto, como não há limite máximo de Cu e Zn nos fertilizantes destinados ao cultivo convencional, o agricultor poderá utilizar camas de aves oriundas de criações intensivas, as quais podem apresentar altos teores desses metais e, assim, promover um incremento de metais à níveis preocupantes.

**Tabela 3. Limite máximo de As, Cd, Pb, Cr (total), Cr (VI), Cu e Zn na massa seca permitidos nos diferentes fertilizantes orgânicos.**

Elemento	Substrato <sup>1</sup>	Fertilizante Orgânico	
		Geral <sup>2</sup>	Certificada <sup>3</sup>
		mg kg <sup>-1</sup>	
Arsênio	20	20	20
Cádmio	8	3	0,7
Chumbo	300	150	45
Cromo (Total)	500	200	70
Cromo (VI)	SL	SL	0,0
Cobre	SL	SL	70
Zinco	SL	SL	200

<sup>1</sup> Limite máximo de contaminantes admitidos em substrato para plantas e condicionadores de solo (Instrução Normativa (IN) 27); <sup>2</sup> Limite máximo de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos para uso na produção agrícola em geral (IN 27; IN 24); <sup>3</sup> Limite máximo de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos destinados para produção orgânica certificada (IN 46; INI 28); SL = sem limite estabelecido pela instrução normativa.

Fonte: Bizarro et al. (2008)

O P é um elemento químico encontrado em baixas concentrações nos solos brasileiros, porém é exigido pelas culturas em grandes doses, o que pode favorecer a contaminação das culturas com Cd devido à presença desse metal em fertilizantes fosfatados (SILVA et al., 2017). No Brasil, o cultivo de batata, por exemplo, requer altas concentrações de P e é possível verificar agricultores aplicando doses acima de 600 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> por ciclo da cultura (FERNANDES et al., 2011). Dessa forma, caso não haja um controle nas aplicações de fertilizantes fosfatado, o resultado será a acumulação de Cd no solo e sua possível transferência para partes comestíveis da planta.

Os dados de Bizarro et al. (2008) relataram até 43 mg kg<sup>-1</sup> de Cd em fertilizantes fosfatados no Brasil. O superfosfato simples (SS, que é uma matéria prima da formulação

04-14-08) apresentou uma faixa de 2-12 mg kg<sup>-1</sup> de Cd. Considerando-se que uma tonelada da formulação 04-14-08 tem 770 kg de SS (cerca de 18% são de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), a aplicação de 4.000 kg desta fórmula pode adicionar até 37 g de Cd por hectare.

Carvalho et al. (2012), analisando teores de metais em fertilizantes e corretivos comercializados no Nordeste, encontraram em fertilizantes fosfatados um teor médio de Ni de 22,04 mg kg<sup>-1</sup> e nos fertilizantes mistos um teor de 21,88 mg kg<sup>-1</sup>. Já para os corretivos: calcário e gesso, os teores médios de Ni foram de 16,87 e 13,40 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Sampaio et al. (2008) realizaram experimentos com beterraba em vaso e analisaram os insumos químicos aplicados. Os autores verificaram altas concentrações de Cd e Ni no calcário e no superfosfato simples, o que corrobora os autores Amaral et al. (1994), Cravo et al. (1998) e Gonçalves júnior et al. (2000).

Como os fertilizantes não são completamente purificados durante o processo de fabricação, para diminuir os custos, eles geralmente contêm diversas impurezas, entre elas os metais (AMARAL SOBRINHO et al., 1992, 1997; RAMALHO et al., 1998). Esses metais também fazem parte dos componentes ativos dos defensivos agrícolas, como é o caso do uso de sais de Zn, arsenatos de Cu e de Pb e compostos metalo-orgânicos (TILLER, 1989; NÚÑEZ et al., 1999; SANTOS et al., 2002).

Núñez et al. (2006) estudando níveis de metais em tomate, pepino, repolho e pimentão produzidos em Paty do Alferes - RJ, com uso de fertilizantes químicos e orgânicos e defensivo agrícola por dois anos, encontraram altas concentrações de metais nesses insumos, como pode ser visto na Tabela 4.

É possível verificar como os defensivos agrícolas podem fornecer metais, como é o caso do Captan que forneceu 116,7 mg kg<sup>-1</sup> e Mancozeb 110,5 mg kg<sup>-1</sup> de Pb (Tabela 4), dois dos maiores fungicidas mais usados no Brasil. Já a cama de frango e esterco bovino forneceram 221,4 e 218,0 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Ribeiro et al. (2012) avaliaram os níveis de metais tóxicos e a qualidade da água do rio São Francisco, no segmento entre Três Marias e Pirapora – MG, e encontraram as maiores concentrações de metais nas áreas mais próximas aos plantios de frutas. Ainda segundo os autores, nessa área chamam atenção os níveis de Cd, Cr, Co, Ba e Mn, que estão relacionados aos produtos agroquímicos utilizados e ao manejo das culturas.

**Tabela 4. Quantidade total aplicada, por cultura, de fertilizantes, herbicidas e fungicidas utilizados no experimento (1998-2000) e respectivas concentração de metais.**

Produtos	Tomate	Pepino	Repolho	Pimentão	Pb	Cd	Ni	Mn	Zn
	----- kg ha <sup>-1</sup> -----				----- mg kg <sup>-1</sup> -----				
KCl+(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	401	600	468	140	11,0	77,0	8,2	472,0	130,2
Termof. Yoorin	700	700	445	800	67,2	4,6	3365,1	2504,8	335,6
Captan	3				116,7	7,2	222,9	315,3	196,4
Mancozeb	29				110,5	7,7	186,8	223,8	4,4
Cama de frango	7500	2500	3000		128,4	8,2	221,4	234,2	20,3
Torta de mamona	1670			2000	122,4	7,7	217,3	180,6	47,8
Esterco de curral	2620	46000	11000	40000	144,6	7,4	218,0	98,4	47,8
Tamaron BR	5				50,3	75,1	7,1	9,1	111,0
Parathion metil	25				26,1	4,1	15,8	1,3	18,7
Permethrina	2,5				45,9	5,2	8,1	1,9	6,8

Fonte: Núñez et al. (2006)

Com objetivo de reduzir os riscos de contaminação do solo e a transferência de metais para a cadeia alimentar pelo uso de fertilizantes, corretivos e resíduos industriais, o Ministério da Agricultura estabeleceu a Instrução Normativa SDA nº 27, de 05 de junho de 2006, que definiu os limites máximos de metais admitidos em fertilizantes minerais que contenham: P, micronutrientes isolados e em mistura com os demais nutrientes (BRASIL, 2006) (Tabela 5).

**Tabela 5. Limites máximos de metais estabelecidos pelo MAPA em corretivos e fertilizantes minerais que contenham: P, micronutrientes isolados e em mistura com os demais nutrientes.**

Metal	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Fertilizante misto	Fertilizantes com micronutrientes	Corretivos
	-----mg kg <sup>-1</sup> -----			
Arsênio	2	250	4000	
Cadmio	4	57	450	20
Chumbo	20	1000	10000	1000
Cromo	40			
Mercúrio	0,05			

Fonte: Brasil (2006)

## 2.6 Metais Potencialmente Tóxicos nas Plantas

As plantas absorvem os metais presentes na solução do solo, na forma iônica ou quelato ou até mesmo na forma de complexos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Para alguns metais, tais como cobre, zinco, níquel, boro e manganês, há uma maior transferência para a cadeia alimentar. Plantas hiperacumuladoras revelam grande afinidade para absorver determinados tipos de metais como é o caso do espinafre e nabo que absorvem preferencialmente Cd. A translocação do Pb pelas raízes para a parte aérea da planta representa apenas 3% do absorvido. No entanto, a fonte principal de contaminação é pela deposição nas folhas, através de deposição atmosférica e aplicações de produtos agrícolas pulverizados (BIEGO et al., 1998). Os metais aplicados via foliar penetram a cutícula e são submetidos ao estágio seletivo do floema que por sua vez promove a distribuição dentro das plantas (GEIGER, 1975).

Segundo Chaney e Oliver (1996), as plantas podem funcionar tanto como mecanismo de transferência de contaminantes do solo para níveis mais altos da cadeia trófica como importante barreira nessa transferência, restringindo a absorção da maioria dos elementos químicos do solo.

As hortaliças, em especial folhosas, quando comparadas com outros tipos de plantas como cereais, gramíneas e olerícolas tuberosas, tendem a acumular maiores quantidades de metais (LIAO et al., 2011; SHAHID et al., 2017). Peris et al. (2007) estudaram as diferenças na absorção e/ou acumulação dos teores de metais nas suas partes comestíveis (inflorescência e folhas). O conteúdo de metais (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn e Pb) foram maiores em culturas de folhas do que nas culturas de inflorescência, exceto para Zn. O alto metabolismo das culturas folhosas favorece uma maior absorção de metais, além disso, estas plantas absorvem mais facilmente metais que são depositados em suas folhas.

Dentre as espécies olerícolas, as Brassicaceae (repolho, couve-flor e couve) apresentam grande capacidade de absorver os metais Pb, Cr, Cd, Ni, Zn e Cu e concentrar nos seus tecidos (KUMAR et al., 1995). Outras culturas folhosas, como a alface, em ambiente contaminado, podem acumular altas concentrações de metais nas partes comestíveis (SANTOS et al., 1997; DINARDI et al., 2003; JORDÃO et al., 2006).

A presença de altas concentrações de metais pode promover fitotoxidez. Cunha et al. (2008) estudaram os efeitos da toxidez de Cd e Zn e, para isto, aplicaram doses crescentes desses metais em solos cultivados com plantas de milho e verificaram que a toxidez gerada pelo Cd promoveu clorose, encarquilhamento e enrolamento de folhas, restringindo a capacidade fotossintética. Já para o Zn, os sintomas tóxicos que se sobressaíram foram clorose internerval e marginal, associada à necrose no ápice e margens das folhas. Neste mesmo sentido, Lima et al. (2013) observaram que a toxidez

de Pb interferiu na absorção e distribuição de micronutrientes nos diversos órgãos das hortaliças, causando desbalanço nutricional.

Após absorvido, o Cd deve passar por inúmeras barreiras celulares que o impedem de atingir frutos e sementes na maioria das plantas, acumulando-se principalmente nas raízes e folhas (HASAN et al., 2009). Malavolta et al. (2006) verificaram que o nível crítico de Cd na parte aérea das culturas agrícolas é de 3 a 8 mg kg<sup>-1</sup>. No entanto, Lux et al. (2011) reportaram que concentrações de 5 a 10 µg g<sup>-1</sup> de Cd nas folhas são consideradas tóxicas para a maioria das culturas. No Brasil, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), através do Decreto no 55.871, de 26 de março de 1965, estabeleceu o valor de 1 mg kg<sup>-1</sup> como a concentração máxima de Cd permitida em alimentos (ANVISA, 1965). Já em 2013, a Diretoria Colegiada da ANVISA publicou através da resolução - RDC n°- 42, de 29 de agosto de 2013 novos limites máximos de contaminantes inorgânicos divididos por categoria de alimento: hortaliças leguminosas, raízes e tubérculos (0,10 mg kg<sup>-1</sup>), hortaliças do gênero Brassica (excluídas as de folhas soltas) e hortaliças Frutos (0,05 mg kg<sup>-1</sup>) e hortaliças folhosas (incluídas as Brassicas de folhas soltas) e ervas aromáticas (0,20 mg kg<sup>-1</sup>). Tais limites corroboram os mesmos adotados pelo Codex Alimentarius Commission - CAC (CODEX, 2012). Tavares e Carvalho (1992) afirmam que cerca de 5% do Cd ingerido é absorvido pelo trato gastrointestinal e a metade do Cd se deposita nos rins, permanecendo no organismo humano por até 10 anos.

Yang et al. (2011), analisando metais em alface produzida em Chongqing – China, encontraram um valor médio de Cd de 2,40 mg kg<sup>-1</sup>, já Machado et al. (2009) verificaram um valor médio de 1,13 mg kg<sup>-1</sup> em alfaces cultivadas no município de Aparecida de Goiânia – GO. Tais valores estão bem acima do limite estabelecido pela ANVISA (2013) e Codex (2012) que é de 0,20 mg kg<sup>-1</sup>. A principal forma de Cr absorvida pelas plantas é o cromato (CrO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). Para o Cr ser absorvido pela planta, primeiramente, o Cr(III) deve ser convertido em CrO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (KABATA PENDIAS; MURKHERJEE, 2007). O Cr absorvido nas raízes é translocado para a parte aérea da planta, principalmente via sistema de transporte de sulfato (CERVANTES et al., 2001). O Cr(VI), que é a forma mais tóxica e prejudicial ao ambiente, é facilmente reduzido a Cr(III) na presença de agentes redutores. Posteriormente, o Cr(III) pode formar complexos com compostos orgânicos, como o ácido húmico do solo (MCBRIDE, 1994; SPARKS, 2003; KABATA-PENDIAS; MURKHERJEE, 2007). No entanto, segundo Hansel et al. (2003), bactérias podem decompor os compostos orgânicos e promover a redução do Cr, que poderá ser

disponibilizado para as plantas. Os sais de níquel são tóxicos para as plantas. Sua disponibilidade às plantas depende da espécie vegetal e da natureza da associação química entre o metal com o resíduo orgânico e as características do solo que o recebe, por uma série de complexos químicos e interações biológicas, como pH, ligantes orgânicos e exsudatos da raiz (SMITH, 2009; VIOLANTE et al., 2010). Sua mobilidade na planta é considerada intermediária, tendo-se poucas informações sobre sua redistribuição (DECHEN; NACHTIGAL, 2006; REVOREDO; MELO, 2006).

A ANVISA (1965) determina o limite máximo tolerável de Ni em hortaliças como sendo de  $5 \text{ mg kg}^{-1}$ . É essencial a constante monitoração dos níveis de Ni já que a sua acumulação representa um sério risco à saúde humana, devido ao seu potencial carcinogênico (SIMÕES, 2007).

## 2.7 Avaliação de Risco à Saúde Humana

A ingestão de alimentos contaminados é a principal responsável pela acumulação de substâncias tóxicas em humanos (GILBERT, 1994), embora em alguns casos (ambientes com fumaças), a inalação seja uma das principais formas de exposição (TRIPATHI et al., 1997). As, Cd e Pb são elementos químicos que podem estar presente nos alimentos e são potencialmente prejudiciais à saúde (DORNE et al., 2011). A acumulação de metais em órgãos, após um consumo contínuo de gêneros alimentícios, pode levar a disfunções e doenças importantes (câncer, má formação e doenças cardíacas) (FLORA, 2009). Informações a respeito das concentrações dos metais nos alimentos e a ingestão diária são imprescindíveis para a avaliação do risco à saúde humana (ZHUANG et al., 2009). A exposição humana aos metais depende da concentração dos contaminantes nos vegetais e da quantidade consumida (SWARTJES et al., 2007). As estimativas do consumo de hortaliças feitas para países da Europa são de 61 g por dia na Suécia e 235 g por dia na Itália (EFSA, 2011). No Brasil, esses valores são maiores, o consumo de hortaliças é de  $254,5 \text{ g dia}^{-1}$  e  $85,9 \text{ g dia}^{-1}$  de frutas (IBGE, 2011). Dessa forma, um consumo regular de frutas e hortaliças com altas concentrações de substâncias tóxicas podem representar uma ameaça potencial para a saúde humana.

Avaliação da exposição é definida como a estimativa qualitativa e/ou quantitativa de contaminantes via alimento, bem como a exposição de outras fontes, se relevante (WHO, 1997). A exposição humana às substâncias químicas presentes nos alimentos é estimada através da concentração da substância no alimento ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), do consumo do

alimento (kg) e do peso corpóreo (kg) do indivíduo (KROES et al., 2002). Vale salientar que a forma de obtenção dos dados, citados anteriormente, depende primariamente dos propósitos da avaliação do risco, se a exposição é crônica (as substâncias químicas na dieta ocorrem diariamente, por um período longo, inclusive durante toda a vida) ou aguda (avalia a exposição pelo consumo de uma única refeição ou durante 24 h) e do quão precisa e detalhada a estimativa deve ser. Além disso, a estimativa pode ser direcionada à população geral ou a determinados subgrupos populacional, como crianças (PETERSEN et al., 1996). Também é importante analisar como se dá a exposição, se a exposição é simultânea a várias substâncias químicas na dieta (cumulativa) e/ou é advinda de várias fontes de exposição possíveis de ocorrer além do consumo de alimentos, como de água e solo, e a exposição dérmica e inalatória em ambientes residenciais ou exteriores (EPA, 2001).

Após a obtenção dos dados é preciso definir o modelo para realizar o cálculo da exposição. A escolha do modelo depende de vários fatores, incluindo o objetivo do estudo, os dados disponíveis e a exatidão exigida nos resultados (KROES et al., 2002). Porém, dois modelos podem ser utilizados para o cálculo da exposição: o modelo determinístico e o probabilístico. No modelo determinístico, valores fixos, pontuais, de concentração e consumo são utilizados no cálculo da ingestão, como a média, mediana, 97,5 percentil ou valor máximo (IPCS; WHO, 2003). Esse modelo supõe que todos os indivíduos de uma população amostral consomem a mesma quantidade de um alimento que contém sempre a mesma concentração da substância de interesse e possuem o mesmo peso corpóreo. No entanto, mesmo limitada, a avaliação determinística da exposição é importante para diagnosticar inicialmente uma situação de risco (JARDIM; CALDAS, 2009). Balkhair e Ashraf (2016) realizaram uma análise exploratória do risco à saúde humana pelo consumo de hortaliças, desconsiderando as demais vias de exposição, sendo escolhido apenas o público adulto (60 anos) com peso corporal e consumo de alimento constante. Embora os metais Cd e Pb apresentaram um potencial risco à saúde dos consumidores, os autores concluíram que o estudo fornece uma breve visão sobre possíveis estimativas de risco para a saúde, sendo necessário estudos que considerem as diferentes vias de exposição e os grupos expostos.

O modelo probabilístico de avaliação da exposição é mais específico, pois envolve a descrição da quantidade consumida, peso corpóreo e a concentração da substância, além disso presume que todos os alimentos contêm a substância no nível do limite máximo e que o indivíduo os consome diariamente durante toda a vida (JARDIM; CALDAS, 2009).

Trabalhos que visem estimar a exposição cumulativa e agregada a resíduos e contaminantes, adotam o método probabilístico (EPA, 2001; BOOBIS et al., 2007).

Uma avaliação do risco para a saúde de adultos e crianças expostas a solos urbanos foi desenvolvida por Tepanosyan et al. (2017), permitindo verificar que crianças (6 anos) estavam sujeitas a um risco potencial pela exposição aos solos residenciais com conteúdo de Pb provenientes de fontes difusas. Esses dados são coerentes com o trabalho de Li et al. (2017), no qual os riscos para a saúde das crianças, por ingestão acidental de solos, eram maiores do que para adultos, sendo recomendado uma avaliação de risco considerando as múltiplas vias de contaminação. Outros trabalhos foram desenvolvidos com o objetivo de avaliar os riscos à saúde pela ingestão de alimentos, assim como foi o estudo desenvolvido por Qureshi et al. (2016), que foi importante para informar a população que o consumo de olerícolas, irrigadas com águas residuais tratadas, era seguro. Nesse sentido, em São Paulo, Guerra et al. (2012) avaliaram o risco que a população adulta e infantil estão expostas ao ingerir olerícolas (com concentrações de metais) comercializadas na Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo – CEAGESP. Os autores verificaram que embora o índice de perigo fosse maior para as crianças (0,68) do que para adultos (0,57), nenhum grupo estava exposto a um risco potencial. No entanto, quando na avaliação de risco é considerada mais de uma via de exposição, permite uma interpretação mais segura. Li et al. (2015) verificaram que o risco à saúde pela exposição a ingestão acidental de solos, contato dérmico e inalação de poeira com metais, quando analisados separadamente não apresentavam problemas, mas quando calculado o índice de perigo, que soma todas as rotas de exposição, para Cd e Cr apresentou um risco inaceitável para adultos e crianças. Já a pesquisa desenvolvida por Liu et al. (2013), além das rotas citadas no trabalho anterior, também considerou a ingestão de olerícolas. De modo que, a ingestão de olerícolas apresentou contribuição superior a 85% no risco total, sendo o Cr e Cd os metais que poderiam causar maiores efeitos adversos a saúde da população exposta.

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) é a responsável, no Brasil, por realizar avaliação de risco da exposição humana a substâncias e contaminantes em alimentos decorrentes da contaminação por aditivos, pesticidas, metais e drogas veterinárias (ANVISA, 2017).

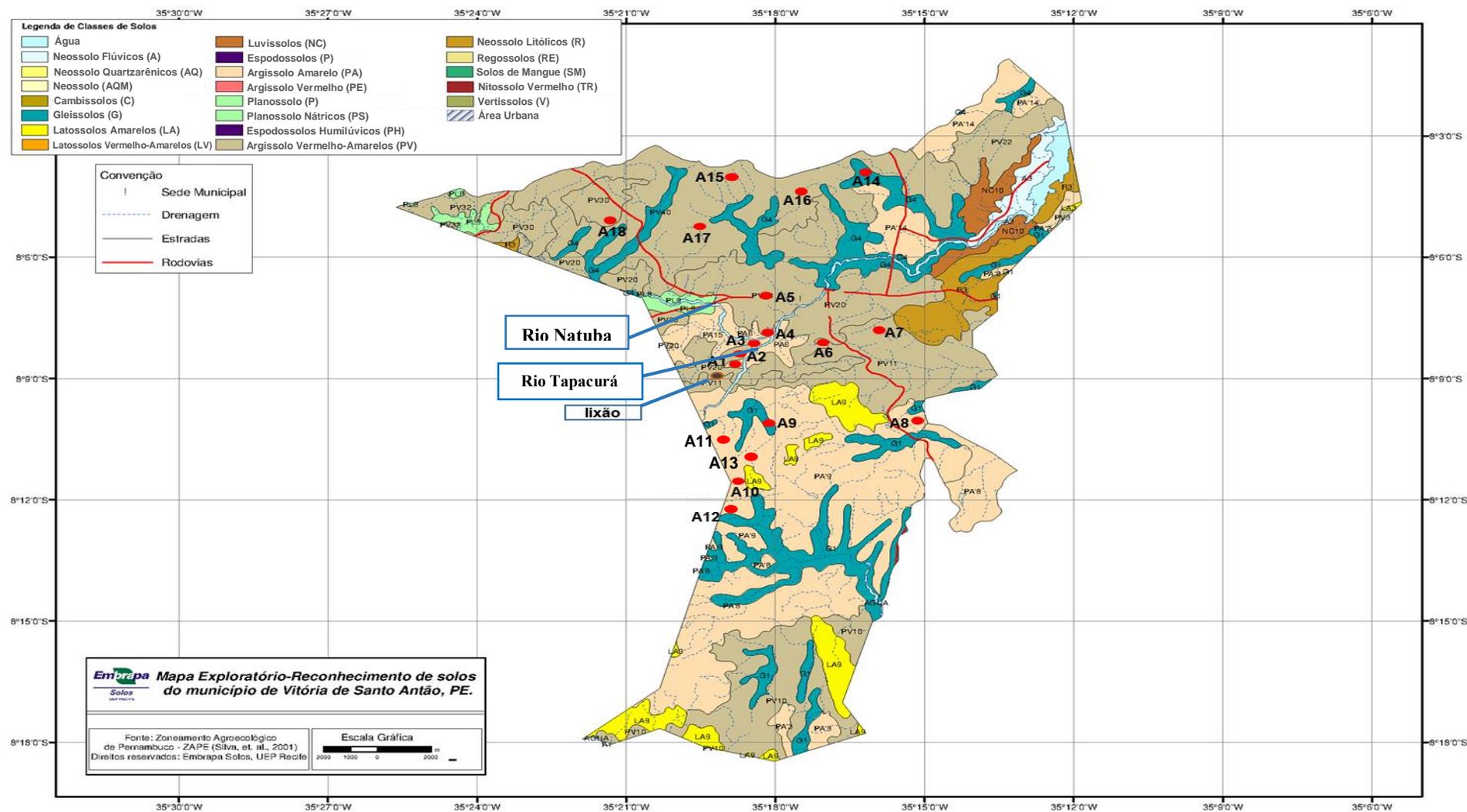
### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Local de Estudo

Os solos utilizados para análises são oriundos de áreas produtoras de hortaliças do município de Vitória de Santo Antão, considerado o maior produtor de folhosas de Pernambuco (CEASA, 2013), localizado na mesorregião da Mata Sul do Estado de Pernambuco. A microrregião de Vitória de Santo Antão apresenta o clima do tipo Tropical Chuvoso com verão seco, com temperatura máxima de 34,9 e mínima de 19,8°C, umidade relativa de 31%, pluviosidade média de 1309,9 mm, sendo outubro o mês mais seco com 24 mm e Junho o mês de maior precipitação, com uma média de 158 mm (APAC, 2016). A cidade está inserida, geologicamente, na província Borborema, sendo constituído pelos litotipos do complexo Belém do São Francisco (gnaiesses e migmatitos). Quanto à formação pedológica, nos solos da região predominam os Argissolos Amarelos e Vermelhos Amarelados (EMBRAPA, 2000) (Figura 1), sendo bem drenados e profundos. Foram selecionados dezoito locais de coletas com base na importância produtiva e econômica para a cidade, e associada as práticas agrícolas, realizadas sem orientação técnica, era esperado altos teores de metais nos solos e vegetais. Esses locais foram georreferenciados, com coordenadas geográficas obtidas por GPS (Tabela 6).

Natuba é uma “área de influência”, visto que é a maior área produtora da região e por isso foi subdividida em subáreas conforme a presença de fatores que pudessem contribuir para a contaminação ambiental. Dessa forma, foram selecionadas as áreas: A1 por apresentar nas proximidades a presença do lixão da cidade, onde ocorre depósitos de lixo domésticos para serem queimados ao ar livre, a área A2 que fica as margens da BR 232, onde há um grande tráfego de veículos, e a área A4, próxima ao rio Tapacurá, rio extremamente poluído devido ao constante despejo de esgoto doméstico e que em épocas de grandes chuvas transborda e alaga toda a área cultivada (APRILE et al., 2003).

Figura 1. Localização dos pontos de coleta na Cidade de Vitória de Santo Antão-PE



Fonte: Embrapa (2000). Os pontos em vermelho indicam a localização das áreas de estudo.

**Tabela 6. Áreas e coordenadas geográficas das coletas em Vitória de Santo Antão – PE.**

Área	Sigla	Coordenadas
Natuba (prox. Ao Lixão)	A1	8°08'44.6"S 35°18'42.5"W
Natuba – próximo a BR 232	A2	8°08'36.3"S 35°18'27.8"W
Natuba	A3	8°08'15.6"S 35°18'52.6"W
Natuba – Rio Tapacurá	A4	8°08'03.9"S 35°18'11.0"W
Cedro	A5	8°07'51.5"S 35°18'04.6"W
Ladeira de Pedra	A6	8°08'13.7"S 35°16'59.4"W
Galileia	A7	8°08'00.2"S 35°15'39.0"W
Engenho Genipapo	A8	8°10'09.2"S 35°15'47.9"W
Laranjeirinha	A9	8°10'10.4"S 35°18'06.8"W
Mocotó	A10	8°11'41.2"S 35°19'40.4"W
Mocotó	A11	8°11'14.0"S 35°20'12.3"W
Engenho Pitú	A12	8°12'21.6"S 35°20'25.0"W
Serra Grande	A13	8°12'04.6"S 35°20'54.1"W
Cacimbas	A14	8°03'56.0"S 35°16'00.3"W
Oiteiro	A15	8°03'58.4"S 35°18'24.5"W
Oiteiro	A16	8°04'10.9"S 35°17'42.2"W
Chã de Serraria	A17	8°04'48.0"S 35°19'45.7"W
Pirituba	A18	8°04'22.1"S 35°21'16.6"W

Fonte: O autor

### 3.1.1 Levantamento de Informações

Segundo informações do presidente da Associação dos Produtores de Hortaliças de Vitória de Santo Antão – PE, a exploração das áreas iniciou-se a aproximadamente 30 anos com pequenas criações de animais, culturas anuais (milho, feijão e mandioca) e plantio de hortaliças folhosas. No ano de 2000, devido ao grande volume de defensivo agrícola aplicado, muitas áreas foram classificadas como inapropriadas para o cultivo pela Agência de Vigilância Sanitária – ANVISA, e, como consequência, os agricultores foram multados e proibidos de cultivar por 5 anos, mas ao regressar as atividades, as práticas antigas se repetiam. No período das coletas, foi informado pelos agricultores que a produção das culturas nos últimos dois anos havia caído. Produtores que colhiam 40 mil plantas de alface passaram a colher 20 mil plantas, com um custo de produção ainda

maior. Segundo os agricultores, essa situação pode ser explicada pelo maior ataque de pragas e doenças, além de reconhecerem o desgaste do solo pelo cultivo intensivo. Isso tem feito com que busquem novas áreas e aos poucos deixem de produzir nas áreas problemáticas.

Os agricultores realizam todas as atividades na própria área, desde a sementeira até a preparação das hortaliças para serem comercializadas. Nessa região, o manejo do solo para o plantio das hortaliças é feito de forma semelhante, independentemente do tipo de cultura e da classe de solo. O plantio é feito em canteiros com altura de 0,20 a 0,40 m e comprimento variado (Tabela 7).

**Tabela 7. Informações das áreas cultivadas em Vitória de Santo Antão -PE**

Áreas	Área cultivada (ha)	Culturas	Tempo de cultivo (anos)
A1	2,5	Alface, coentro, cebolinha, rúcula, pepino, Rabanete, bredo, mostarda, hortelã e pimenta.	20
A2	2	Alface, coentro, cebolinha, rúcula, pepino, Rabanete, bredo, hortelã, mostarda e pimenta.	25
A3	5,5	Alface, coentro, cebolinha, rúcula, pepino, Rabanete, bredo, hortelã e pimenta.	15
A4	3,5	Alface, coentro, cebolinha, rúcula, pepino, mostarda, Rabanete, bredo, hortelã e pimenta.	16
A5	2,5	Alface, coentro, cebolinha, rúcula, hortelã e pimenta.	10
A6	5	Alface, coentro, cebolinha, rúcula.	15
A7	6	Alface, coentro, cebolinha, rúcula e acelga	20
A8	2	Alface, coentro, cebolinha, rúcula, pepino, Nabo.	25
A9	3,5	Alface, coentro, cebolinha.	26
A10	4	Alface, coentro, cebolinha, rúcula e acelga.	15
A11	6,5	Alface, coentro, cebolinha, rúcula, pepino.	12
A12	4,5	Alface, coentro, cebolinha, tomate e quiabo	20
A13	3,5	Alface, coentro, cebolinha, hortelã e acelga.	25
A14	2,5	Alface, coentro, cebolinha, rúcula, acelga e mostarda	22
A15	4	Alface, coentro, cebolinha, acelga e pimenta.	18

Continua

Continuação

Áreas	Área cultivada (ha)	Culturas	Tempo de cultivo (anos)
A16	4,5	Alface, coentro, cebolinha, rúcula, pepino e tomate.	20
A17	5	Alface, cebolinha, rúcula, hortelã e abobrinha	10
A18	3,5	Alface, coentro, rúcula, hortelã e abobrinha	25

Fonte: O autor

Antes de realizar o plantio ou transplântio, o agricultor prepara o canteiro descompactando e revolvendo o solo (uma camada de 10 cm), retirando todos os restos de culturas e plantas invasoras, e por fim, faz o alinhamento do canteiro. Após essa etapa, é feito o plantio (culturas como cebolinha, coentro, rúcula, entre outras) ou transplântio (alface) sempre pela manhã. A irrigação é realizada por meio de microaspersores diariamente sem considerar a necessidade da cultura ou a umidade do solo. O uso de esterco (bovino e aves) como fonte de nutrientes é de praxe. Os agricultores compram esse material através de intermediadores que levam o material direto para a plantação, de modo que o agricultor não tem noção da origem e nem da qualidade (química) do seu fertilizante orgânico. O fertilizante orgânico é aplicado a lanço nos canteiros antes do plantio, momento em que o solo é revolvido, e após o plantio. Essa prática é realizada a cada ciclo da cultura (Tabela 8).

**Tabela 8. Descrição dos fertilizantes e defensivos agrícolas utilizados nas áreas de cultivo**

Produto	Classe e composição	Dose (ha)	Frequência de aplicações
NPK 15-11-11	Fertilizante - N 15%, P 11% e K11%	50 kg	1
Fertilizante 1	Fertilizante - Cu 20%, S 10% e Ca 3%	0,3 kg	4
Fertilizante 2	Fertilizante - N 6% e P 30%	2 L	2
Fertilizante 3	Fertilizante - 15% P, 8% K, Zn 2%, Cu 0,3%	3 L	1
Fertilizante 4	Fertilizante - P 20%, Cu 3,5% e S 1,75%	2 L	1
Fertilizante 5	Fertilizante - NPK 20% e Fe + B + Zn 1%	2 L	1
Inseticida 1	Inseticida - Imidacloprido	0,3 kg	4
Inseticida 2	Inseticida e acaricida - ABAMECTINA	0,1 L	5

Continua

Continuação

Produto	Classe e composição	Dose (ha)	Frequência de aplicações
Herbicida	Herbicida Sistêmico - FLUAZIFOPE-P-BUTÍLICO	0,5 L	3
Fungicida 1	Fungicida bactericida microbiológico - Bacillus subtilis	2 L	2
Fungicida 2	Fungicida Sistêmico - AZOXISTROBINA	0,12 kg	4
Esterco bovino	Adubo orgânico	800 kg	1
Cama de frango	Adubo orgânico	500 kg	1

Fonte: O autor

Os fertilizantes usados são divididos em duas classes: fertilizantes aplicados no solo (em pó ou peletizados) e fertilizantes aplicados na parte aérea das plantas (líquidos), ambos aplicados sem análise de solo ou foliar. Os fertilizantes são parcelados em 1 a 4 aplicações durante o ciclo, sendo aplicados a partir dos 14 dias após o transplântio para o canteiro ou 30 dias após o plantio direto.

Segundo os agricultores, a calagem sempre foi uma prática adotada nessas áreas, com aplicações superior a 20 t ha<sup>-1</sup> no intuito de fornecer cálcio e controlar a acidez do solo. Porém, essa prática foi diminuindo ao longo dos anos devido a aplicação de biofertilizantes (que fornecem Ca) e a maior aplicação de matéria orgânica (esterco).

Os defensivos agrícolas são aplicados de forma intensiva, inadequada e indiscriminada, colocando em risco a vida dos aplicadores e consumidores. Muitas vezes, o excesso de aplicações de defensivos agrícolas se deve à ineficiência da aplicação dos produtos. Isso ocorre em função do mau estado de conservação dos equipamentos de pulverização, da falta de calibração e regulagem dos pulverizadores, bem como da falta de capacitação de agricultores e trabalhadores rurais. As aplicações são realizadas diariamente, visto que as áreas normalmente apresentam culturas em diferentes estados de desenvolvimento. Desta forma, além da dose recebida diretamente, há a dose que, de forma indireta, é recebida através da deriva (o vento leva as gotículas dos produtos aplicados). O período de carência não é respeitado, havendo aplicações de defensivo agrícola poucos dias antes da colheita.

## 3.2 Coleta das Amostras

### 3.2.1 Solos

As amostras de solo foram coletadas nos canteiros, na camada de 0-20 cm, em Março de 2016. Nesse período ocorreu uma pluviosidade de 143,0 mm (IPA, 2016). Nas 18 áreas de produção, foram coletadas três amostras compostas, sendo cada amostra formada por dez amostras simples escolhidas aleatoriamente, para obter mais representatividade da área, totalizando 54 amostras de solo. Para a coleta, foi utilizado um trado de aço inox para evitar possíveis contaminações. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados, lacrados, embalados e armazenados em temperatura ambiente até serem transportadas para a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

### 3.2.2 Coleta das Amostras Vegetais

Nas áreas de coleta de solo também foram coletadas amostras de hortaliças. Nas áreas A1, A2 e A4 foram coletadas as plantas inteiras das olerícolas (raiz, caule, folha, flor e fruto, esses dois últimos quando presente na cultura) em março de 2016 (Tabela 9). E nas demais áreas foram coletadas apenas plantas de alface lisa cultivar Vitória (apenas a parte comestível), por ser a cultura cultivada em todas as áreas, além da sua grande importância econômica para a região. A coleta das amostras foi realizada concomitantemente a coleta dos solos. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos e transportadas para a UFPE. A quantidade de amostras por cultura variou de acordo com o tipo e com a quantidade que o produtor tinha disponível para fornecimento.

No laboratório, as amostras foram lavadas com água da torneira, água destilada, detergente suave a 0,3 % e água ultrapura, e foram armazenadas em sacos de papel. Em seguida, esse material foi seco em estufa de circulação forçada a 65 °C até peso constante e, posteriormente, passado em moinho do tipo Willey, equipado com peneira de 20 cm<sup>2</sup> e abertura de 20 mesh, e reservados em sacos plásticos para análise química.

**Tabela 9. Informações das culturas coletadas e suas respectivas áreas**

Cultura	Nome Científico	Produção	Órgão analisado	Área da coleta
Alface Vitória (Lisa)	<i>Lactuca sativa</i> L.	20000 pls ha <sup>-1</sup>	Raiz, caule e folhas (parte comestível)	A1, A2 e A4
Alface Vitória (Lisa)	<i>Lactuca sativa</i> L.	20000 pls ha <sup>-1</sup>	Folhas (parte comestível)	A1 a A18
Alface Mimosa (Roxa)	<i>Lactuca sativa</i> L.	15000 pls ha <sup>-1</sup>	Raiz, caule e folhas (parte comestível)	A1, A2 e A4
Alface Cristina (crespa)	<i>Lactuca sativa</i> L.	17000 pls ha <sup>-1</sup>	Raiz, caule e folhas (parte comestível)	A1, A2 e A4
Alface (Americana) Grandes Lagos	<i>Lactuca sativa</i> L.	6000 pls ha <sup>-1</sup>	Raiz, caule e folhas (parte comestível)	A1, A2 e A4
Pepino Caipira	<i>Cucumis sativus</i> L.	20 t ha <sup>-1</sup>	Raiz, caule, folhas, flor e fruto (parte comestível)	A1, A2 e A4
Continuação				
Pepino Aodai	<i>Cucumis sativus</i> L.	18 t ha <sup>-1</sup>	Raiz, caule, folhas, flor e fruto (parte comestível)	A1, A2 e A4
Cebolinha Todo Ano	<i>Allium</i> <i>Schoenoprasum</i> L.	15000 molho ha <sup>-1</sup>	Raiz e parte comestível (bulbo e folha, separadamente)	A1, A2 e A4
Rabanete Gigante	<i>Raphanus sativus</i>	10000 molho ha <sup>-1</sup>	Raiz (parte comestível), Caule, Folha	A1, A2 e A4
Mostarda	<i>Brassica juncea</i> (L.) Coss.	20000 molho ha <sup>-1</sup>	Raiz, Caule, Folha (Parte comestível) e flor	A1, A2 e A4
Rúcula Cultivada	<i>Eruca sativa</i> L.	1000 molho ha <sup>-1</sup>	Raiz e Folha (Parte comestível)	A1, A2 e A4

Fonte: O autor

### 3.2.3 Insumos Agrícolas

As amostras de fertilizantes e defensivos agrícolas foram fornecidas pelos agricultores. Essas amostras foram maceradas (produtos granulares) em almofariz de ágata e passadas em peneiras de aço inoxidável, com malha de abertura de 0,3 mm e armazenadas em potes de plástico.

A amostragem do esterco bovino e da cama de frango foi realizada através da coleta aleatória de material distribuído nas áreas produtoras. De cada depósito, foram retiradas 05 amostras simples, as quais foram adequadamente homogeneizadas para compor uma amostra composta e armazenada em sacola de plástico. Para a determinação da umidade, o material permaneceu em estufa à 65 °C, até atingir peso constante. As amostras secas foram, então, moídas em moinho do tipo Willey, equipado com peneira de aço inoxidável de 20 mesh.

### **3.3 Análises Químicas e Físicas**

As amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de abertura de malha 2 mm. Os atributos químicos analisados foram: pH em água (1:2,5);  $K^+$  e  $Na^+$  trocáveis determinados por fotometria de emissão de chama após extração com extrator Mehlich-1,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  trocáveis por espectrofotometria de absorção atômica após extração com solução de cloreto de potássio 1 mol L<sup>-1</sup>;  $Al^{3+}$  trocável por titulação após extração com solução de KCl 1 mol L<sup>-1</sup>; H+Al por titulação após extração com solução de acetato de cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup>; fósforo disponível por colorimetria após extração com extrator Mehlich-1 (EMBRAPA, 2011). O C orgânico foi determinado pelo método de Walkley-Black modificado (SILVA et al., 1999). A partir dos resultados do complexo sortivo, foram calculados os valores de soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial (CTC pH 7,0) e efetiva (CTC<sub>e</sub>), saturação por bases (V) e saturação por Al (m). Foram realizadas as análises físicas seguindo o método recomendado pela EMBRAPA (2011). A análise granulométrica foi realizada pelo método do densímetro; as frações de argila e de silte foram determinadas por sedimentação, após dispersão com hexametáfosfato de sódio, e a fração areia foi obtida por peneiramento.

### **3.4 Determinação dos Teores de Metais nas Amostras de Solos**

A digestão das amostras foi realizada no Centro de Apoio à Pesquisa-CENAPESQ/UFRPE. Alíquotas de Terra Fina Seca ao Ar - TFSA (aproximadamente 10 cm<sup>3</sup>) foram maceradas em almofariz de ágata. Posteriormente, foram passadas em peneira de 0,3 mm de abertura de malha (ABNT 50), com malha de aço inoxidável, a fim de evitar contaminações. Para a extração dos teores dos metais Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, e Zn nas amostras de solo, adotou-se o método de digestão 3051A (USEPA, 1998). Para este

procedimento, foi transferido 1g da amostra pulverizada para tubos de teflon, onde foram adicionados 9 mL de ácido nítrico 65% e 3 mL de ácido clorídrico 37%, sendo todos de alto grau de pureza analítica (Merck PA). A digestão foi realizada em sistema fechado, forno de microondas (Mars Xpress), por 8'40" na rampa de temperatura, tempo necessário para atingir 175°C, mantendo-se esta temperatura por mais 4'30". Após resfriamento, os extratos foram passados para balões volumétricos certificados (NBR ISSO/IEC) de 25 mL e completados com água ultra pura, foram filtrados com papel de filtro lento e armazenados em tubos.

Para garantir resultados mais confiáveis, todas as análises foram realizadas em triplicata, usando amostras de solo SRM 2711a (Montana II Soil.) com teores dos elementos químicos certificados, produzidos pelo National Institute of Standard and Technology-NIST. Os procedimentos analíticos foram verificados através da análise dos materiais de referência certificados (CRMs) usando a mesma digestão e métodos analíticos.

A determinação dos metais foi realizada no Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE), por meio da Espectrometria de Absorção Atômica de Chama (FAAS) para os metais Cu, Fe e Zn, devido as maiores concentrações (mg/L), e Espectrometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite (GFAAS) para os metais Cd, Cr, Ni e Pb, justificado pelas menores concentrações ( $\mu\text{g/L}$ ).

### **3.5 Determinação dos Teores de Metais nas Amostras Vegetais**

A digestão das amostras vegetais foi realizada no Centro de Apoio à Pesquisa-CENAPESQ/UFRPE, para tal foram realizados os mesmos procedimentos descrito anteriormente para o solo (método 3051A), alterando apenas o peso da amostra, neste caso utilizando 0,5 g. O controle de qualidade do procedimento analítico foi realizado utilizando amostra de folhas de espinafre SRM 1570a (Trace Elements in Spinach) com teores de metais certificados, produzidos pelo National Institute of Standard and Technology-NIST. A determinação dos elementos químicos foi realizada da mesma forma que para o solo, utilizando-se FAAS para os metais Cu, Fe e Zn e o GFAAS para os metais Cd, Cr, Ni e Pb, no Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE).

### 3.6 Determinação dos Teores de Metais nos Insumos Agrícola

Para a digestão das amostras de esterco bovino, cama de frango, fertilizantes e defensivos agrícolas (apenas os de formulação em pó e granulado) foram realizados os mesmos procedimentos descrito anteriormente para a planta (método 3051A). No caso dos materiais de formulação em emulsão, foi feita uma diluição (1:100) para realizar a determinação. Em ambos os casos, a determinação dos metais foi feita através do FAAS para os metais Cu, Fe e Zn e a GFAAS para os metais Cd, Cr, Ni e Pb.

### 3.7 Transferência dos Metais do Solo para os Vegetais

O acúmulo dos metais nas partes das hortaliças foi calculado multiplicando seus teores pela produção de matéria seca de cada compartimento da planta. O potencial das plantas em extrair os metais da solução do solo foi avaliado pelo fator de transferência (t) por meio da Equação 1 (LUBBEN; SAUERBECK, 1991):

$$t = \frac{\text{metal na planta}}{\text{metal no solo}} \quad (1)$$

O cálculo de metal total na planta foi feito considerando o conteúdo dos metais na parte aérea (MSPA) somado ao das raízes (MSR), caule (MSC), flor (MSF) e fruto (MSFr), quando disponível na cultura. Quanto maior o fator t, maior a absorção do metal (HENRY, 2000).

Por meio do índice de translocação (IT), é possível avaliar a capacidade das hortaliças translocarem os metais da raiz para a parte aérea. O IT é calculado pela Equação 2 (PAIVA et al., 2002):

$$\text{IT parte aérea} = \frac{\text{teor MSPA}}{\text{teor (MSR+MSPA)}} \quad (2)$$

### 3.8 Avaliação da Exposição a Metais do Solo

O risco de exposição foi expresso em termos da dose diária, que foi determinada separadamente para cada metal, e o risco de cada via de exposição foi calculado usando as fórmulas (3) a (7) da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1996, 1997 e 2001).

A dose por ingestão de solo foi calculada usando:

$$D_{\text{ing}} = C \times \frac{I_{\text{ng}}R \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (3)$$

em que, D é a dose diária (mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>), C é a concentração de metal nas amostras (mg kg<sup>-1</sup>), IngR é a taxa de ingestão (100 mg dia<sup>-1</sup> para adultos e 200 mg dia<sup>-1</sup> para crianças - USDOE, 2011), EF é a frequência de exposição (250 dias ano<sup>-1</sup> para adultos e 350 dias ano<sup>-1</sup> para crianças - USDOE, 2011), ED é a duração da exposição (25 anos para adultos e 7 anos para crianças - USDOE, 2011), BW é o peso corporal médio (72 kg para adultos e 25 kg para crianças - USEPA, 1989), AT é o tempo médio [(AT = ED × 365 dias - USDOE (2011))].

a dose através da inalação do solo foi calculada usando:

$$D_{\text{ina}} = C \times \frac{I_{\text{nh}}R \times EF \times ED}{24 \times AT \times PEF} \quad (4)$$

em que, D é a dose diária (mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>), C é a concentração de metal nas amostras (mg kg<sup>-1</sup>), InhR é a taxa de inalação (20 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup> para adultos e 10 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup> para crianças - USDOE, 2011), EF é a frequência de exposição (250 dias ano<sup>-1</sup> para adultos e 350 dias ano<sup>-1</sup> para crianças - USDOE, 2011), ED é a duração da exposição (25 anos para adultos e 7 anos para crianças - USDOE, 2011), BW é o peso corporal médio (72 kg para adultos e 25 kg para crianças - USEPA, 1989), AT é o tempo médio [(AT = ED × 365 dias - USDOE (2011))] e PEF é o fator de emissão de partículas (1,36 × 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> - USEPA, 2011).

e a dose absorvida através do contato dérmico com o solo foi calculada usando:

$$D_{\text{dermo}} = C \times \frac{SA \times SL \times EF \times ED \times ABS}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (5)$$

em que, D é a dose diária (mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>), C é a concentração de metal nas amostras (mg kg<sup>-1</sup>), SA é a área superficial da pele com a qual os contaminantes entram em contato (3300 cm<sup>2</sup> para adultos e 2800 cm<sup>2</sup> para crianças - USDOE, 2011), SL é o fator de aderência do solo a pele (0,2 mg cm<sup>-2</sup> para adultos e crianças - USDOE, 2011), EF é a frequência de exposição (250 dias ano<sup>-1</sup> para adultos e 350 dias ano<sup>-1</sup> para crianças -

USDOE, 2011), ED é a duração da exposição (25 anos para adultos e 7 anos para crianças - USDOE, 2011), o ABS é o fator de absorção dérmica (0,001 para todos os metais - USEPA, 2011), BW é o peso corporal médio (72 kg para adultos e 25 kg para crianças - USEPA, 1989), AT é o tempo médio [(AT = ED × 365 dias - USDOE (2011)].

O quociente de risco (HQ) para o risco de toxicidade foi determinado dividindo a dose diária pela dose de referência (RfD). As equações para o cálculo da HQ, HI e CR (USEPA, 2001; TAO et al., 2014) foram:

$$HQ = \frac{D_i}{RfD} \quad (6)$$

Os valores de RfD utilizados foram 0,001, 0,04, 0,02, 0,7, 0,3, 0,004 e 1,5 mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> para Cd, Cu, Ni, Fe, Zn, Pb, e Cr, respectivamente (USEPA, 2010).

Foi assumido que um HQ inferior ou igual a 1 (um) sugere que os efeitos adversos para a saúde foram improváveis, enquanto um HQ maior que 1 (um) foi considerado que efeitos adversos para a saúde eram prováveis.

O índice de risco (HI) é usado para avaliar os potenciais riscos globais causados por mais de um metal com base nas diretrizes da United States Environmental Protection Agency - USEPA para a avaliação de risco à saúde de misturas químicas (USEPA, 1986). O índice de risco é o somatório dos coeficientes de risco, como demonstrado na equação (7).

$$HI = \left[ \left( \frac{D_i}{RfD} \right)_{\text{ingestão}} + \left( \frac{D_i}{RfD} \right)_{\text{inalação}} + \left( \frac{D_i}{RfD} \right)_{\text{dérmico}} \right] \quad (7)$$

### 3.9 Avaliação de Risco à Saúde pelo Consumo de Hortaliças

Para determinar a exposição do consumidor aos metais por meio dos alimentos, a ingestão diária crônica (CDI), que é a exposição à população expressa como a massa de uma substância por unidade de peso corpórea por unidade de tempo, foi calculada de acordo com a fórmula dada por (8),

$$CDI = \frac{[C_M \times F_{IR} \times E_F \times E_D]}{[W_{AB} \times T_A]} \quad (8)$$

em que,  $C_M$  é a concentração de um metal em vegetais ( $\text{mg kg}^{-1}$  massa seca),  $F_{IR}$  é a taxa de ingestão de produtos hortícolas para adultos ( $0,13 \text{ kg dia}^{-1}$  para alface e pepino,  $0,09 \text{ kg dia}^{-1}$  para rúcula e rabanete e  $0,019 \text{ kg dia}^{-1}$  para cebolinha e mostarda) (IBGE, 2011) e para crianças, em que foi adotado um terço do consumo de um adulto (GUERRA et al., 2012), a  $E_F$  é a frequência de exposição ( $365 \text{ dias ano}^{-1}$ ),  $E_D$  é a duração da exposição (25 anos para adultos e 7 anos para criança),  $W_{AB}$  é o peso corporal médio ( $72 \text{ kg}$  para adultos e  $25 \text{ kg}$  para crianças) e  $T_A$  é o tempo médio de exposição ( $E_D \times 365 \text{ dias ano}^{-1}$ ).

O risco à saúde humana pela ingestão de alimentos contaminados por metais foi caracterizado pelo coeficiente de risco (HQ). HQ é a razão entre a dose estimada de um contaminante e a ingestão máxima permitida (RfD). Se a razão for inferior a um (1), não haverá risco aparente ao consumir o alimento. O coeficiente de perigo (HQ) foi calculado segundo a equação (9),

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \quad (9)$$

em que, RfD é a dose oral de referência ( $\text{mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) e é uma estimativa da exposição diária à população humana que é susceptível a exposição sem qualquer risco apreciável de efeitos deletérios durante toda a vida (USEPA, 2010).

Os valores de RfD utilizados foram  $0,001$ ,  $0,04$ ,  $0,02$ ,  $0,7$ ,  $0,3$ ,  $0,004$  e  $1,5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  para Cd, Cu, Ni, Fe, Zn, Pb, e Cr, respectivamente (USEPA, 2010).

O índice de risco (HI) é usado para avaliar os potenciais efeitos globais causados por mais de um metal com base nas diretrizes da EPA para a avaliação de risco à saúde de misturas químicas (USEPA, 1986). O índice de risco é o somatório dos coeficientes de risco (1, 2, 3 ...  $i$ ), como demonstrado na equação (10).

$$HI = \sum HQ = \frac{CDI_1}{RfD_1} + \frac{CDI_2}{RfD_2} + \dots + \frac{CDI_i}{RfD_i} \quad (10)$$

Também foi feita a estimativa da taxa de consumo seguro, que presume uma ingestão de olerícolas que pode ser considerada segura, ou seja, podendo assegurar que ao ingerir a quantidade recomendada do alimento o teor do metal não apresentará risco à saúde do consumidor (SOBRINHO et al., 2007; MAGNA et al., 2014). A taxa de consumo foi calculada conforme a equação (11),

$$TC = \frac{RfD \times BW}{C} \quad (11)$$

em que, TC é a taxa de consumo de olerícolas (g.dia<sup>-1</sup>); RfD é a dose oral de referência (mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>); BW é a massa corporal e C é a concentração do metal avaliado.

### 3.10 Análises Estatísticas

Os resultados foram avaliados e discutidos utilizando procedimentos estatísticos univariados e multivariados. Para os procedimentos univariados, foi utilizada a estatística descritiva, tais como, média, mínimo, máximo, desvio padrão e coeficiente de variação, supondo distribuição normal dos dados. Para os procedimentos multivariados, foi utilizada a análise de componentes principais. O critério de escolha dos fatores foram os que apresentaram autovalor superior a unidade (KAISER, 1960; DAVIS, 1986). Foram consideradas significativas as cargas fatoriais superiores a 0,6.

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Conforme as etapas relacionadas no Material e Métodos, os resultados foram apresentados e discutidos conforme os atributos químicos e físicos dos solos, os teores de metais nos solos, nas olerícolas e nos insumos agrícolas e a avaliação de risco à saúde humana por diferentes rotas de exposição aos metais.

### **4.1 Atributos Químicos e Físicos do Solo**

Os solos analisados apresentaram grande variação dos atributos químicos e físicos (Tabela 10). Os solos desse estudo se caracterizaram por acidez ou alcalinidade moderadas, com pH variando entre 5,1 a 7,8 (ALVAREZ et al., 1999), com 78% dos valores de pH dentro da faixa ideal para o cultivo de olerícolas (5,5-6,8), faixa mais adequada para a disponibilidade de nutrientes. Os solos da Zona da Mata de Pernambuco são caracterizados pelo maior desenvolvimento pedogenético e profundidade, quando comparada aos solos do agreste e sertão do estado, em decorrência de maiores precipitações, sendo comum a presença de solos ácidos. A calagem tem contribuído para o aumento do pH verificado nesse estudo. Situação semelhante foi observada no trabalho desenvolvido em áreas produtoras de hortaliças em Camocim de São Felix – PE (SILVA et al., 2016), sendo identificado que os valores de pH nas áreas produtoras (5,4-6,8) eram superiores aos das áreas de floresta (4,4-4,6) corroborando Vieira (2011), que observou aumento no pH destes solos decorrente das práticas agrícolas.

Os elementos Ca, Mg, K e Na, além de estarem presentes no material de origem, também são constituintes dos adubos químicos e corretivos, que são aplicados no solo e/ou na parte aérea das plantas a cada ciclo das culturas. A relação adequada entre Ca, Mg e K é importante para tornar máxima a absorção desses elementos, visto que o excesso de Ca pode reduzir a absorção de K e de Mg (OLIVEIRA et al., 2001). Nesse estudo, 88% dos solos apresentaram uma relação Ca/Mg inferior ao recomendado para as culturas (3-5) (SOUSA; LOBATO, 2004), devido as aplicações de corretivos do solo e/ou adubos com quantidades de Ca e Mg desproporcionais. De forma continuada a adição destes insumos provoca desbalanço nutricional que compromete a produtividade da planta.

Tabela 10. Características químicas e físicas das amostras de solos

Áreas	pH (H <sub>2</sub> O)	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	SB	Al <sup>3+</sup>	CTC <sub>e</sub>	(H+Al)	CTC pH 7,0	V	m	COT	MO	P	Areia	Silte	Argila
A1	6,77	7,90	5,67	0,16	1,44	15,16	0,18	15,35	4,01	19,17	79,10	1,19	29,42	50,71	1281,46	564,08	306,96	128,95
A2	7,15	7,67	5,37	1,84	0,83	15,70	0,33	16,04	2,97	18,67	84,09	2,08	20,10	34,65	785,34	547,19	347,29	105,52
A3	7,11	6,17	6,03	1,04	0,88	14,11	0,26	14,38	2,04	16,15	87,41	1,84	19,16	33,03	782,18	576,74	341,19	82,07
A4	7,12	10,00	4,22	1,42	0,85	16,48	0,30	16,78	2,56	19,04	86,58	1,79	17,81	30,70	703,47	601,24	302,76	96,00
A5	6,23	12,40	5,02	1,89	0,78	20,09	0,15	20,24	3,03	23,12	86,89	0,74	20,94	36,11	964,17	617,03	288,41	94,56
A6	6,92	9,90	5,02	1,16	0,91	16,99	0,10	17,09	4,40	21,39	79,43	0,59	16,90	29,14	873,45	598,36	274,69	126,95
A7	7,25	8,30	4,51	1,18	0,31	14,30	0,10	14,41	3,63	17,93	79,77	0,72	16,06	27,69	927,38	515,05	355,99	128,96
A8	6,18	6,57	4,25	0,73	0,11	11,65	0,20	11,85	3,63	15,29	76,24	1,69	13,56	23,37	843,79	451,00	454,13	94,87
A9	7,00	8,50	5,43	0,86	0,13	14,92	0,20	15,12	2,90	17,81	83,74	1,32	5,92	10,20	607,88	649,97	221,07	128,96
A10	6,68	8,33	4,47	0,76	0,17	13,73	0,10	13,83	3,41	17,14	80,11	0,72	12,04	20,75	761,28	545,00	361,93	93,07
A11	6,51	11,35	9,00	1,42	0,54	22,31	0,10	22,41	4,22	26,53	84,11	0,45	18,24	31,44	899,37	486,00	376,00	138,00
A12	5,55	4,78	5,22	0,25	0,03	10,28	0,10	10,38	4,46	14,74	69,77	0,96	22,59	38,94	979,28	553,40	341,50	105,10
A13	6,62	11,47	6,24	2,66	0,60	20,97	0,20	21,17	4,26	25,23	83,11	0,94	12,55	21,64	891,35	511,60	328,00	160,40
A14	6,97	9,83	4,76	1,26	0,60	16,45	0,00	16,45	3,47	19,91	82,60	0,00	24,64	42,49	769,29	613,10	297,00	89,90
A15	6,38	6,90	2,84	1,12	0,24	16,48	0,00	11,10	3,08	14,18	78,29	0,00	7,82	13,48	336,35	494,50	371,60	133,90
A16	6,09	3,30	1,0	0,61	0,14	5,05	0,10	5,15	3,04	8,09	62,42	1,94	19,84	34,21	108,60	579,00	327,50	93,50
A17	5,93	6,93	3,43	0,48	0,10	10,94	0,10	11,04	5,52	16,45	66,49	0,91	16,38	28,23	156,01	632,40	284,00	83,60
A18	5,65	7,35	1,41	0,46	0,20	9,42	0,10	9,52	6,88	16,30	57,80	1,05	12,57	21,67	281,66	581,40	338,20	80,40
Mínimo	5,55	3,30	1,0	0,16	0,03	5,05	0,00	5,15	2,04	8,09	57,80	0,00	5,92	10,20	108,60	451,00	221,07	80,40
Máximo	7,25	12,40	9,0	2,66	1,44	22,31	0,33	22,41	6,88	26,53	87,41	2,08	29,42	50,71	1281,46	649,97	454,13	160,40
Média	6,56	8,20	4,61	1,05	0,49	14,35	0,18	14,53	3,75	18,09	77,77	1,28	17,03	29,36	719,57	562,06	328,79	109,15
Desvio Padrão	0,53	2,31	1,88	0,65	0,39	4,42	0,13	4,48	1,12	4,39	9,48	0,81	5,67	9,78	304,85	54,27	50,11	23,35

Fonte: O autor

Pioneer (1994), também sugere que é de fundamental importância que haja uma relação adequada entre as demais bases no solo, sendo de 13-17 para Ca/K e para Mg/K de 2-4. Apenas as áreas A1, A15 e A17 apresentaram relação Ca/K satisfatória, já a relação ideal de Mg/K foi verificada em todos os solos. Vale salientar a importância da matéria orgânica (esterco bovino e cama de frango) nessas relações (Tabela 11), pois a MO, embora apresente menores teores desses elementos em relação aos fertilizantes químicos, ao serem decompostas liberam ácidos orgânicos que aceleram a solubilização de minerais do solo aumentando a disponibilidade de nutrientes para as plantas.

**Tabela 11. Propriedades químicas, em base seca, dos materiais orgânicos empregados nos cultivos de hortaliças.**

Atributos	Esterco Bovino	Cama de frango
	g kg <sup>-1</sup>	
M.O.	596,1	854,41
C.O.	300	430
N	13,9	23,41
K	13,6	25,34
P	13,5	16,28
Ca	16,9	20,14
Mg	4,9	6,87
Fe	3,2	5,66
	mg kg <sup>-1</sup>	
Zn	149,00	265,78
Cu	30,00	146,82
Mn	458,70	352,49
B	16,10	22,15
Cd	0,83	6,00
Pb	18,21	34,00
Cr	16,50	27,98
Ni	43,00	52,87
Relação		
C/N	22/1	13/1
pH CaCl <sub>2</sub>	7,2	8,15

Fonte: O autor

Dessa forma, a aplicação desses insumos, associada as práticas agrícolas, controlam a dinâmica desses elementos que são essenciais ao desenvolvimento das plantas (SANTOS; RODELLA, 2007).

O fosforo apresentou variação de 108,58 a 1281,61 mg dm<sup>-3</sup> (Tabela 10), apenas a área A16 apresentou valor abaixo do nível crítico (120 mg dm<sup>-3</sup>), nível ideal para obtenção de alta produção nas olerícolas (ALVAREZ et al., 1999; RAIJ et al., 2011). Silva et al. (2016) também encontraram teores de P altos (entre 109 a 380 mg dm<sup>-3</sup>) em solos com cultivo convencional de olerícolas em Pernambuco, porém o valor máximo observado foi três vezes menor ao máximo obtido neste estudo. Uma pesquisa desenvolvida em áreas com cultivo agroecológico (utilização de insumos orgânicos) verificou teores de P entre 0,52 – 977,50 mg dm<sup>3</sup> decorrente da aplicação de composto orgânico e esterco bovino (SILVA, 2015). Vale salientar que as concentrações de P acima de 120 mg dm<sup>-3</sup> podem causar deficiência de outros nutrientes para as plantas (ALLOWAY, 2008), no entanto, não foi verificada essa situação nesse estudo devido às aplicações constantes de fertilizantes.

Nas áreas desse estudo, é comum a aplicação de adubos que contenham P na sua composição (Tabela 12), assim como nas formulações básicas (NPK 15-11-11), adubos mistos e matéria orgânica.

**Tabela 12. Teores de elementos químicos em fertilizantes utilizados nas áreas estudadas**

Fertilizantes	Cd	Cr	Pb	Ni	Ca	Cu	Fe	K*	Mg*	P*	Zn*
	-----mg kg <sup>-1</sup> -----				-----g kg <sup>-1</sup> -----						
NPK 15-11-11	2,21	16,3	0,43	6,8	-	0,002	7,1	110,0	-	110,0	0,006
Fertilizante 1	0,22	2,5	0,82	4,2	30,0	0,613	0,2	-	20,0	-	0,009
Fertilizante 2	4,18	210,9	0,31	372,2	-	0,654	61,2	-	-	300,0	0,028
Fertilizante 3	38,51	2,0	1,23	25,2	-	1,80	0,2	80,0	10,0	150,0	0,198
Fertilizante 4	0,11	45,8	2,24	21,3	35,0	11,70	0,8	-	-	200,0	0,002
Fertilizante 5	0,04	1,1	0,01	196,1	-	0,094	0,2	40,0	20,0	10,0	8,203

\* Valores fornecidos no rótulo dos produtos

Fonte: O autor

Como não é realizada análise de solo, os agricultores aplicam os adubos sem critérios técnicos, resultando em aplicações excessivas e no alto custo de produção. (NOVAIS; SMYTH, 1999). O P é um elemento químico que apresenta grande interação com o solo, em função sua alta adsorção específica com as partículas do solo. Os agricultores fazem a aplicação do adubo fosfatado à lanço nos canteiros logo após o plantio. Essa prática contribui para o aumento da superfície de contato entre as partículas do fertilizante e do solo, aumentando a fixação do P.

Com isso, a eficiência da adubação fosfatada diminuiu. No entanto, os baixos teores de argila e o maior teor de Ca trocável (decorrente da calagem e adubação) sugerem a ocorrência de precipitação do P como fosfatos de cálcio levemente solúvel (BRAOS et al., 2015; MANTOVANI et al., 2017). Nesse sentido, uma pesquisa em Minas Gerais verificou que a adição de calcário e esterco bovino incrementaram os teores de P na solução do solo (SOUZA et al., 2006). Diante desses dados, a aplicação de adubos fosfatados não contribuirá para o aumento da produtividade.

A SB e a CTC<sub>e</sub> apresentaram valores entre bom (SB: 3,61-6,0 cmolc dm<sup>-3</sup>; CTC<sub>e</sub>: 4,61-15,0 cmolc dm<sup>-3</sup>) e muito bom (SB: >6,0 cmolc dm<sup>-3</sup>; CTC<sub>e</sub>: >15,0 cmolc dm<sup>-3</sup>), exceto na área A16. Ao analisar a saturação por bases (V%), todos os solos são classificados como eutróficos, ou seja, com V superior a 50% (ALVAREZ et al., 1999). É possível inferir que, embora, esses solos apresentem baixo teor de argila, a mesma pode ser um argilomineral do tipo 1:1 ou 2:1, que apresenta alta atividade, e associada a matéria orgânica são responsáveis pelos altos valores da CTC do solo. Nesse sentido, é recomendado que nas áreas A16 e A18 seja realizada uma calagem para elevar a saturação por bases para 60% (faixa ideal: 60-80%), apenas com o objetivo de fornecer mais Ca e Mg, que favorece a geração de cargas negativas. Logo, não há necessidade de aplicar calcário nas demais áreas, pois a sua aplicação não resultará em ganhos de produção.

Os teores de matéria orgânica (MO) variaram de 10,17 a 50,86 g kg<sup>-1</sup> (Tabela 10). Todas as áreas apresentaram teores classificados como médio (20,1-40,0 g kg<sup>-1</sup>) (ALVAREZ et al., 1999) e/ou bom (40,1-70,0 g kg<sup>-1</sup>), com exceção das áreas A9 e A15 que apresentaram teores baixos. Embora a aplicação de material orgânico, como esterco bovino e cama de frango, seja uma prática contínua, é comum encontrar teores de MO em solos cultivados mais baixos do que em solos florestais, devido as práticas agrícolas como revolvimento do solo e irrigação que favorece uma maior decomposição do material orgânico (ZANDONADI et al., 2014). Silva et al. (2016) compararam os teores de MO dos solos com cultivo de hortaliças e solos de floresta de Camocim de São Felix –PE e verificaram que os teores de MO nos solos cultivados eram duas vezes menores do que nos solos florestais (45,5 g kg<sup>-1</sup>). Os dados reportados por Sanches et al. (1999) também indicam maiores teores de MO em solos com mata quando comparado com solos cultivados, nesse caso, com citros. Os autores sugerem que as áreas com vegetação nativa apresentam maiores teores de MO decorrente do contínuo incremento de material orgânico vegetal e menor taxa de decomposição do mesmo, visto que não há revolvimento do solo (SANCHES et al., 1999).

## 4.2 Recuperação dos Elementos Químicos pelo NIST

Os valores de metais encontrados quando comparados com os valores fornecidos pelo NIST (National Institute of Standards and Technology), apresentaram boas recuperações (Tabela 13). Vale salientar que a comparação entre os valores obtidos por determinações de teores ambientalmente disponíveis, como é o caso do método 3051A que utiliza ácido clorídrico e ácido nítrico, não devem ser comparados aos teores certificados totais, pois este é obtido com base em métodos de determinação total por meio de digestões com ácido fluorídrico (HF), que destrói todos os silicatos presentes no solo, ou métodos não destrutivos, como fluorescência de raios-X. Dessa forma, as comparações devem ser feitas entre os valores médios das amostras recuperadas e as recuperações por lixiviação do NIST (NIST, 2002; BIONDI, 2011). A amostra SRM 2711a (Montana II Soil), utilizada neste trabalho para controle de qualidade dos procedimentos analíticos, no solo, apresentou boas taxas de recuperação quando comparadas aos valores lixiviados (NIST, 2003), para a maioria dos elementos químicos avaliados (Tabela 13).

**Tabela 13. Recuperação dos elementos químicos nas amostras certificadas pelo NIST, padrão SRM 2711a- Montana II Soil.**

Metal	Valor determinado	Valor certificado (NIST) <sup>1</sup>	Recuperação (Determinado) <sup>2</sup>	Recuperação por Lixiviado (NIST) <sup>3</sup>	Recuperação Base no Lixiviado (NIST) <sup>4</sup>
	-----mg kg <sup>-1</sup> -----		-----%-----		
Cd	50,18	54,1 ± 0.5	92,75	90	103,06
Cr	12,46	52,3 ± 2.9	23,82	29	82,15
Cu	123,36	140 ± 2,0	88,11	95	92,75
Ni	14,65	21,7 ± 0.7	67,51	72	93,77
Zn	319,36	414 ± 11	77,14	85	90,75
	-----g kg <sup>-1</sup> -----		-----%-----		
Fe	16,8	28,2 ± 0.4	59,57	54	110,32
Pb	1,13	1,4 ± 0.01	80,50	91	88,46

<sup>1</sup> NIST- National Institute of Standards and Technology;

<sup>2</sup> Recuperação determinado (%)= (valor determinado/ valor certificado) x 100;

<sup>3</sup> Recuperação por lixiviado (%)= (valor da mediana do lixiviado - NIST/ valor certificado) x 100;

<sup>4</sup> Recuperação base lixiviado determinado (%)= (recuperação determinado/ por lixiviado) x 100.

Fonte: O autor

Quanto ao material vegetal, de forma geral, obtiveram boa recuperação, com variação de 87,90 a 98,13 % (Tabela 14).

**Tabela 14. Recuperação dos elementos nas amostras certificadas pelo NIST, padrão SRM 1570a – Trace Elements in Spinach**

Metal	Valor determinado	Valor certificado (NIST)	Recuperação (Determinado) <sup>1</sup>
	mg kg <sup>-1</sup>		%
Cd	2,79	2,870 ± 0,058	97,21
Cr	4,32	-	
Cu	11,81	12,22 ± 0,86	96,64
Fe	264,18	-	
Ni	2,10	2,140 ± 0,058	98,13
Pb	0,190	0,2	95,0
Zn	72,34	82,3 ± 3,9	87,90

NIST- National Institute of Standards and Tecnology

<sup>1</sup> Recuperação determinado (%)= (valor determinado/ valor certificado) x 10.

Fonte: O autor

### 4.3 Metais no Solo

As áreas desse estudo estão inseridas no mesmo ambiente geológico e associada a adoção de práticas agrícola similares pelos agricultores contribuíram para uma baixa variação na concentração dos metais no solo, com exceção do Cd que apresentou uma grande variação (Tabela 15). De um modo geral, foram encontrados valores superiores ao Valor de Referência de Qualidade (VRQ) de Pernambuco (CPRH, 2014) para todos os metais estudados.

Quanto ao Valor de Prevenção (VP) e Valor de Investigação (VI) estabelecido pela Resolução n° 420 de 2009 do CONAMA (CONAMA, 2009), foram observados valores acima do permitido na legislação para o cenário agrícola, com 24% dos valores (VP) para todos os metais, exceto Cr, e 5% dos valores (VI) para Cd e Zn. No caso das áreas que apresentam teores de metais superior ao VP, os órgãos ambientais competentes deverão identificar a fonte potencial de contaminação, avaliar a ocorrência natural do metal, controlar as fontes de contaminação e realizar o monitoramento da qualidade do solo. Nas áreas que apresentam valores de metais acima do VI, a atividade agrícola deve ser encerrada e serão necessárias ações de controle que visem eliminar a fonte de contaminação e reduzir a concentração do metal a níveis toleráveis através de técnicas de remediação (CONAMA, 2009). Todos as amostras apresentaram teores de Pb acima do VRQ e as áreas A1 e A16 superaram o VP, sendo recomendadas ações que visem impedir a poluição do solo por meio deste metal.

**Tabela 15. Teores de metais em amostras de solos coletadas em áreas produtoras de olerícolas**

Áreas	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
	mg kg <sup>-1</sup>						
A1	4,50	58,64	181,64	36558,60	34,52	82,44	567,62
A2	2,50	41,61	139,62	9860,07	26,32	33,01	462,64
A3	1,50	26,78	107,38	16120,00	11,41	30,44	332,28
A4	3,50	43,25	50,75	10537,11	33,56	54,53	185,12
A5	0,81	40,20	103,48	18403,67	17,98	31,95	386,88
A6	3,01	36,48	116,22	13433,33	18,24	40,53	419,12
A7	0,58	29,66	98,28	10934,73	14,29	26,98	330,98
A8	0,34	27,66	125,32	17033,47	5,23	30,50	453,78
A9	0,28	17,91	59,36	8430,76	14,83	23,47	221,52
A10	0,13	19,67	52,34	8371,65	11,53	30,94	110,50
A11	0,09	15,51	107,64	8288,37	8,88	31,06	281,06
A12	0,07	22,02	123,50	13863,20	21,25	38,77	436,05
A13	0,71	17,02	74,41	12205,53	7,87	65,58	243,88
A14	0,18	24,16	136,76	17817,97	13,08	62,51	467,48
A15	0,12	16,94	53,46	12337,17	11,89	64,66	211,64
A16	0,16	22,60	54,05	14618,15	16,64	73,94	124,28
A17	0,02	9,72	31,95	8060,00	6,76	16,22	57,24
A18	0,13	33,82	65,96	2269,74	14,06	51,07	249,34
Mínimo	0,02	9,72	31,95	2269,74	5,23	16,22	57,24
Máximo	4,52	58,64	181,64	36558,60	34,52	82,44	567,62
Média	1,02	27,98	93,45	13285,69	16,02	43,81	307,85
DP	1,36	12,13	39,43	6980,12	8,20	18,83	140,73
CV (%)	133,33	43,35	42,19	52,54	51,18	42,98	45,71
VRQ	0,5	35,0	5,0	-	9,0	13,0	35,0
VP	1,3	75,0	60,0	-	30,0	72,0	300,0
VI	3,0	150,0	200,0	-	70,0	180,0	450,0

DP: Desvio Padrão; CV: Coeficiente de variação;

VRQ: Valor de Referência de Qualidade para solos de Pernambuco (CPRH, 2014);

VP: Valor de Prevenção (CONAMA, 2009);

VI: Valor de Investigação para cenário agrícola (CONAMA, 2009);

- valores não especificados.

Fonte: O autor

A camada superficial dos solos dessas áreas é altamente modificada devido às práticas agrícolas, não sendo possível relacionar os teores de metais com um possível incremento do material de origem. Assim, os insumos agrícolas é a via de entrada desse metal no solo. Foram encontrados teores de Pb no material orgânico (Tabela 11), nos fertilizantes químicos (Tabela 12) e, em menor concentração, nos defensivos agrícolas (Tabela 16). Os trabalhos científicos confirmam o incremento de Pb via fertilizantes químicos e esterco de animais (WANG; MA, 2004; HAO; ZHOU, 2007; QIUTONG, MINGKUI, 2017). Esses produtos são aplicados semanalmente, ao longo de vários anos, o que favorece o acúmulo de Pb e de outros elementos químicos no solo.

**Tabela 16. Teores de metais em defensivos agrícolas utilizados nas áreas produtoras de hortaliças.**

Defensivo agrícola	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Inseticida 1	0,02	0,42	6,24	116,33	0,38	0,68	6,93
Inseticida 2	0,06	0,02	193,45	433,51	4,23	0,25	1,20
Herbicida	0,00	4,52	28,47	4565,33	0,20	0,92	42,16
Fungicida 1	0,01	0,02	209,04	564,61	0,71	0,03	0,10
Fungicida 2	0,00	4,32	9,40	1636,18	10,70	4,37	10,02

Fonte: O autor

Ao estimar o aporte de metais pelos insumos agrícolas em um hectare, num período de dez anos, em função da dose e número de aplicações, insumo como o esterco bovino e a cama de frango podem contribuir com 1,75 e 2,04 kg ha<sup>-1</sup> de Pb, respectivamente (Tabela 17).

Esses dados evidenciam que essa via de entrada de metais no ambiente agrícola merece atenção. Vale salientar que o Pb é um elemento químico que se acumula na camada superficial do solo (0-10 cm), em virtude da sua retenção nas cargas negativas das superfícies dos colóides do solo, além de poder ser complexado pelas substâncias húmicas o que favorece a redução da sua atividade e mobilidade. No entanto, se ocorrer a formação de complexos solúveis, as substâncias húmicas podem também servir como transportadores de Pb para o lençol freático (ALLOWAY, 1995; MEURER et al., 2006). Costa et al. (2007) aplicaram Pb em amostras de solos do Rio Grande do Sul e após dez anos realizaram uma análise de biodisponibilidade. Os autores verificaram que o Pb, além de se concentrar nas frações orgânica e residual, apresentou baixa mobilidade e assim menor risco de contaminação.

**Tabela 17. Estimativa do incremento de metais pelos insumos agrícolas durante dez anos de produção de hortaliças**

Insumos	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
	g ha <sup>-1</sup>						
NPK 15-11-11	1,33E+01	9,79E+01	1,20E-02	4,27E+01	4,10E+01	2,58E+00	3,60E-02
Fertilizante 1	3,17E-02	3,73E-01	8,83E-02	3,93E-02	6,12E-01	1,18E-01	1,30E-03
Fertilizante 2	2,01E+00	1,01E+02	3,14E-01	2,94E+01	1,79E+02	1,49E-01	1,34E-02
Fertilizante 3	1,39E+01	7,38E-01	6,48E-01	7,99E-02	9,10E+00	4,43E-01	7,13E-02
Fertilizante 4	2,64E-02	1,10E+01	2,81E+00	2,14E-01	5,12E+00	5,38E-01	4,80E-04
Fertilizante 5	9,60E-03	2,78E-01	2,26E-02	5,18E-02	4,71E+01	2,40E-03	1,97E+00
Inseticida 1	2,88E-03	6,05E-02	8,99E-01	1,68E+01	5,47E-02	9,79E-02	9,98E-01
Inseticida 2	3,60E-03	1,20E-03	1,16E+01	2,60E+01	2,54E-01	1,50E-02	7,20E-02
Herbicida	0,00E+00	8,14E-01	5,12E+00	8,22E+02	3,60E-02	1,66E-01	7,59E+00
Fungicida 1	4,80E-03	9,60E-03	1,00E+02	2,71E+02	3,41E-01	1,44E-02	4,80E-02
Fungicida 2	0,00E+00	2,49E-01	5,41E-01	9,42E+01	6,16E-01	2,52E-01	5,77E-01
Esterco Bovino	7,97E+01	1,58E+03	2,88E+03	3,07E+05	4,13E+03	1,75E+03	1,43E+04
Cama de frango	3,60E+02	1,68E+03	8,81E+03	3,40E+05	3,17E+03	2,04E+03	1,59E+04

Fonte: O autor

Outros fatores, como deposição atmosférica deve ser levado em consideração, como sugere um trabalho realizado em hortas às margens da BR 101 e BR 232 no Recife-PE (FRANÇA et al., 2016). Os autores verificaram que, no período de dez anos, o teor de Pb no solo, que era de 10 mg kg<sup>-1</sup> passou para 100 mg kg<sup>-1</sup> em virtude do aumento da deposição de material particulado e da fumaça emitida por veículos na rodovia. Outros trabalhos também reportaram uma grande contribuição de Pb no solo devido a deposição atmosférica (HUANG et al., 2006; HOU et al., 2014; TIAN et al., 2016).

Os elementos Ni, Cu e Zn apresentaram teores elevados no solo (Tabela 15), acima do VP, no caso do Ni e Cu, o Zn superou o VI e o Fe por não apresentar valor orientador não pode ser comparado por esse parâmetro. Esses elementos químicos são essenciais às plantas e, por isso, estão contidos nos adubos em grandes concentrações a fim de suprir as necessidades das plantas. Porém, a prática de adubação, sem a prévia análise do solo, pode resultar em grandes quantidades de fertilizantes aplicados no solo ou nas plantas (via foliar). Nessa circunstância, esses nutrientes essenciais às plantas podem se transformar em agentes contaminadores dos recursos naturais, podendo causar toxidez nas plantas e microrganismos benéficos e eutrofização dos rios.

O Ni apresentou teores que variaram de 5,21 a 34,54 mg kg<sup>-1</sup>. Com exceção das áreas A8, A17, A13 e A11, todos os solos apresentaram valores acima do VRQ (9,0 mg kg<sup>-1</sup>) e, as

áreas A1 e A4, acima do VP ( $30,0 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Esses dados corroboram os teores de Ni encontrados em solos cultivados com olerícolas em Minas Gerais (FERNANDES et al., 2007) e São Paulo (ARAUJO; ALLEONI, 2016), com variação de  $1,6$  a  $52,8 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $4,10$  a  $85,27 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente. Os teores de Ni no material de origem dos solos de Pernambuco são baixos, valor médio de  $6,0 \text{ mg kg}^{-1}$  (BIONDI et al., 2011). Costa et al. (2016), estudando teores de metais em solos com cultivo de uvas e solos de vegetação nativa em Petrolina – PE, verificaram que os teores de Ni no solo cultivado, embora tenham sido inferiores ao VRQ, se mostraram estatisticamente superiores aos teores da área de referência em função da maior influência das práticas agrícola e da baixa ocorrência do elemento químico no material de origem. Como pode ser visto neste estudo, os altos valores de Ni estão associados aos defensivos agrícolas (Tabela 16) e adubos químicos e orgânicos (Tabelas 11 e 12). Como pode ser verificado na tabela 17, os insumos aplicados no solo e nas plantas podem fornecer teores de Ni consideráveis ao longo dos anos de cultivo. No entanto, vale salientar que o Ni é altamente eletronegativo, o que favorece a formação de complexos com a matéria orgânica, tornando-o imóvel (MCBRIDE, 1994). Essa situação foi demonstrada por Roveda et al. (2014), afirmando que a matéria orgânica além de fonte é um agente imobilizador de Ni. Além disso, o pH também é responsável por regular as reações de adsorção deste metal no solo (UREN, 1992).

As áreas estudadas, com exceção das áreas A4, A9, A10, A16 e A17, apresentaram amostras com teores de Cu acima do VP ( $60 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Tal situação é justificada pelo alto teor de Cu nos defensivos agrícolas (Tabela 16), nos fertilizantes (Tabelas 12) utilizados para suprir a necessidade de Cu pela planta e no esterco bovino e cama de frango (Tabela 11), visto que a dieta desses animais é enriquecida com sulfato de cobre com finalidade antifúngica. Nesse cenário é provável que os agrotóxicos e os adubos orgânicos contribuam com um maior incremento de Cu nas áreas produtoras de olerícolas (Tabela 17). Dessa forma, os agricultores na tentativa de recuperar a produtividade de suas culturas, com aplicações sucessivas desses insumos, podem estar causando um efeito inverso, promovendo um problema ainda maior para o solo, recursos hídricos e até para as plantas. Esses dados são corroborados por pesquisas desenvolvidas em diferentes regiões do país com solos cultivados com olerícolas. Como pode ser verificado nos solos de São Paulo (ARAUJO; ALLEONI, 2016), que apresentaram teores de Cu variando de  $0,33$  a  $356,0 \text{ mg kg}^{-1}$ , e em Minas Gerais (FERNANDES et al., 2007), com variação de  $0$  a  $118,75 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Outras pesquisas conduzidas em Pernambuco (SILVA et al., 2012; SILVA et al., 2016; FRANÇA et al., 2016; COSTA et al., 2016) demonstram que, embora os teores de Cu no solo não tenham ultrapassado o VP, houve uma grande contribuição dos insumos agrícolas nos

valores que superaram o VRQ. O Cu apresenta alta capacidade de compartilhamento de elétrons com grupos carboxílicos e fenólicos de substâncias húmicas, podendo sofrer adsorção específica (ARAÚJO et al., 2002; LAIR et al., 2006). Nesse sentido, um estudo desenvolvido por Hajar et al. (2014) verificou quais os parâmetros influenciam a adsorção de Cu em solos representativos das regiões Sul, Sudeste e Norte do Brasil, e foram observados que os efeitos diretos do carbono orgânico e da argila e os efeitos indiretos do pH mostram que o principal mecanismo de adsorção de Cu nas amostras estudadas é o da formação de complexos de esfera interna. Dessa forma, o teor de argila e matéria orgânica associado ao pH exercem forte influência na mobilidade do Cu no solo, podendo favorecer a contaminação do lençol freático e/ou biota do solo (HAJAR et al., 2014).

O Zn, da classe dos nutrientes essenciais, foi o que apresentou maiores teores quando comparados com os valores orientadores de referência. Todas as áreas apresentaram valores de Zn acima do VRQ ( $35 \text{ mg kg}^{-1}$ ), sendo que as áreas A3, A5, A6, A7 e A12 ultrapassaram o VP ( $300 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e as áreas A1, A2, A8 e A14 apresentaram teores acima do VI ( $450 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Essa situação é preocupante, visto que a maioria dos solos brasileiros apresentam baixos teores de Zn (GONÇALVES JÚNIOR et al., 2006; NASCIMENTO et al., 2006; BIONDI et al., 2011). Outros trabalhos corroboram esses dados, como pode ser verificado nos solos de Minas Gerais com variação de 8,33 a  $275,41 \text{ mg kg}^{-1}$  (FERNANDES et al., 2007) e em Recife com níveis entre 40 e  $250 \text{ mg kg}^{-1}$  (FRANÇA et al., 2016). No cenário em que foram identificadas áreas com valores acima do permitido pela legislação, é necessário que sejam realizadas ações mitigadoras para que essa contaminação não se intensifique e não atinja novas áreas. Como já foi citado anteriormente, para os outros elementos químicos, os insumos agrícolas também apresentam teores de Zn em sua composição (Tabela 11, 12 e 16), sendo que, em função da maior dose aplicada, o esterco bovino e cama de frango podem fornecer 14,3 e 15,9 kg de Zn, respectivamente, ao longo de dez anos de cultivo de olerícolas nas áreas deste estudo.

De um modo geral, a concentração de Zn em solos agrícolas aumenta de 0,5 a  $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$  ao ano (WEINGERL; KERIN, 2000), podendo ser maior quando não são adotadas práticas sem orientação técnica. Um trabalho, que comprova a influência antrópica nos níveis elevado de Zn no solo, foi desenvolvido por Araujo e Alleoni (2016), em solos cultivados com olerícolas, em que foram encontrados valores desse elemento acima do VI, variando entre 8,7 a  $513,4 \text{ mg kg}^{-1}$ . O Zn, em condições ácidas, é um elemento móvel no solo e quando há elevação do pH, esse metal fica retido a matéria orgânica e aos óxidos (NASCIMENTO et al., 2002). Nesse sentido, como nesse estudo não foram observados solos ácidos, o Zn está totalmente disponível. Mas, vale salientar que a presença de cátions básicos na solução do solo, também

podem aumentar a mobilidade de alguns metais (Zn e Cd) que são retidos preferencialmente por forças eletrostáticas (SPARK et al., 1995) e, assim, favorecer a liberação do Zn para a solução do solo.

O ferro não é considerado tóxico, mas o seu teor no solo é ambientalmente importante devido à sua interação com outros elementos químicos que são tóxicos (HAJAR et al., 2014). Na legislação brasileira não existe valor de referência preconizado para o Fe. Isso ocorre devido a abundância e intensa dinâmica deste elemento, que apresenta diversos estados de oxidação no solo e cuja especiação é dependente do pH e potencial de oxirredução (BURT et al., 2003). No presente estudo, os teores de Fe variaram entre 2.269,73 e 36.560,40 mg kg<sup>-1</sup>. Valores ainda maiores foram reportados por Fernandes et al. (2007), em solos cultivados com olerícolas folhosas produzidas em Minas Gerais, com teores de 19.709 a 929.143 mg kg<sup>-1</sup>. Os teores de Fe encontrados por Biondi et al. (2011) nos solos de referência de Pernambuco, para a classe dos Argissolos, variaram de 3.640 a 20.700 mg kg<sup>-1</sup>, valores menores do que os deste estudo. Valores baixos foram reportados em Petrolina em áreas com cultivo de manga, com variação de 1.844,0 a 6.491,0 mg kg<sup>-1</sup> (SILVA et al., 2012) e com cultivo de uvas, apresentando valores de 1.939,0 a 5.725,5 mg kg<sup>-1</sup> (COSTA et al., 2016). Embora essas áreas recebam aplicações de produtos que contem Fe na sua composição (Tabelas 11, 12 e 16), o material de origem é o grande responsável pelos valores apresentados (BIONDI et al., 2011).

O Fe, assim como outros metais, tem a sua mobilidade influenciada pelo pH, sendo nos solos ácidos, em que há o aumento da disponibilidade do Fe<sup>2+</sup>, forma absorvível pelas plantas (SOUZA et al., 2010). Como fica evidenciado no trabalho desenvolvido por Nunes et al. (2004), em que solos com textura média e argilosa foram submetidos a aplicação de calcário e adubo fosfatado. Os autores concluíram que a elevação do pH restringe o fluxo difusivo de Fe e, associado aos altos teores disponíveis de P e déficits hídricos, podem provocar indisponibilidade do nutriente para plantas de café. Em Pernambuco, os solos de referência foram analisados visando avaliar a sua capacidade em suprir Fe para as plantas. Contudo, foram verificados baixos valores desse nutriente na fração trocável e uma maior predominância na fração matéria orgânica. O que reforça, também, a importância do teor de carbono orgânico do solo para disponibilizar teores de Fe para as plantas (OLIVEIRA; NASCIMENTO, 2006).

Os teores de Cr variaram de 9,72 a 58,66 mg kg<sup>-1</sup> e apenas as áreas A1, A2, A4, A5 e A6 apresentaram valores acima do VRQ (35 mg kg<sup>-1</sup>). Valores baixos (6,25 a 39,53 mg kg<sup>-1</sup>) também foram identificados em solos com produção agroecológica em Pernambuco (SILVA, 2015). O que indica maior influência do material de origem nos teores de Cr no solo. No entanto, valores elevados de Cr no solo foram reportados por Fernandes et al. (2007), com

teores de 13,47 a 411,65 mg kg<sup>-1</sup>, em virtude das atividades agrícola. As áreas que apresentaram valores acima do VRQ, demonstram uma maior aplicação de fertilizantes (Tabela 12), como Fertilizante 2 e Fertilizante 4, e cama de frango (Tabela 11). No entanto, descobrir o estado de oxidação do Cr no solo é fundamental para verificar o nível de impacto ambiental que esse metal pode estar causando nessas áreas. Visto que o cromo hexavalente (Cr<sup>6+</sup>) é a forma mais tóxica e mais móvel no solo. Já o cromo trivalente (Cr<sup>3+</sup>) é menos tóxico e apresenta baixa mobilidade no solo. Nesse sentido, a presença de matéria orgânica e valor de pH baixo favorecem a redução do Cr<sup>6+</sup> em Cr<sup>3+</sup> (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992), como nos solos deste estudo foram detectados valores de pH mais elevados e níveis de MO entre médio e bom, não é possível inferir qual a forma desse elemento e, dessa forma, quais os danos que podem causar. O Cd foi o metal tóxico que apresentou os maiores teores no solo quando comparados com a legislação. As áreas A5 e A7 superaram o VRQ (0,5 mg kg<sup>-1</sup>), nas áreas A1, A2, A3 e A4 foram identificados valores acima do VP (1,3 mg kg<sup>-1</sup>) e as áreas A1, A4 e A6 apresentaram valores maiores do que o VI para o cenário agrícola (3,0 mg kg<sup>-1</sup>), sendo necessário uma intervenção que vise remediar a área e minimizar os riscos de contaminação dos recursos naturais.

O teor natural de Cd no solo, sem interferência antrópica, não ultrapassa o limite de 1,5 mg kg<sup>-1</sup> (ALLOWAY, 1995), como pode ser verificado em solos de referência de Pernambuco que apresentaram teores médios de Cd na ordem de 1,08, 0,32 e 0,42 mg kg<sup>-1</sup> para as regiões da Zona da Mata, Agreste e Sertão, respectivamente (BIONDI, 2010). Logo, as práticas agrícolas são responsáveis pelo incremento desse metal no solo. Os solos analisados por Fernandes et al. (2007) em Minas Gerais apresentaram teor médio de Cd de 6,53 mg kg<sup>-1</sup>. Os casos em que os teores de Cd ultrapassaram os limites permitidos, podem ser explicadas pelo uso excessivo de adubos, em especial o Fertilizante 2 e o Fertilizante 3 (Tabela 12), e Cama de frango (Tabela 13), que apresentaram altos níveis de Cd. Isto corrobora o reportado por Qiu et al. (2017), em que os teores de Cd nos solos com cultivo foram maiores do que os solos de áreas sem atividade agrícola, sugerindo que a aplicação de fertilizantes aumentaram a acumulação de metais nos solos. O Cd no solo é relativamente móvel, sendo solubilizado em condições ácidas (ALLOWAY, 1995). Ao avaliar o efeito dos constituintes de Argissolos e Latossolos sobre a adsorção de Cd, Linhares et al. (2009) verificaram que o pH e a CTC foram os atributos que apresentaram maior influência na adsorção de Cd, sendo esta, regida por ligações eletrostática.

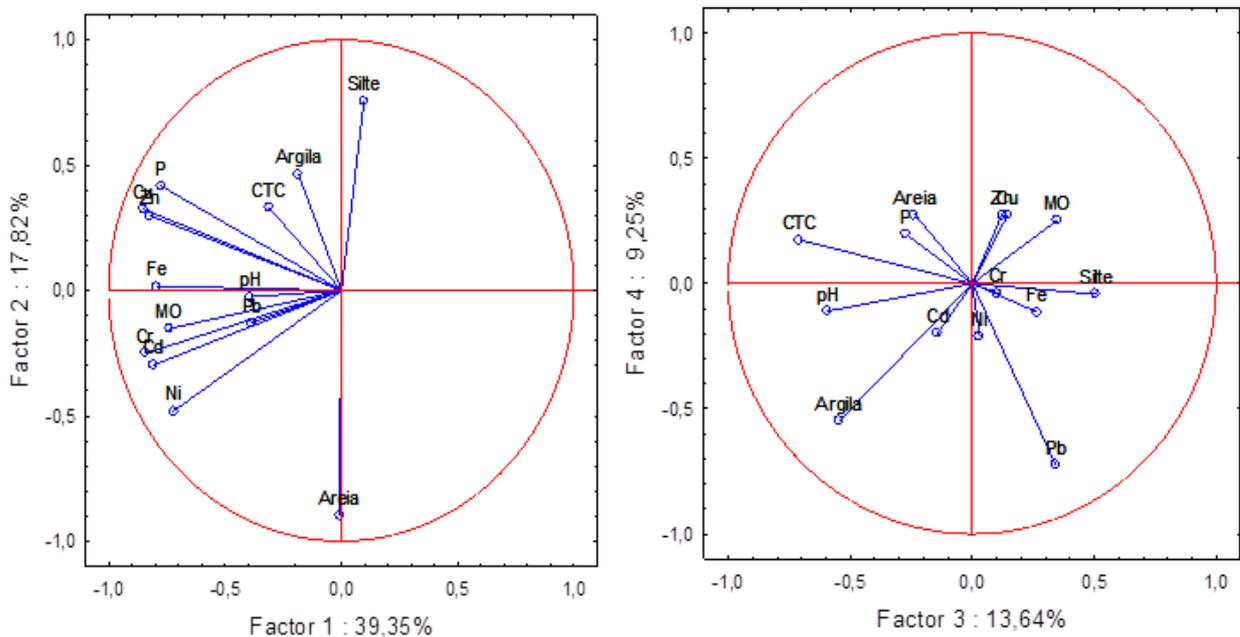
Vale ressaltar que os resultados apresentados para os metais deste estudo têm caráter exploratório e preliminar, sendo necessário pesquisas mais detalhadas dos teores naturais, ambientalmente disponíveis e totais dos metais. Além disso, é preciso investigar as espécies

químicas dos elementos e suas concentrações nas diferentes frações do solo, com o objetivo de entender o comportamento dos metais e o seu potencial de contaminar as áreas produtoras de olerícolas.

#### 4.3.1 Análise de Componentes Principais

Os resultados da análise de componentes principais indicam que os valores dos metais podem ser reduzidos a quatro componentes, que explicam 80,06% da variação total dos dados (Figura 2).

**Figura 2. Agrupamentos das variáveis químicas e físicas dos solos a partir da Análise por Componentes Principais 1 a 4.**



Fonte: O autor

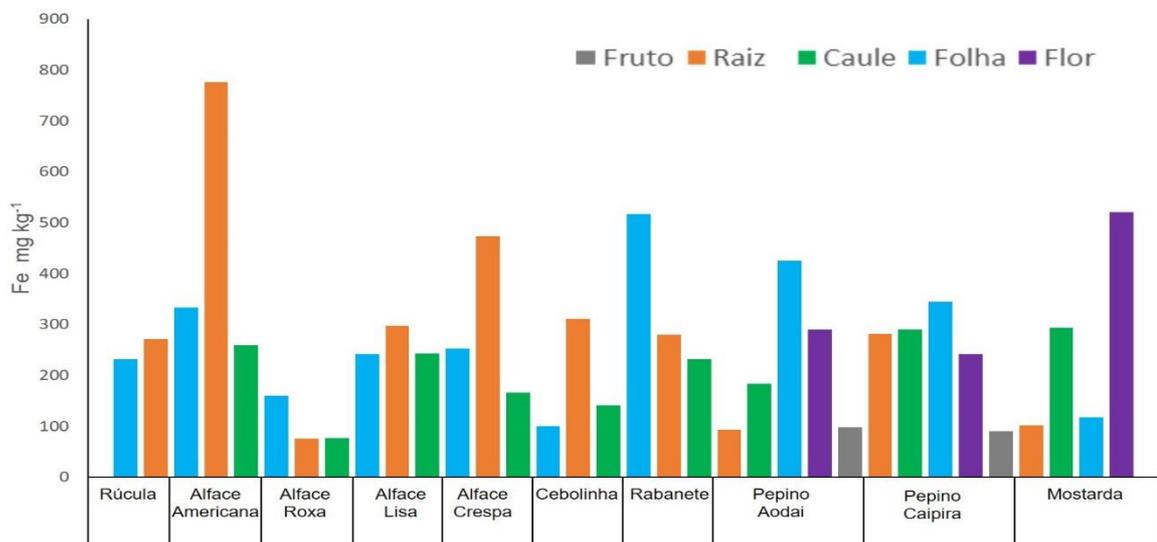
Os elementos Cr, Cu, Zn, Cd, Fe e Ni apresentaram maiores cargas fatoriais no primeiro fator, sendo responsável por cerca de 40% da variação total. O Fe por ser um elemento litogênico conservador pode ser usado para associar a presença de metais oriundas do material de origem. No entanto, a presença da MO e o P no primeiro componente implica que, além do material de origem, a presença desses contaminantes é influenciada pelas atividades antrópicas, como aplicações de adubos, seja através de fertilizantes fosfatados ou esterco bovino e cama de frango. Esses dados corroboram o reportado por outros trabalhos (YANG et al., 2014; TIAN et

al., 2016; QIUTONG et al., 2017), que associaram a presença de metais às aplicações de fertilizantes químicos e orgânicos e deposição atmosférica. O Pb foi melhor representado no quarto fator, que explica 9,25% da variação total. A ausência do Fe nesse fator sugere que não houve influência do material de origem nos teores encontrados, sendo os insumos agrícolas os responsáveis pelo aporte de Pb no solo. Embora os atributos silte, areia e CTC tenham apresentados cargas fatoriais altas, não se associaram aos metais. Essa baixa influência pode ter ocorrido pelo fato da camada cultivada ser bastante alterada e receber grandes quantidades de insumos agrícolas.

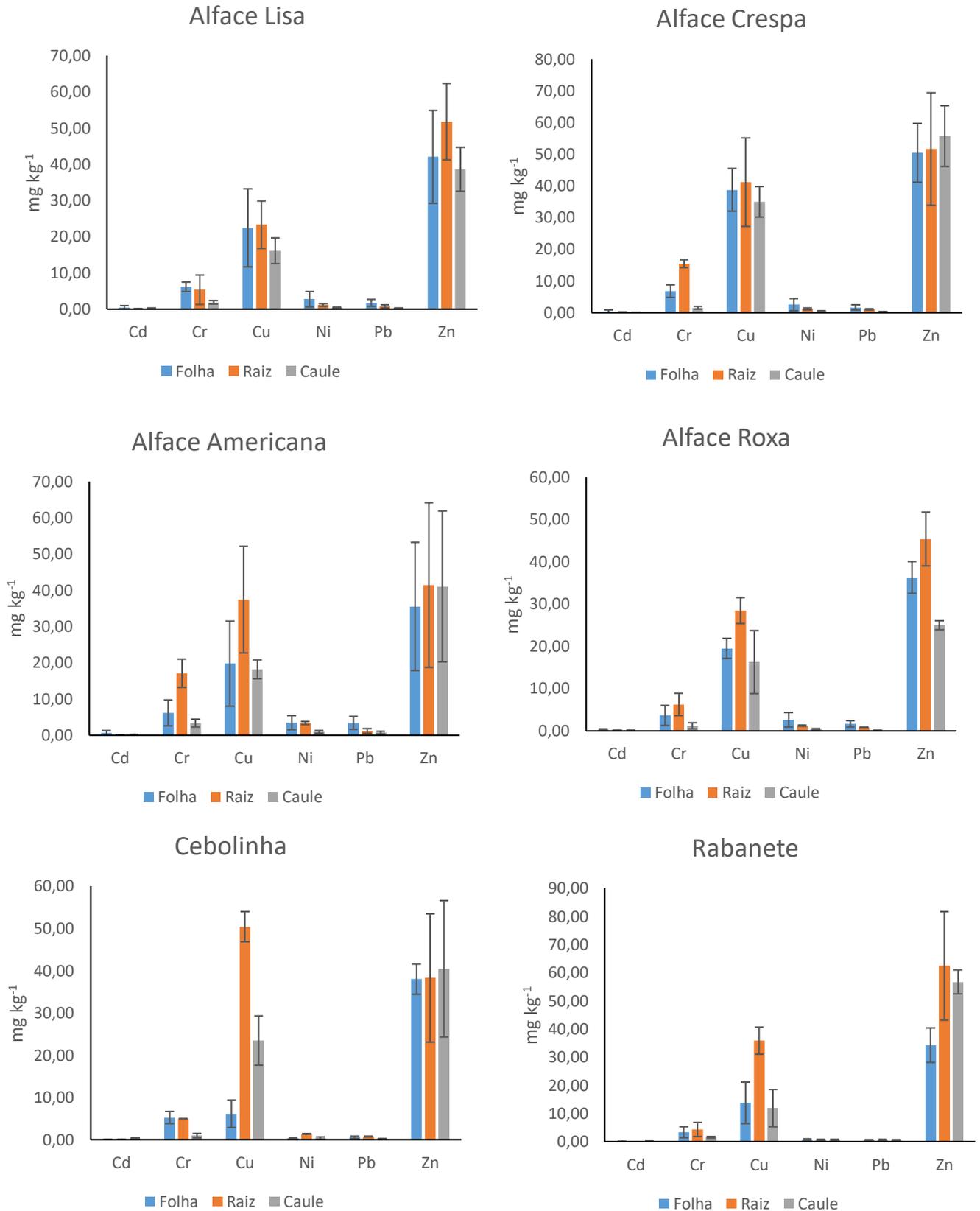
#### 4.4 Teores de Metais em Olerícolas

De um modo geral, a distribuição cumulativa dos teores de metais nas culturas, apresentou a seguinte ordem: alface > rúcula > rabanete > pepino > mostarda > cebolinha (Figuras 3 e 4). Também foram comparados os teores de metais em quatro variedades de alface e duas variedades de pepino, que apresentaram a seguinte ordem: americana > crespa > lisa > roxa e aodai > caipira, respectivamente. Ao dividir os metais em elementos não essenciais (Pb, Cd e Cr) e micronutrientes (Ni, Fe, Cu e Zn), foi verificado que no primeiro grupo 63% dos valores estavam presentes, em maior concentração, nas folhas e 23% dos valores foram encontrados nas raízes. Já no segundo grupo, 48% dos maiores valores foram encontrados nas raízes e 33% nas folhas.

**Figura 3. Teores médios de Fe em amostras de olerícolas coletadas nas áreas influência (A1, A2 e A4) de Vitória de Santo Antão – PE**

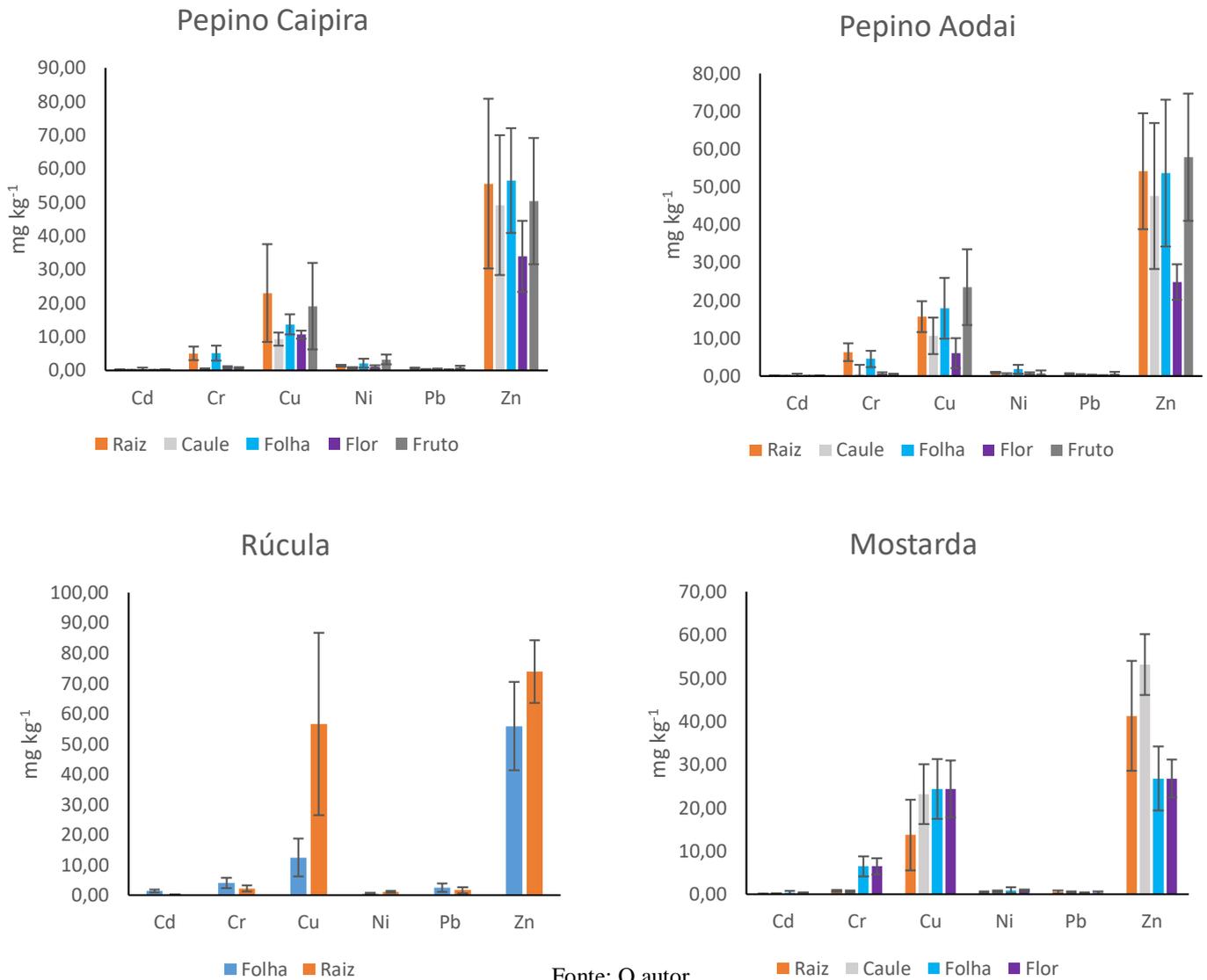


**Figura 4. Teores médios de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em amostras de olerícolas coletadas nas áreas influência (A1, A2 e A4) de Vitória de Santo Antão – PE**



Continua

Continuação



Nas plantas de alface, pepino e mostarda predominaram os maiores teores de metais nas folhas, enquanto na rúcula, rabanete e cebolinha a predominância de altos valores foram verificados nas raízes. Esse fato é justificado porque as olerícolas alface, pepino e mostarda apresentam maior área foliar, o que favorece um maior contato com os insumos aplicados, que apresentam metais em sua constituição, através de pulverizações. No entanto, os vegetais rúcula, cebolinha e rabanete apresentam menor superfície de contato para absorção dos elementos químicos pela via foliar, sendo a raiz a principal via de entrada. O que corrobora trabalhos de Ward e Savage (1994), Qiu et al. (2009) e Shahid et al. (2017), que propõe uma maior retenção e absorção de metais pela parte aérea, quando comparada com os outros órgãos, decorrente da presença de folhas grandes na cultura.

Foram verificados teores de Pb acima do Limite Máximo de Tolerância – LMT (ANVISA, 1969), para vegetais folhosos ( $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e vegetais do tipo fruto e raiz tuberosa ( $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ ), nas amostras de alface lisa de todas as áreas, exceto as áreas A6 e A17 (Tabela 18).

**Tabela 18. Teores de metais em amostras de alface lisa coletadas em áreas produtoras de Vitória de Santo Antão - PE**

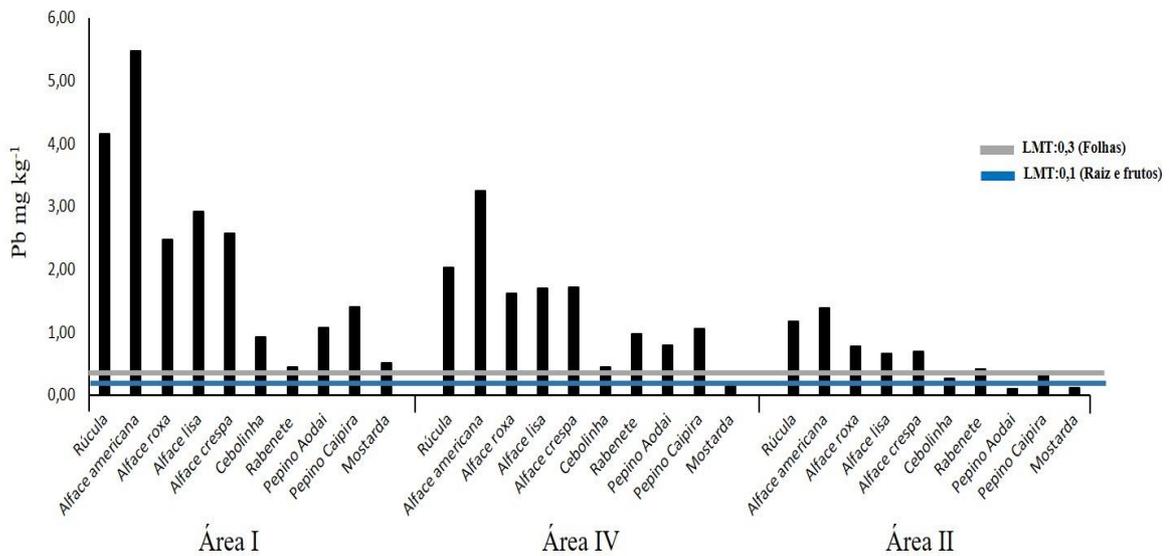
Áreas	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
A1	1,12	7,86	31,02	360,85	5,01	2,92	52,34
A2	0,26	5,41	20,15	283,12	3,03	1,69	41,26
A3	0,02	5,42	16,18	80,41	0,31	0,65	32,61
A4	0,52	13,28	27,93	179,26	1,82	1,91	51,43
A5	0,11	11,19	25,82	408,95	1,03	1,54	48,36
A6	0,42	9,61	19,31	231,52	1,14	0,21	59,84
A7	0,08	8,96	24,54	214,37	1,17	1,17	47,27
A8	0,03	8,93	20,88	405,48	0,03	0,88	64,83
A9	0,02	3,58	11,85	153,31	0,24	0,32	36,94
A10	0,01	6,56	8,71	199,36	0,81	1,02	22,13
A11	0,01	3,12	31,51	162,52	0,07	0,98	46,83
A12	0,01	7,57	20,58	301,37	1,01	0,71	62,33
A13	0,08	3,41	12,43	244,14	0,10	2,05	30,48
A14	0,05	8,65	27,37	456,83	0,43	1,52	51,95
A15	0,01	3,40	15,37	293,71	0,36	1,87	26,47
A16	0,04	5,51	18,06	311,07	0,18	1,36	17,75
A17	0,01	1,95	7,97	196,48	0,02	0,08	8,18
A18	0,07	8,91	13,22	90,75	0,57	1,18	35,63
Média	0,16	6,85	19,61	254,08	0,96	1,23	40,92
Mínimo	0,01	1,95	7,97	80,41	0,02	0,08	8,18
Máximo	1,12	13,28	31,51	456,83	5,01	2,92	64,83
DP	0,27	3,02	7,10	104,56	1,23	0,70	15,41
CV (%)	171,43	44,04	36,19	41,15	127,55	57,14	37,65
LMT*	0,2	0,1	10,0	---	5,0	0,3	50,0

\*Limite Máximo de Tolerância (ANVISA, 1969); --- Não existe LMT para Fe

Fonte: O autor

As culturas, com exceção das amostras de cebolinha e pepino aodai da área A2 e mostarda das áreas A2 e A4, apresentaram teores acima do permitido. De um modo geral, os maiores teores de Pb foram verificadas nas amostras de alface (todos os tipos) e rúcula (Figura 5). Nessas áreas, além das aplicações dos insumos no solo, diariamente são realizadas aplicações de fertilizantes na parte aérea das culturas através de pulverizadores costais.

**Figura 5. Médias dos teores de Pb em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE.**



Fonte: O autor

Teores altos de Pb foram encontrados nos fertilizantes, especialmente para o Fertilizante 4 e o Fertilizante 3 (Tabela 12), além dos defensivos agrícolas, com destaque para o fungicida 2 (Tabela 16). Teores de Pb acima do permitido em olerícolas, também foram reportados em outros trabalhos, com variações de 0,0 a 20,2 (ARAÚJO; ALLEONI, 2016) e 0,02 a 2,50 mg kg<sup>-1</sup> (GUERRA et al., 2012), decorrentes das práticas agrícola.

A absorção de metais pelas raízes é regulada pelos atributos do solo (CTC, pH, MO, teor de argila, entre outros) e pelas características da espécie vegetal (SEREGIN; IVANOV, 2001). Uma vez absorvido, o elemento químico pode ser distribuído para os diferentes órgãos da planta, sendo esse processo controlado pela taxa de respiração, fitohormônios e quelantes.

De um modo geral, os valores de transferência (t) dos metais presente no solo para a parte aérea dos vegetais foram baixos (<0,5) (Tabela 19). Dessa forma, segundo o fator de transferência, embora os solos apresentem contaminação por Pb, não são transferidas altas concentrações do metal para as olerícolas. A presença de diversos metais na solução do solo em altas concentrações pode promover interações antagônicas ou sinérgicas, que associada a especiação dos elementos químicos poderá resultar em uma menor transferência para as espécies vegetais (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992; ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000). Augusto et al. (2014) associam a baixa translocação de Pb na mostarda ao fato do metal ser complexado aos compostos orgânicos presentes nas raízes.

**Tabela 19. Fator de Transferência (t) de metais dos solos para parte comestível das olerícolas**

Cultura	Estatística	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Rúcula	Média	0,52±0,14	0,10±0,03	0,09±0,03	0,01±0,0	0,02±0,01	0,05±0,02	0,13±0,04
	Faixa	0,42-0,68	0,06-0,13	0,04-0,11	0,01-0,02	0,01-0,03	0,04-0,07	0,08-0,18
Alface americana	Média	0,15±0,16	0,14±0,04	0,14±0,08	0,02±0,01	0,16±0,12	0,07±0,03	0,08±0,03
	Faixa	0,01-0,34	0,10-0,19	0,04-0,20	0,01-0,02	0,04-0,28	0,04-0,11	0,04-0,10
Alface roxa	Média	0,07±0,02	0,09±0,05	0,14±0,017	0,01±0,01	0,13±0,11	0,04±0,01	0,08±0,01
	Faixa	0,04-0,10	0,03-0,12	0,12-0,16	0,00-0,02	0,02-0,24	0,02-0,05	0,07-0,10
Alface lisa	Média	0,15±0,12	0,15±0,04	0,13±0,07	0,01±0,005	0,14±0,13	0,04±0,01	0,09±0,03
	Faixa	0,01-0,25	0,12-0,20	0,04-0,19	0,01-0,02	0,01-0,27	0,02-0,06	0,05-0,12
Alface Crespa	Média	0,09±0,11	0,18±0,09	0,28±0,05	0,01±0,001	0,12±0,09	0,04±0,01	0,10±0,038
	Faixa	0,02-0,23	0,28-0,28	0,34-0,34	0,01-0,01	0,20-0,20	0,06-0,06	0,15-0,15
Cebolinha	Média	0,08±0,09	0,15±0,035	0,21±0,06	0,01±0,01	0,03±0,02	0,02±0,0	0,18±0,051
	Faixa	0,03-0,19	0,12-0,19	0,14-0,27	0,01-0,02	0,02-0,06	0,01-0,02	0,15-0,24
Rabanete	Média	0,02±0,01	0,11±0,07	0,26±0,04	0,01±0,01	0,02±0,01	0,02±0,01	0,14±0,05
	Faixa	0,01-0,03	0,03-0,18	0,23-0,31	0,01-0,02	0,01-0,03	0,01-0,03	0,08-0,20
Pepino Aodai	Média	0,10±0,07	0,18±0,06	0,14±0,05	0,01±0,0	0,06±0,02	0,02±0,01	0,14±0,05
	Faixa	0,04-0,19	0,11-0,24	0,08-0,19	0,01-0,01	0,03-0,09	0,01-0,02	0,08-0,19
Pepino Caipira	Média	0,05±0,02	0,03±0,02	0,13±0,06	0,01±0,01	0,15±0,11	0,02±0,01	0,10±0,04
	Faixa	0,01-0,07	0,01-0,06	0,06-0,20	0,00-0,03	0,04-0,27	0,01-0,03	0,05-0,13
Mostarda	Média	0,17±0,13	0,26±0,07	0,45±0,09	0,06±0,03	0,10±0,04	0,03±0,01	0,28±0,06
	Faixa	0,05-0,31	0,17-0,31	0,34-0,52	0,03-0,09	0,06-0,14	0,02-0,03	0,24-0,35

Parte comestível – Rúcula: folha; Alface: folha; Cebolinha: folha e caule; Rabanete: raiz; Pepino: fruto; Mostarda: caule, folha e flor.

Fonte: O autor

Já os valores do índice de translocação (IT) para o Pb foram altos (>1) indicando uma remobilização do metal nas olerícolas (Tabela 20). Um trabalho desenvolvido com cultura de arroz e soja permitiu verificar uma alta translocação de Pb para os grãos de milho (>1,6) e soja (>10), o suficiente que esse elemento químico se acumulasse nos grãos em níveis altos (SILVA et al., 2007). A deposição atmosférica e as práticas agrícolas podem favorecer o acúmulo do metal nas folhas, que uma vez depositado na superfície foliar pode ser aderido à cutícula, em seguida ocorre a penetração através da cutícula e estômatos e por fim é absorvido pelas células subjacentes (CHAMEL et al., 1991; SHAHID et al., 2017).

ba presença do Pb nas hortaliças requer atenção, pois o mesmo não pode ser removido lavando as frutas e vegetais, e depois de ingerido pode ser acumulado no organismo dos seres vivos (KUMAR SHARMA et al., 2007). Na Europa, os grãos, hortaliças e a água tratada foram os maiores contribuintes para a exposição da população geral ao Pb (EFSA, 2010).

**Tabela 20. Índice de Translocação (IT) de metais das raízes para parte comestível das olerícolas.**

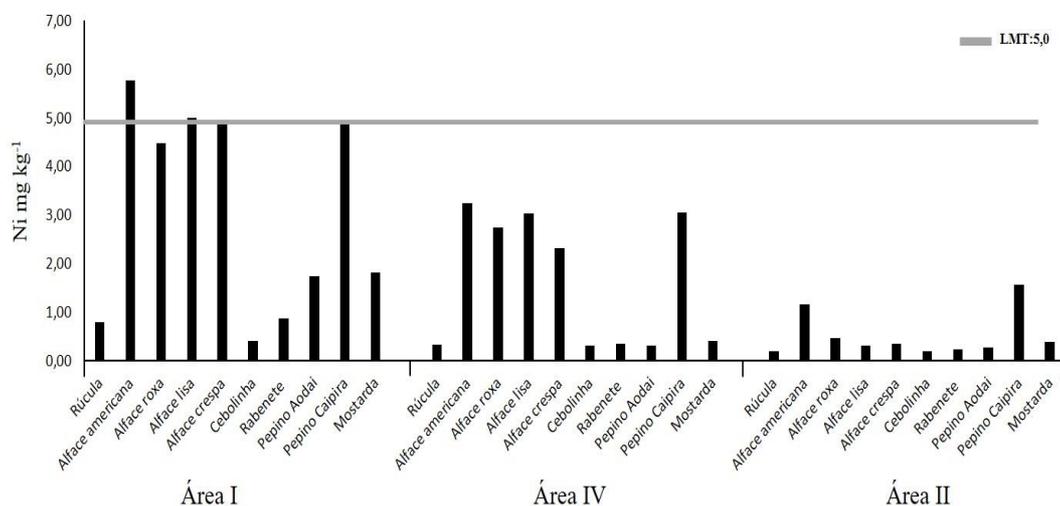
Cultura	Estatística	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Rúcula	Média	13,16±2,85	2,13±0,44	0,22±0,01	0,96±0,23	0,44±0,17	1,56±0,19	0,75±0,13
	Faixa	11,20-16,43	1,84-2,64	0,21-0,23	0,74-1,20	0,33-0,65	1,41-1,78	0,59-0,84
Alface americana	Média	10,59±10,44	0,55±0,16	1,03±0,11	0,89±0,56	1,24±0,69	3,72±0,29	1,93±0,44
	Faixa	1,44-24,76	0,40-0,72	0,96-1,16	0,27-1,37	0,47-1,82	3,39-3,94	1,58-2,43
Alface roxa	Média	2,65±1,44	0,72±0,28	1,24±0,23	3,33±1,12	2,32±1,58	2,04±1,01	1,37±0,13
	Faixa	1,50-4,27	0,39-0,89	1,04-1,50	2,54-4,60	0,73-3,89	0,93-2,89	1,26-1,52
Alface lisa	Média	7,75±10,01	2,10±1,047	1,41±0,75	2,20±0,848	2,48±1,48	2,84±0,55	1,45±0,08
	Faixa	1,46-19,29	0,97-3,04	0,90-2,28	1,65-3,17	1,04-4,01	2,26-3,37	1,35-1,51
Alface Crespa	Média	2,64±2,22	0,53±0,12	2,00±0,82	0,89±0,40	2,25±1,60	1,70±0,78	2,11±0,70
	Faixa	1,03-5,17	0,39-0,62	1,35-2,93	0,57-1,34	0,81-3,97	0,80-2,22	1,55-2,91
Cebolinha	Média	7,96±11,45	1,48±1,046	0,59±0,09	0,83±0,216	0,52±0,11	1,24±0,76	2,06±0,19
	Faixa	0,80-21,17	0,81-2,68	0,49-0,68	0,64-1,06	0,43-0,65	0,50-2,02	1,84-2,18
Rabanete	Média	3,19±2,47	1,31±0,42	0,69±0,31	3,05±1,17	3,05±0,86	2,25±1,10	1,49±0,17
	Faixa	1,32-6,00	1,01-1,80	0,35-0,97	2,14-4,38	2,28-3,98	1,01-3,13	1,38-1,70
Pepino Aodai	Média	2,54±2,80	0,94±0,06	3,59±0,59	10,74±0,88	3,69±1,89	2,43±0,51	3,43±0,48
	Faixa	0,90-5,78	0,86-0,98	3,17-4,27	9,76-11,46	2,60-5,87	1,93-2,95	2,89-3,82
Pepino caipira	Média	5,21±2,63	1,57±0,58	2,78±1,05	3,32±1,18	5,12±1,86	2,81±0,81	3,77±1,04
	Faixa	3,59-8,25	1,00-2,17	1,80-3,90	2,30-4,62	3,23-6,95	2,07-3,68	3,01-4,96
Mostarda	Média	9,71±5,85	14,54±1,69	5,58±1,86	10,24±1,94	5,37±0,32	2,44±0,42	3,67±1,21
	Faixa	3,95-15,48	13,05-16,00	3,72-7,43	7,68-11,50	4,84-5,47	2,26-3,10	2,48-4,67

Parte comestível – Rúcula: folha; Alface: folha; Cebolinha: folha e caule; Rabanete: raiz; Pepino: fruto; Mostarda: caule, folha e flor.

Fonte: O autor

Os teores de Ni nas olerícolas não ultrapassaram o LMT ( $5 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Figura 6), exceto a alface cultivada na área A1 (teor no solo superior ao VP).

**Figura 6. Médias dos teores de Ni em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE.**

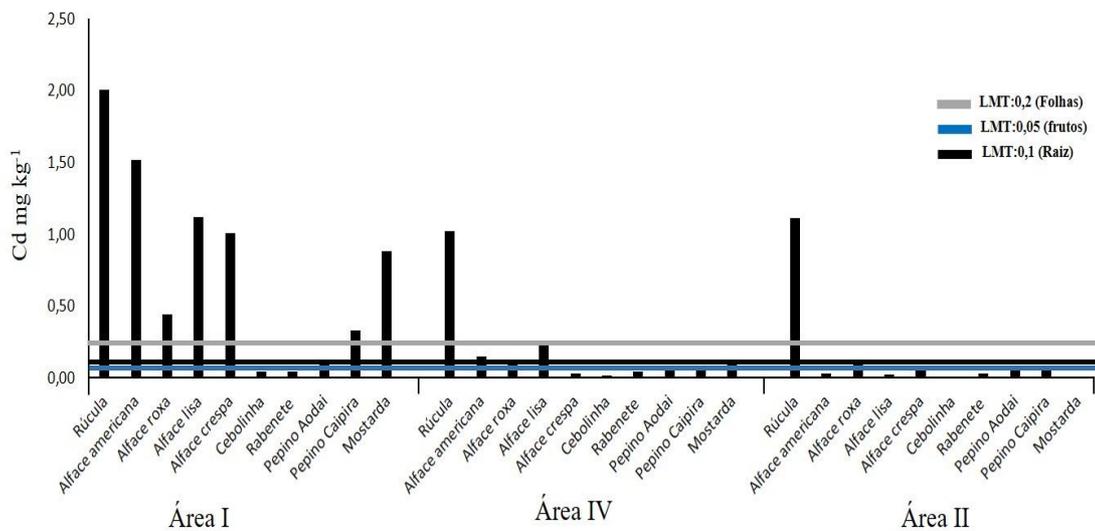


Fonte: O autor

Para a população em geral, a principal fonte de exposição ao Ni é o alimento (grãos, aveia, nozes, entre outros), permitindo uma ingestão média de  $170 \mu\text{g dia}^{-1}$  (FAY et al., 2005). Em solos com baixa atividade antrópica, os teores de Ni nas culturas variam de 0,05 a  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  (MALAVOLTA; MORAES, 2007). Embora os insumos agrícolas apresentem teores de Ni em sua composição, não foram verificadas grandes contribuições para a absorção das plantas. Os fatores que podem ter contribuído para o baixo teor de Ni nas plantas, foram os altos teores de elementos catiônicos, além do pH do solo ( $>6$ ) e a adubação fosfatada que reduzem a disponibilidade de Ni para as plantas (WOOD et al., 2006).

Os maiores teores de Cd foram detectados nas culturas folhosas (LMT  $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ ), como alface lisa, crespa e americana, rúcula e mostarda, e na cultura do pepino (Figura 7).

**Figura 7. Médias dos teores de Cd em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE.**



Fonte: O autor

Ao analisar os teores de Cd nos órgãos das olerícolas, houve uma predominância de Cd na parte comestível das olerícolas, o que representa um grande risco para os consumidores. Em geral, plantas cultivadas em solo contaminado apresentam teores de Cd nas folhas maiores do que em culturas de grãos e raízes (ALLOWAY et al., 1990). Corroborando esses dados, Cannata et al. (2013) verificaram que o teor de Cd no rabanete (tubérculo) geralmente é baixo, quando comparado as folhas, pelo fato do metal ser eliminado com compostos antioxidantes presentes no tubérculo. Uma pesquisa desenvolvida por Augusto et al. (2014) verificaram que ao aplicar uma dose de  $5 \text{ mg L}^{-1}$  de Cd na solução nutritiva, houve um acúmulo na parte aérea da mostarda de  $2,81 \text{ mg kg}^{-1}$ , enquanto que nas raízes, foi de  $0,22 \text{ mg kg}^{-1}$ . Teores de Cd,

superiores ao LMT, também foram verificados na parte comestível de olerícolas de outras regiões do país, como é o caso de Minas Gerais que apresentou teores de 0,0 a 0,48 mg kg<sup>-1</sup> (FERNANDES et al., 2007), e São Paulo com teores entre 0,0 e 2,0 mg kg<sup>-1</sup> (ARAÚJO; ALLEONI, 2016). Os solos deste estudo apresentaram altos teores de Cd, quando comparados com a legislação (CONAMA, 2009; CPRH, 2014).

Não foi verificada uma alta relação entre o teor de Cd no solo e o teor na parte aérea das plantas, segundo o fator de transferência (Tabela 19), visto que o mesmo foi inferior a unidade. Portanto, pode ser uma indicação que o teor de Cd no solo não é o único fator que influencia a presença do elemento na cultura. O Cd apresenta interações antagônicas com Cu e Zn, de modo que altas concentrações destes elementos, como visto no presente estudo, pode interferir diretamente na absorção e translocação do Cd nos vegetais (SEKARA et al., 2005; JÚNIOR et al., 2014; JAN; PARRAY 2016).

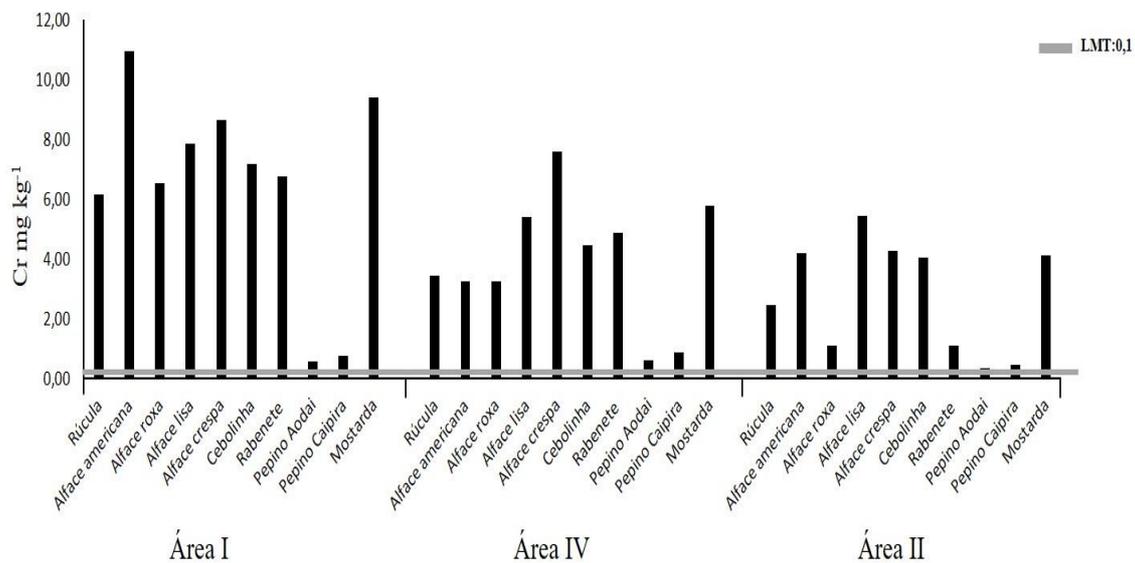
O índice de translocação apresentou valores maiores do que a unidade (Tabela 20), sugerindo uma migração do metal, presente na raiz, para a parte aérea da planta. Um estudo realizado por Júnior et al. (2014) permitiu verificar que cerca de 66% do teor de Cd presente nas raízes de plantas de girassol foi translocado para a parte aérea. Trabalhos como o de Augusto et al. (2014) com plantas de mostarda cultivadas em solução nutritiva e Silva et al. (2016) na cultura de tabaco, apresentaram alto índice de translocação de Cd, confirmando que o Cd é remobilizado na planta e, em ambos os estudos, a translocação foi superior à verificada para o Pb, devido a menor densidade e raio iônico do Cd.

Os teores de Cr nos vegetais analisados foram maiores do que o LMT (0,1 mg kg<sup>-1</sup>) (Figura 8). Os teores mais elevados de Cr na parte comestível das olerícolas apresentaram a seguinte ordem decrescente: alface, cebolinha, rabanete, rúcula e pepino. A principal fonte de exposição para a população em geral são os alimentos (WHO 2003). O Cr é um elemento traço essencial para os seres humanos e sua ausência pode causar hipoglicemia (POZEBON et al., 1999). Segundo a ANVISA, a Ingestão Diária Recomendada (IDR) de Cr para adultos é de 0,035 mg dia<sup>-1</sup> (ANVISA, 2005). Dessa forma, o consumo de olerícolas produzidas nessas áreas suprirá a IDR de Cr. Porém, também poderá ocasionar uma ingestão acumulativa desse metal no organismo.

Ao verificar os valores do fator de transferência ( $t < 0,5$ ), não foi observada uma relação entre as áreas, que apresentaram valores maiores do que VRQ, e a distribuição do metal na planta. O que corrobora o reportado por trabalhos que detectaram baixos valores de  $t$  para Cr, variando de 0,2 (LIAO et al., 2011) a 0,43 (IBRAHIM et al., 2014). A disponibilidade de Cr é fortemente controlada pela matéria orgânica do solo, além disso, carregadores do ânion  $SO_4^{2-}$

(forma absorvida pelas plantas), como sulfato de cobre e zinco, podem transportar  $\text{CrO}_4^{2-}$  do solo para as plantas devido a semelhança estrutural (KASZYCKI et al., 2005). No entanto, práticas agrícola, como calagem e adubação fosfatada, podem favorecer o transporte do  $\text{CrO}_4^{2-}$  para as camadas subsuperficiais e, assim, limitar a absorção pelo sistema radicular (FIORINI et al., 2017). O trabalho desenvolvido por Chen et al. (2014), avaliaram Cr em culturas de alho, couve chinesa, cebola, rabanete e aipo de áreas afetadas por resíduos de curtume e os resultados obtidos foram variações e baixos índices na transferência do metal para planta, decorrentes das diferenças nas propriedades do solo (pH, MO, CTC, teor de metal, argila, entre outros), que são influenciadas pelas práticas agrícolas, e diferenças fisiológicas de cada espécie vegetal.

**Figura 8. Médias dos teores de Cr em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE.**



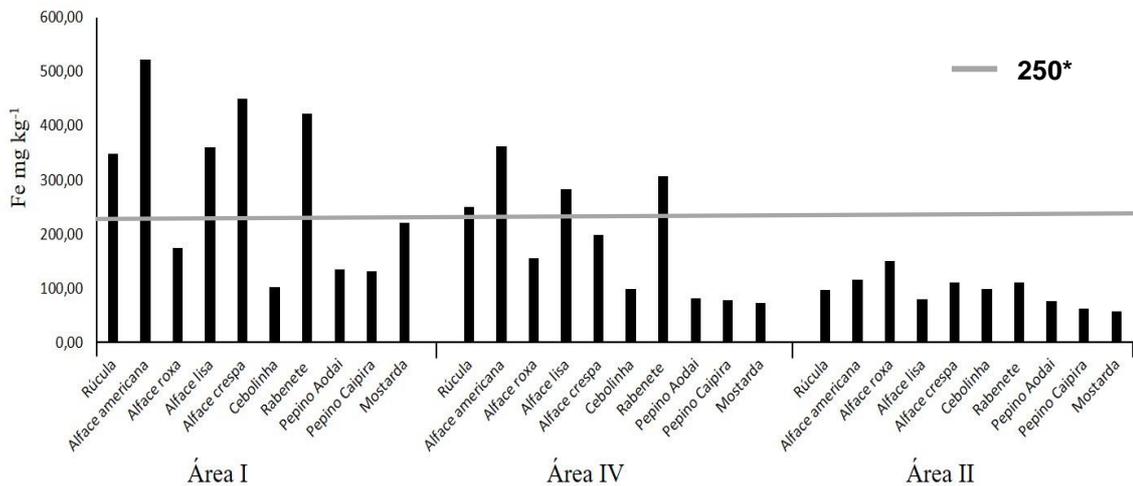
Fonte: O autor

Os teores de Cr nas amostras de alface foram maiores na alface crespa, seguida pela lisa, americana e roxa. Nessa cultura houve uma maior acumulação do metal nas raízes ( $IT < 1$ ), exceto na alface lisa ( $IT=2,1$ ). Situação semelhante foi observada nas amostras de rabanete ( $IT=1,63$ ) e pepino Aodai ( $IT=0,94$ ), com maiores teores nas raízes. Já a rúcula ( $IT= 2,13$ ), o pepino caipira ( $IT=1,57$ ) e a mostarda ( $IT=14,05$ ) apresentaram maior acúmulo na parte aérea (Tabela 20). Os resultados apresentados mostram uma grande variação da translocação de Cr entre as espécies. Essa situação pode ser explicada pelo fato das plantas apresentarem mecanismos que regulam o transporte dos nutrientes da raiz para os demais órgãos. Como o Cr não é um elemento químico essencial para as plantas, esse auto ajuste pode não ter sido eficaz

nas culturas com IT maior que a unidade e, associada as aplicações de produtos com Cr nas folhas, influenciaram no maior teor do metal na parte aérea (CHEN et al., 2014).

Os teores de Fe nas amostras variaram de 57,80 a 522,36 mg kg<sup>-1</sup> (Figura 9). Valores semelhantes foram detectados em olerícolas coletadas no campo e na Ceasa de Minas Gerais, com teores entre 3,26 a 571,54 mg kg<sup>-1</sup>. A legislação não preconiza um valor limite de Fe nos alimentos. Porém, a Tabela Brasileira de Composição de Alimentos – TACO, dispõe que os teores normais de Fe nas olerícolas é de 1,0 a 25,0 mg kg<sup>-1</sup> (LIMA, et al., 2011), já Malavolta et al. (1989) consideram adequado os teores de Fe nos tecidos vegetais entre 50 e 250 mg kg<sup>-1</sup>, valores estes inferiores aos do presente estudo. De um modo geral, os maiores teores de Fe na parte comestível foram verificados na alface, seguida pelo rabanete, rúcula, mostarda, cebolinha e pepino. Houve uma variação nos teores entre os tipos de alface, de forma que os maiores valores se deram na seguinte ordem decrescente: americana > crespa > lisa > roxa. Essa cultura, normalmente, apresenta teores altos na parte comestível. Corroborando o reportado por Qureshi et al. (2016), que dentre as seis culturas olerícolas analisadas, a maior concentração de Fe foi encontrada na alface (87,6 mg kg<sup>-1</sup>).

**Figura 9. Médias dos teores de Fe em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE.**



\*Valor adequado segundo Malavolta et al. (1989)

Fonte: O autor

O Fe é um nutriente mineral essencial para os seres humanos e a recomendação de ingestão diária desse nutriente é de 14 mg dia<sup>-1</sup> (ANVISA, 2005). Além disso, a deficiência de Fe é um problema de saúde pública (BRASIL, 2003). Dessa forma, o consumo das olerícolas produzidas nessas áreas podem fornecer Fe em quantidades suficientes para suprir a

necessidade do corpo. Porém, é preciso cautela nesse sentido, já que altos teores de Fe no alimento não reflete a sua disponibilidade para o organismo. O ferro dietético pode ser encontrado em duas formas, o ferro heme, presente em carnes, e o ferro não heme, sendo que o primeiro é altamente absorvível e o ferro não heme presente nos vegetais, apresenta baixa biodisponibilidade (FISCHER et al., 2017). Assim, o hábito alimentar pode influenciar na maior ou menor absorção desse elemento pelo organismo, como é o caso do ácido ascórbico (vitamina C), presente em frutas e hortaliças, que promove uma maior absorção do Fe de origem vegetal (BRASIL, 2005).

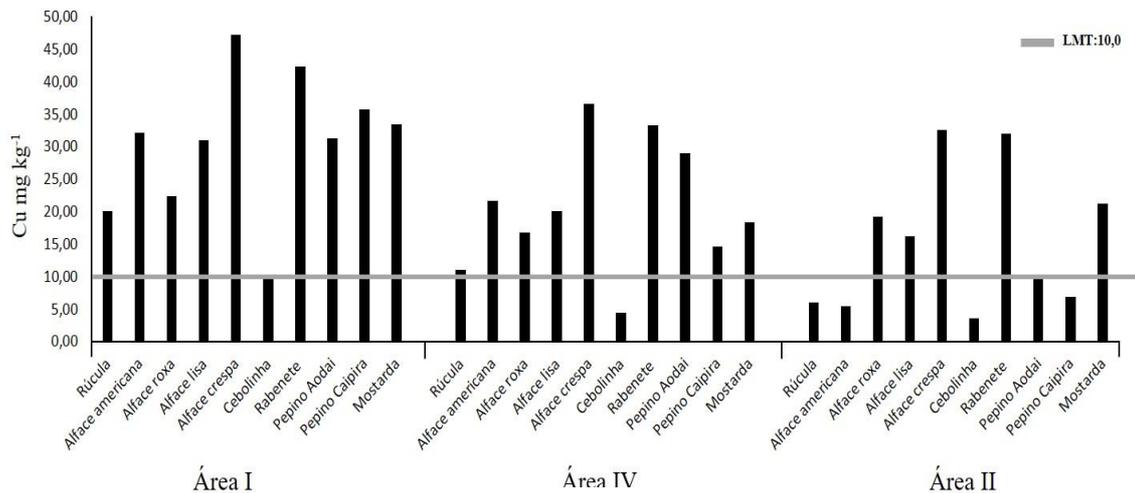
O fator de transferência para Fe foi o mais baixo quando comparado com os demais metais (Tabela 19), não permitindo inferir que os teores encontrados na planta foram decorrentes dos altos valores observados no solo, já que a maior parte do Fe pode estar na forma de óxidos e hidróxidos ou na forma de quelatos orgânicos, o que reduz a sua disponibilidade para as plantas. Outros fatores podem interferir na absorção de Fe, como reportado por Hajar et al. (2014), que atribuiu a redução na absorção e translocação de Fe pelos vegetais, devido aos altos teores de manganês, níquel e cobalto no solo. Os valores do índice de translocação se mostraram coerente para todas as culturas, exceto para alface lisa. De forma que, foi observado que os maiores teores de Fe na raiz e valores de IT menor que a unidade foram encontrados nas amostras de rúcula, cebolinha e nas alfaces americana e crespa. Situação inversa foi verificada para pepino, rabanete, mostarda e alface roxa, com maiores teores de Fe na parte aérea e valores de IT maiores que 1 (Tabela 20). Essa variação pode ser explicada por mecanismos de mobilização que as plantas desenvolvem e que varia de acordo com a espécie, idade, taxa de respiração e crescimento do vegetal promovendo maior ou menor absorção de Fe proveniente da aplicação de fertilizantes e defensivos agrícolas (Tabela 11, 12, e 16), além de fatores fisiológicos como a presença de citrato, responsável por controlar o transporte de Fe na planta, e concentrações de Ca e P que podem formar compostos insolúveis (FAGERIA et al., 2008; BRIAT et al., 2010).

A presença de Cu nas plantas é justificada pela sua essencialidade. No entanto, os teores de Cu apresentaram valores acima do LMT ( $10 \text{ mg kg}^{-1}$ ) para todas as culturas, exceto nas amostras de rúcula, alface americana e pepino da área A3 e cebolinha da área A4 e A3 (Figura 10). Vegetais cultivados em áreas sem contaminação, normalmente, apresentam níveis de Cu entre  $0,4$  e  $45,8 \text{ mg kg}^{-1}$  (HAJAR, 2014). Porém, as práticas agrícolas podem incrementar grandes quantidades desse metal no solo e nas plantas, como verificado nas culturas deste estudo. Corroborando os valores ( $0,44$  a  $37,4 \text{ mg kg}^{-1}$ ) detectados por Fernandes et al. (2007)

em culturas olerícolas com alto índice de aplicações de insumos no solo e diretamente nas plantas.

As amostras analisadas apresentaram grandes variações, de forma que a distribuição das maiores concentrações de Cu, na parte comestível, foi a seguinte: Alface > rabanete > mostarda > pepino > rúcula > cebolinha. Nesse sentido, um estudo verificou a exposição de Cu através da ingestão de grãos de arroz que foram cultivados em solos contaminados com o metal e foi observado que os teores de Cu nos grãos foram fortemente influenciados pelos altos teores biodisponíveis no solo, porém não foi detectado uma distribuição uniforme do elemento nas diferentes partes das plantas (PRAVEENA; OMAR, 2017).

**Figura 10. Médias dos teores de Cu em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE.**



Fonte: O autor

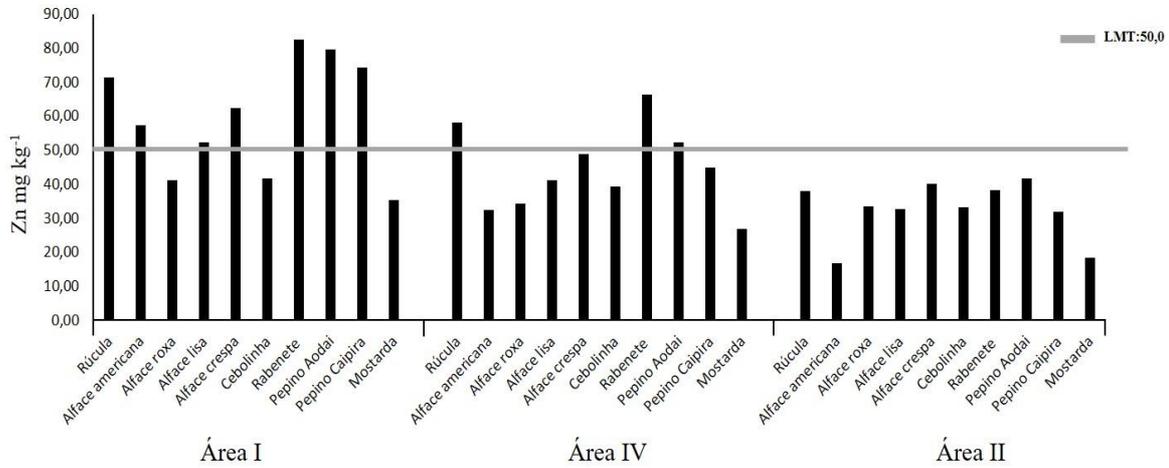
O Cu é um micronutriente essencial e sua ausência está associada a anemia em humanos (DORSEY et al., 2004). Dessa forma, a ANVISA recomenda a ingestão de 0,9 mg dia<sup>-1</sup> desse mineral (ANVISA, 2005), que poderia ser suprido através da ingestão das culturas produzidas nessas áreas. Mas, devido aos teores que ultrapassaram o LMT, recomenda-se que os consumidores atentem para os fatores que podem contribuir para um risco à saúde pelo consumo das olerícolas, que pode causar distúrbios gastrointestinais, como quantidade e frequência de ingestão, associada a hábitos alimentares (DORSEY et al., 2004). O Cu<sup>+2</sup> normalmente se encontra na solução do solo disponível para a absorção da planta. Porém, como já foi citado anteriormente para outros cátions, diversos fatores podem interferir na disponibilidade do Cu. Solos ácidos favorecem a disponibilidade de Cu, como foi comprovado em um experimento em que a diminuição do pH promoveu a elevação de Cu na fração trocável

e reduziu seus teores nas frações orgânica e dos óxidos (NACHTIGALL et al., 2007). Dessa forma, a calagem pode influenciar na complexação de Cu pela matéria orgânica e diminuir a sua solubilidade (ALLOWAY, 1990). Comparativamente, os valores de IT foram menores do que os apresentados pelos demais metais (Tabela 20). Os teores de Cu analisados por compartimentos na planta permitiram verificar que os maiores teores nas raízes foram detectados em alface, rabanete, pepino caipira, cebolinha e rúcula. Valores do IT menor que a unidade foram identificados em cebolinha e rúcula, justificando uma menor translocação do Cu das raízes para a parte aérea. Já a mostarda e o pepino aodai, que apresentaram maiores teores de Cu nas folhas e frutos, respectivamente, apresentaram valores do IT maior que 3, permitindo inferir que nessas culturas o Cu foi mais translocado dentro da planta. A baixa translocação de Cu das raízes para a parte aérea das plantas é um mecanismo em que o metal é imobilizado no tecido radicular através de carboidratos presentes na parede celular (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 2003).

Todos os insumos agrícolas aplicados nas culturas, apresentaram altos teores de Cu e o mesmo está associado a outros elementos químicos, como Fe, Zn e Cd que pode apresentar interações antagônicas com o Cu. Como reportado por uma pesquisa em que avaliou o efeito de doses de cádmio aplicados na cultura do girassol através de solução nutritiva e foi observado que o teor de cobre na parte aérea da planta foi reduzido pela presença do Cd (AZEVEDO et al., 2005).

Os teores de Zn nas olerícolas apresentaram grande variação, com valores acima do LMT ( $50 \text{ mg kg}^{-1}$ ) na rúcula e pepino aodai das áreas A1 e A4 (Figura 11), no pepino caipira e alface americana e crespa da área A1, na alface lisa das áreas A1, A4, A6, A8, A12 e A14 (Tabela 19) e no rabanete das áreas A1 e A2. Os maiores teores de Zn apresentaram a seguinte ordem decrescente: Rabanete > pepino > rúcula > alface > cebolinha > mostarda. Os teores de Zn em plantas cultivadas em solos sem contaminação são encontrados na faixa de 1 a  $160 \text{ mg kg}^{-1}$  (HAJARA et al., 2014). Valores maiores foram reportados por Araújo e Alleoni (2016), com variação de 39 a  $1072 \text{ mg kg}^{-1}$ . As olerícolas são alimentos ricos em fibras, vitaminais e minerais fundamentais para o homem. A ANVISA recomenda a ingestão diária de 7 mg de Zn (ANVISA, 2005), principalmente através dos alimentos, visto que a deficiência de zinco favorece o surgimento de uma variedade de problemas imunológicos (LINDER; AZAM, 1996). Dessa forma, as culturas analisadas nesse estudo podem suprir a necessidade de Zn dos consumidores. No entanto, deve-se levar em consideração a frequência e consumo diário desses vegetais, visto que o consumo prolongado de alimentos com altos teores de zinco reduz a absorção de cobre da dieta (DORSEY et al., 2004).

**Figura 11. Médias dos teores de Zn em olerícolas cultivadas em áreas de maior influência em Vitória de Santo Antão-PE**



Fonte: O autor

Foi verificado que 54% dos valores de Zn que ultrapassaram o LMT estavam presentes na parte aérea das culturas (alface roxa, crespa, americana, mostarda e pepino), enquanto que as raízes (alface lisa, rúcula e rabanete) apresentaram 46% dos valores. Os teores de Zn nos solos deste estudo foram altos, com valores acima do VI (CONAMA, 2009), porém fatores como demanda fisiológica da planta, aplicação de calcário, que favorece a adsorção do Zn, e concentrações de outros elementos, especialmente o P, podem ter afetado a disponibilidade do Zn para as plantas. Os estudos confirmam que altos teores de P no solo promovem um aumento na demanda fisiológica do Zn e diminui a translocação do metal da raiz para as folhas, causando deficiência (CAKMAK; MARSCHNER, 1988; ALLOWAY, 2009).

Assim como o P, neste estudo, outros elementos químicos apresentaram altos teores no solo que pode ter influenciado os níveis de Zn nas culturas. Corroborando os dados apresentados por Lima et al. (2013), que observaram uma variação na absorção e distribuição de Mn, Fe, Ni e Zn nos órgãos das hortaliças decorrentes dos altos teores de Pb no solo. Em todas as amostras, foram verificados valores de IT superior a unidade, exceto para a rúcula (Tabela 20). As aplicações constantes de fertilizantes foliares a base de zinco explicam o maior teor do elemento na parte aérea das plantas. Embora, os teores nas raízes, além da absorção do Zn da solução do solo, pode ter sido translocado da parte aérea. O Zn pode ser transportado da raiz para a parte aérea via xilema, porém nos órgãos em desenvolvimento, o transporte via floema pode ser mais eficiente. No entanto, a retranslocação pode ser limitada pela quelação do químico na seiva do floema (ROSOLEM; FRANCO, 2000; KIRKBY et al., 2007).

Os agricultores sabem da necessidade de realizar o controle de pragas e doenças com defensivos agrícolas, reconhecem a obrigação de realizar adubação, tem informações que o fertilizante foliar tem uma maior eficiência na absorção pela planta resultando em uma maior produtividade. Porém, desconhecem que essas práticas podem resultar em um efeito inverso, de modo que os micronutrientes e defensivos, quando mal manejados, podem ser os responsáveis pela baixa produtividade ou qualidade das olerícolas. Um estudo mostrou que a aplicação de glifosato nas culturas reduz a absorção de nutrientes como Zn, Mn e Fe, mesmo que em baixas concentrações decorrentes da deriva do produto (KIRKBY et al., 2007).

#### 4.5 Avaliação de Risco à Saúde pelos Solos

A avaliação da exposição humana à metais se deu considerando os indivíduos (trabalhadores rurais, crianças e consumidores) que têm contato com os solos e vegetais das áreas em estudo. Os teores de metais no solo apresentaram altos teores, com valores acima do permitido pela legislação (Tabela 15). Porém, a estimativa de uma ingestão acidental (100 mg) desses solos, considerando um trabalhador rural com 72 kg (IBGE, 2010) não apresentou valores acima da dose de referência (RfD) para nenhum metal analisado (Tabela 21).

**Tabela 21. Dose de metal pela ingestão acidental de solos por adultos e crianças**

Público alvo	Estatística	$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$						
		Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
ADULTO	Média	0,01	0,27	0,89	126,39	0,15	0,42	2,93
	Mínimo	0,00	0,09	0,30	21,59	0,05	0,15	0,54
	Máximo	0,04	0,56	1,73	347,78	0,33	0,78	5,40
	Desvio Padrão	0,01	0,12	0,38	67,69	0,08	0,18	1,36
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60
CRIANÇA	Média	0,08	2,15	7,17	1019,18	1,23	3,36	23,62
	Mínimo	0,00	0,75	2,45	174,12	0,40	1,24	4,39
	Máximo	0,35	4,50	13,93	2804,50	2,65	6,32	43,54
	Desvio Padrão	0,11	0,95	3,08	545,88	0,64	1,47	11,01
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60
Dose de Referência (RfD)		1	1500	40	700	20	4	300

Fonte: O autor

Vale salientar que o agricultor está em contato com o solo diariamente e, como nessas áreas o uso de EPIs é precário, de forma que os grãos de solos podem ser aderidos as mãos, alimentos e a água. Dessa forma, a ingestão acidental de solos pode ser acentuada e, conseqüentemente, favorecer uma dose maior de metais no organismo.

A ingestão de solo adotada para crianças (200 mg) foi maior do que a de um adulto, pelo fato da criança consumir solo, de forma não intencional, ou levar a mão, com partículas de solo aderidas à boca com grande frequência. Corroborando o relatado em pesquisas que verificaram que o hábito das crianças de brincar na terra, colocar a mão com solo na boca e acompanhar os pais aos cultivos, promoveram uma maior exposição aos metais presentes no solo (TAO et al., 2014; MNISI et al., 2017). Os filhos dos agricultores estão em um cenário de exposição superior a de crianças residentes em centros urbanos, visto que o contato com o solo e a exposição aos insumos agrícolas (defensivos e adubos) aumentam o risco de contaminação (CHEN et al., 2014). A dose para cada metal ingerido através dos solos para crianças foram maiores do que os apresentados para adultos (Tabela 21). De um modo geral, não foram verificados valores preocupantes, exceto para o Fe (RfD 700  $\mu\text{g kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ). Porém, não existem trabalhos que reportem dados referentes aos efeitos desse elemento quando ingerido através de solos. Vale salientar que os teores ambientalmente disponíveis de metais no solo requerem atenção, principalmente elementos como Fe, que são abundantes na crosta e o mesmo pode não estar bioacessível ao organismo humano.

Os agricultores não estão expostos aos metais apenas pela ingestão acidental de solos, mas também através da inalação (Tabela 22) e do contato dérmico das partículas de solo (poeira) (Tabela 23), seja quando estão revolvendo ou arando a terra ou através da movimentação das partículas de solo pelo vento.

**Tabela 22. Dose de metal através da inalação de partículas contaminadas por adultos e crianças**

Público alvo	Estatística	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
		$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$						
ADULTO	Média	4,34E-07	1,17E-05	3,92E-05	5,58E-03	6,72E-06	1,84E-05	1,29E-04
	Mínimo	8,39E-09	4,08E-06	1,34E-05	9,53E-04	2,19E-06	6,81E-06	2,40E-05
	Máximo	1,89E-06	2,46E-05	7,62E-05	1,53E-02	1,45E-05	3,46E-05	2,38E-04
	Desvio Padrão	5,81E-07	5,19E-06	1,69E-05	2,99E-03	3,51E-06	8,05E-06	6,02E-05
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60
CRIANÇA	Média	3,04E-07	8,22E-06	2,75E-05	3,90E-03	4,71E-06	1,29E-05	9,04E-05
	Mínimo	5,88E-09	2,86E-06	9,39E-06	6,67E-04	1,54E-06	4,77E-06	1,68E-05
	Máximo	1,32E-06	1,72E-05	5,34E-05	1,07E-02	1,01E-05	2,42E-05	1,67E-04
	Desvio Padrão	4,07E-07	3,63E-06	1,18E-05	2,09E-03	2,46E-06	5,64E-06	4,21E-05
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60
Dose de Referência (RfD)		1	1500	40	700	20	4	300

Fonte: O autor

No entanto, não foram verificados valores acima da RfD para a inalação e contato dérmico, visto que nessas vias, considerando o teor de metal do solo, a presença do

contaminante individualmente não oferece risco à saúde do público adulto e infantil. As crianças também estão sujeitas a essas vias de exposição, uma vez que moram próximo as hortas, brincam no solo e são expostos aos produtos químicos indiretamente.

**Tabela 23. Dose de metal através do contato dérmico de partículas contaminadas por adultos e crianças**

Público alvo	Estatística	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
		$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$						
ADULTO	Média	4,16E-05	1,12E-03	3,75E-03	5,34E-01	6,43E-04	1,76E-03	1,24E-02
	Mínimo	8,03E-07	3,90E-04	1,28E-03	9,12E-02	2,10E-04	6,52E-04	2,30E-03
	Máximo	1,81E-04	2,36E-03	7,30E-03	1,47E+00	1,39E-03	3,31E-03	2,28E-02
	Desvio Padrão	5,56E-05	4,97E-04	1,61E-03	2,86E-01	3,36E-04	7,71E-04	5,76E-03
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60
CRIANÇA	Média	6,60E-05	1,78E-03	5,95E-03	8,46E-01	1,02E-03	2,79E-03	1,96E-02
	Mínimo	1,27E-06	6,19E-04	2,04E-03	1,45E-01	3,33E-04	1,03E-03	3,65E-03
	Máximo	2,87E-04	3,74E-03	1,16E-02	2,33E+00	2,20E-03	5,25E-03	3,62E-02
	Desvio Padrão	8,82E-05	7,88E-04	2,56E-03	4,53E-01	5,32E-04	1,22E-03	9,14E-03
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60
Dose de Referência (RfD)		1	1500	40	700	20	4	300

Fonte: O autor

É importante ressaltar que nessa pesquisa não foram considerados outros possíveis teores de metais aos quais os indivíduos também podem estar expostos, como a fumaça das queimadas e emissões veiculares, as aplicações de defensivos agrícolas, sejam por contato direto ou deriva, e a ingestão de água contaminada. São dados que, associados aos desse trabalho, poderão formar uma importante base de informações para a gestão ambiental dessas áreas.

O coeficiente de risco (HQ), que fornece uma indicação do nível de risco a saúde associado à exposição a longo prazo a metais, foi verificado para cada via de exposição em adultos e crianças. De um modo geral, a ingestão de solos apresentou maiores valores (Tabela 24), seguido pelo contato dérmico e inalação.

Não foi verificado nenhum valor superior ao HQ (>1) para adultos, em nenhuma rota de exposição. Já para o público infantil, foi verificado um HQ superior a unidade, apenas através da ingestão acidental de solos.

De um modo geral, um adulto exposto ao solo com metais através da ingestão, inalação (Tabela 25) e contato dérmico (Tabela 26), a distribuição dos valores do HQ para os metais separadamente apresentou a seguinte ordem decrescente: Fe > Pb > Cu > Ni > Cd > Zn > Cr.

**Tabela 24. Coeficiente de risco (HQ) pela ingestão acidental de solos por adultos e crianças**

Público alvo		Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
ADULTO	Média	9,85E-03	1,77E-04	2,22E-02	1,81E-01	7,62E-03	1,04E-01	9,76E-03
	Mínimo	1,90E-04	6,16E-05	7,60E-03	3,08E-02	2,49E-03	3,86E-02	1,82E-03
	Máximo	4,28E-02	3,72E-04	4,32E-02	4,97E-01	1,64E-02	1,96E-01	1,80E-02
	Desvio Padrão	1,32E-02	7,84E-05	9,56E-03	9,67E-02	3,98E-03	4,56E-02	4,55E-03
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60
CRIANÇA	Média	7,94E-02	1,43E-03	1,79E-01	1,46E+00	6,14E-02	8,40E-01	7,87E-02
	Mínimo	1,53E-03	4,97E-04	6,13E-02	2,49E-01	2,01E-02	3,11E-01	1,46E-02
	Máximo	3,45E-01	3,00E-03	3,48E-01	4,01E+00	1,32E-01	1,58E+00	1,45E-01
	Desvio Padrão	1,06E-01	6,32E-04	7,71E-02	7,80E-01	3,21E-02	3,68E-01	3,67E-02
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60

Fonte: O autor

Esse resultado foi diferente da ordem reportada em solos e poeiras de áreas residenciais, onde o Pb apresentou os maiores valores (KURT-KARAKUS, 2012) e em solos de áreas agrícola em que o Cr apresentou o maior risco de contaminação (LIU et al., 2013). Essas diferenças reforçam a importância dos diferentes incrementos de metais na camada superficial dos solos.

**Tabela 25. Coeficiente de risco (HQ) pela inalação de partículas contaminadas por adultos e crianças**

Público alvo		Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
ADULTO	Média	4,34E-07	7,83E-09	9,81E-07	7,97E-06	3,36E-07	4,60E-06	4,31E-07
	Mínimo	8,39E-09	2,72E-09	3,35E-07	1,36E-06	1,10E-07	1,70E-06	8,01E-08
	Máximo	1,89E-06	1,64E-08	1,91E-06	2,19E-05	7,24E-07	8,65E-06	7,94E-07
	Desvio Padrão	5,81E-07	3,46E-09	4,22E-07	4,27E-06	1,75E-07	2,01E-06	2,01E-07
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60
CRIANÇA	Média	3,04E-07	5,48E-09	6,86E-07	5,58E-06	2,35E-07	3,22E-06	3,01E-07
	Mínimo	5,88E-09	1,90E-09	2,35E-07	9,53E-07	7,68E-08	1,19E-06	5,61E-08
	Máximo	1,32E-06	1,15E-08	1,33E-06	1,53E-05	5,07E-07	6,05E-06	5,56E-07
	Desvio Padrão	4,07E-07	2,42E-09	2,95E-07	2,99E-06	1,23E-07	1,41E-06	1,40E-07
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60

Fonte: O autor

A distribuição dos metais pelo HQ, nas três rotas de exposição, para o público infantil foi idêntica ao observada para o público adulto. Porém, foi detectado um HQ médio de Fe, pela ingestão de solos, superior a unidade, e um valor máximo do HQ para Pb também superior a um (Tabela 24). Essa situação representa um grande risco para as crianças que vivem nessas áreas. Embora esses dados permitam apenas identificar os riscos relativos entre diferentes

metais, nesse caso em especial do Fe e do Pb, a ingestão de solo por crianças não deve ser negligenciada.

**Tabela 26. Coeficiente de risco (HQ) pelo contato dérmico de partículas contaminadas por adultos e crianças**

Público alvo		Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
ADULTO	Média	4,16E-05	7,49E-07	9,38E-05	7,62E-04	3,22E-05	4,40E-04	4,12E-05
	Mínimo	8,03E-07	2,60E-07	3,21E-05	1,30E-04	1,05E-05	1,63E-04	7,66E-06
	Máximo	1,81E-04	1,57E-06	1,82E-04	2,10E-03	6,93E-05	8,28E-04	7,60E-05
	Desvio Padrão	5,56E-05	3,31E-07	4,04E-05	4,08E-04	1,68E-05	1,93E-04	1,92E-05
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60
CRIANÇA	Média	6,60E-05	1,19E-06	1,49E-04	1,21E-03	5,10E-05	6,98E-04	6,54E-05
	Mínimo	1,27E-06	4,13E-07	5,09E-05	2,07E-04	1,67E-05	2,58E-04	1,22E-05
	Máximo	2,87E-04	2,49E-06	2,89E-04	3,33E-03	1,10E-04	1,31E-03	1,21E-04
	Desvio Padrão	8,82E-05	5,25E-07	6,40E-05	6,48E-04	2,66E-05	3,06E-04	3,05E-05
	CV (%)	133,73	44,19	43,01	53,56	52,17	43,81	46,60

Fonte: O autor

É importante ressaltar que uma pessoa ao ingerir grãos de solos estará exposta a todos os metais adsorvidos e isso implica em um maior risco para a saúde. Nesse sentido, o índice de perigo (HI) leva em consideração o risco causado por mais de um metal.

Neste estudo, o risco cumulativo para a saúde (HI) de adultos, pela ingestão, contato dérmico e inalação de partículas de solos, foi inferior a unidade (Tabela 27).

**Tabela 27. Índice de perigo (HI) acumulativo da ingestão, contato dérmico e inalação de solos para adultos**

Área	HI <sub>Cd</sub>	HI <sub>Cr</sub>	HI <sub>Cu</sub>	HI <sub>Fe</sub>	HI <sub>Ni</sub>	HI <sub>Pb</sub>	HI <sub>Zn</sub>	HI <sub>TOTAL</sub>
A1	4,30E-02	3,73E-04	4,34E-02	4,99E-01	4,99E-01	1,97E-01	1,81E-02	8,17E-01
A2	2,39E-02	2,65E-04	3,33E-02	1,35E-01	1,35E-01	7,88E-02	1,47E-02	2,98E-01
A3	3,34E-02	2,75E-04	1,21E-02	1,44E-01	1,44E-01	1,30E-01	5,90E-03	3,42E-01
A4	1,43E-02	1,71E-04	2,56E-02	2,20E-01	2,20E-01	7,27E-02	1,06E-02	3,49E-01
A5	7,74E-03	2,56E-04	2,47E-02	2,51E-01	2,51E-01	7,63E-02	1,23E-02	3,81E-01
A6	2,88E-02	2,32E-04	2,78E-02	1,83E-01	1,83E-01	9,68E-02	1,33E-02	3,59E-01
A7	5,54E-03	1,89E-04	2,35E-02	1,49E-01	1,49E-01	6,44E-02	1,05E-02	2,60E-01
A8	3,25E-03	1,76E-04	2,99E-02	2,32E-01	2,32E-01	7,28E-02	1,45E-02	3,56E-01
A9	2,67E-03	1,14E-04	1,42E-02	1,15E-01	1,15E-01	5,60E-02	7,05E-03	2,02E-01
A10	1,24E-03	1,25E-04	1,25E-02	1,14E-01	1,14E-01	7,39E-02	3,52E-03	2,11E-01
A11	8,60E-04	9,88E-05	2,57E-02	1,13E-01	1,13E-01	7,42E-02	8,95E-03	2,27E-01
A12	6,69E-04	1,40E-04	2,95E-02	1,89E-01	1,89E-01	9,26E-02	1,39E-02	3,36E-01
A13	6,78E-03	1,08E-04	1,78E-02	1,67E-01	1,67E-01	1,57E-01	7,77E-03	3,59E-01
A14	1,74E-03	1,54E-04	3,27E-02	2,43E-01	2,43E-01	1,49E-01	1,49E-02	4,48E-01

Continua

Continuação

Área	HI <sub>Cd</sub>	HI <sub>Cr</sub>	HI <sub>Cu</sub>	HI <sub>Fe</sub>	HI <sub>Ni</sub>	HI <sub>Pb</sub>	HI <sub>Zn</sub>	HI <sub>TOTAL</sub>
A15	1,18E-03	1,08E-04	1,28E-02	1,68E-01	1,68E-01	1,54E-01	6,74E-03	3,49E-01
A16	1,53E-03	1,44E-04	1,29E-02	2,00E-01	2,00E-01	1,77E-01	3,96E-03	4,03E-01
A17	1,91E-04	6,19E-05	7,63E-03	1,10E-01	1,10E-01	3,88E-02	1,82E-03	1,62E-01
A18	1,22E-03	2,15E-04	1,58E-02	3,10E-02	3,10E-02	1,22E-01	7,94E-03	1,85E-01

Fonte: O autor

Isto indica que as rotas de exposição nas áreas produtoras de olerícolas para os metais estudados, podem criar riscos à saúde relativamente baixos. Dados semelhantes foram reportados em outras pesquisas (LIU et al., 2013; LI et al., 2017; TEPANOSYAN et al., 2017).

Já o HI para as crianças foi maior que a unidade para Pb nas áreas A1, A3, A13, A14, A15 e A16, e para o Fe em 72% das áreas, apresentando baixos valores apenas nas áreas A9, A10, A11, A17 e A18 (Tabela 28). Esse resultado reforça a ocorrência de um risco potencial à saúde infantil nas áreas evidenciadas.

**Tabela 28. Índice de perigo (HI) acumulativo de diferentes rotas de exposição para crianças**

Áreas	HI <sub>Cd</sub>	HI <sub>Cr</sub>	HI <sub>Cu</sub>	HI <sub>Fe</sub>	HI <sub>Ni</sub>	HI <sub>Pb</sub>	HI <sub>Zn</sub>	HI <sub>TOTAL</sub>
A1	3,45E-01	3,00E-03	3,49E-01	4,01E+00	1,33E-01	1,58E+00	1,45E-01	6,57E+00
A2	1,92E-01	2,13E-03	2,68E-01	1,08E+00	1,01E-01	6,34E-01	1,18E-01	2,40E+00
A3	2,69E-01	2,21E-03	9,74E-02	1,16E+00	1,29E-01	1,05E+00	4,74E-02	2,75E+00
A4	1,15E-01	1,37E-03	2,06E-01	1,77E+00	4,38E-02	5,84E-01	8,50E-02	2,80E+00
A5	6,22E-02	2,06E-03	1,99E-01	2,02E+00	6,90E-02	6,13E-01	9,90E-02	3,06E+00
A6	2,31E-01	1,87E-03	2,23E-01	1,47E+00	7,00E-02	7,78E-01	1,07E-01	2,88E+00
A7	4,45E-02	1,52E-03	1,89E-01	1,20E+00	5,49E-02	5,18E-01	8,47E-02	2,09E+00
A8	2,61E-02	1,42E-03	2,41E-01	1,87E+00	2,01E-02	5,85E-01	1,16E-01	2,86E+00
A9	2,15E-02	9,17E-04	1,14E-01	9,25E-01	5,69E-02	4,50E-01	5,67E-02	1,63E+00
A10	9,98E-03	1,01E-03	1,00E-01	9,18E-01	4,43E-02	5,94E-01	2,83E-02	1,70E+00
A11	6,91E-03	7,94E-04	2,07E-01	9,09E-01	3,41E-02	5,96E-01	7,19E-02	1,83E+00
A12	5,37E-03	1,13E-03	2,37E-01	1,52E+00	8,16E-02	7,44E-01	1,12E-01	2,70E+00
A13	5,45E-02	8,71E-04	1,43E-01	1,34E+00	3,02E-02	1,26E+00	6,24E-02	2,89E+00
A14	1,40E-02	1,24E-03	2,62E-01	1,95E+00	5,02E-02	1,20E+00	1,20E-01	3,60E+00
A15	9,49E-03	8,67E-04	1,03E-01	1,35E+00	4,57E-02	1,24E+00	5,42E-02	2,81E+00
A16	1,23E-02	1,16E-03	1,04E-01	1,60E+00	6,39E-02	1,42E+00	3,18E-02	3,24E+00
A17	1,54E-03	4,98E-04	6,13E-02	8,84E-01	2,60E-02	3,11E-01	1,46E-02	1,30E+00
A18	9,83E-03	1,73E-03	1,27E-01	2,49E-01	5,40E-02	9,80E-01	6,38E-02	1,49E+00

Fonte: O autor

Porém, quando avaliado o HI<sub>total</sub>, valor acumulado de todos os metais, todas as áreas apresentaram valor superior a um. Esse fato se deu pelo alto teor de Fe no solo (Tabela 15). Embora o Pb tenha sido o quarto metal com maiores teores no solo, o mesmo apresentou a segunda maior contribuição (31%) no HI<sub>total</sub>, pelo fato de apresentar uma RfD mais baixa do

que a do Zn e a do Cu, que logo após a do Fe, são os elementos mais abundantes nos solos estudados.

O HI superior a unidade, reportado para o público infantil, sugere uma maior exposição à riscos para a saúde, visto que o consumo por quilo de massa é maior do que nos adultos. Esse resultado corrobora o reportado em outros trabalhos, onde foi verificado que as crianças que ingerem solos são mais vulneráveis aos riscos de contaminação por metais, quando comparadas aos adultos (CHABUKDHARA; NEMA, 2013; WU et al., 2015; TEPANOSYAN et al., 2017). Vale destacar que a absorção de metais, como o Pb, pelo organismo da criança é maior quando comparado com o adulto, além do fato de que as crianças por apresentarem desenvolvimento rápido e constante, são mais vulneráveis aos efeitos do metal (ABADIN et al., 2007).

#### 4.6 Avaliação de Risco à Saúde pelos Vegetais

O consumo de alface promoveu a maior ingestão diária de Pb, Cd, Fe e Cu pelos adultos (Tabela 29).

**Tabela 29. Comparação da ingestão diária crônica (CDI) de metais por crianças e adultos, via consumo de olerícolas produzidas em Vitória de Santo Antão –PE, com a dose de referência (RfD)**

Metal	Público	mg kg <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup>						RfD
		Rúcula	Alface	Rabanete	Pepino	Mostarda	Cebolinha	
Cd	Criança	1,58E-03	6,43E-04	7,97E-05	1,88E-04	1,88E-04	1,22E-04	1,0E-03
	Adulto	1,70E-03	5,25E-03	8,59E-05	2,02E-04	6,51E-05	1,28E-03	
Cr	Criança	4,66E-03	9,02E-03	5,47E-03	1,00E-03	3,81E-03	2,35E-03	1,5E+00
	Adulto	5,01E-03	2,28E-02	5,89E-03	1,08E-03	1,32E-03	8,17E-04	
Cu	Criança	1,45E-02	3,64E-02	3,56E-02	3,57E-02	1,57E-02	1,13E-02	4,0E-02
	Adulto	1,56E-02	7,19E-02	3,84E-02	3,84E-02	5,45E-03	3,92E-03	
Fe	Criança	2,72E-01	4,14E-01	3,74E-01	1,57E-01	2,42E-01	9,15E-02	7,0E-01
	Adulto	2,93E-01	1,78E+00	4,03E-01	1,69E-01	8,42E-02	3,18E-02	
Ni	Criança	5,08E-04	4,52E-03	9,04E-04	3,32E-03	6,43E-04	2,60E-04	2,0E-02
	Adulto	5,47E-04	1,03E-02	9,74E-04	3,57E-03	2,23E-04	9,03E-05	
Pb	Criança	2,84E-03	3,22E-03	7,17E-04	1,31E-03	3,37E-04	2,80E-04	4,0E-03
	Adulto	3,06E-03	6,01E-03	7,73E-04	1,41E-03	1,17E-04	9,71E-05	
Zn	Criança	6,47E-02	6,25E-02	7,53E-02	9,08E-02	2,68E-02	2,99E-02	3,0E-01
	Adulto	6,98E-02	1,34E-01	8,11E-02	9,76E-02	9,30E-03	1,04E-02	

Fonte: O autor

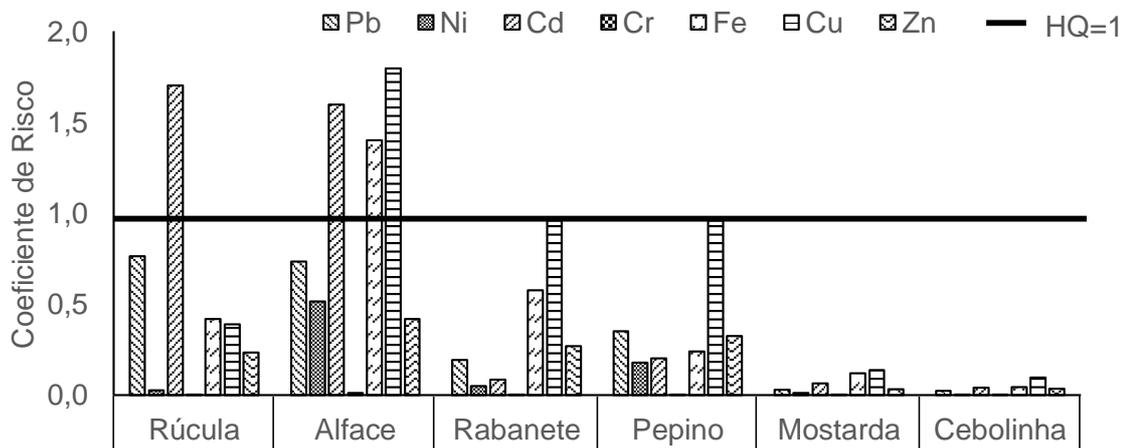
Ainda para esse público, foi verificado valor superior ao RfD para Cd na cebolinha e rúcula. Esses dados corrobora o relatado por Garg et al. (2014), que analisaram a ingestão diária

crônica de metais pelo consumo de diferentes olerícolas e observaram que o Fe foi o elemento que apresentou maior ingestão, com variação de  $1,29E-02$  a  $7,50E-03$  mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>. O consumo de rúcula por uma criança foi a única rota que apresentou valor superior a RfD, nesse caso, para o Cd. Já a cebolinha apresentou valor alto pelo consumo de adultos para Cd. Diferentemente do que ocorreu com os solos, a ingestão diária de metais pelo consumo de olerícola foi maior para o público adulto (Tabela 29). Essa situação é justificada pelo maior consumo do adulto, já que para as crianças foi adotado um consumo de um terço do público adulto (GUERRA et al., 2012).

O ferro e cobre são essenciais na dieta humana, mas apresentam risco em concentrações elevadas. Portanto, embora a biofortificação de hortaliças seja considerada uma prática que apresente benefícios nutricionais, os valores apresentados nesse trabalho sugerem uma contaminação desses nutrientes associado a presença dos elementos tóxicos como o Pb e o Cd. Valores médios do HQ de diferentes metais pelo consumo de olerícolas por um adulto apresentaram valores acima da unidade (Figura 12).

Os resultados do presente estudo revelaram que a ingestão de alface e rúcula representam riscos para a população adulta. As culturas que apresentaram valores preocupantes do HQ foram: alface (1,60, 1,40 e 1,8 para Cd, Fe e Cu, respectivamente), rúcula (Cd: 1,70). O consumo de hortaliças pelo público infantil se mostrou seguro, exceto para rúcula e alface, que apresentaram valor do HQ para Cd de 1,58 e 1,90, respectivamente (Figura 13). Esses dados são preocupantes, pois indicam que as crianças que ingerem esses vegetais estão enfrentando riscos elevados de contaminação por Cd. O consumo de alimentos com níveis elevados de cádmio irrita o estômago, levando a vômitos e diarreia, além de poder causar morte.

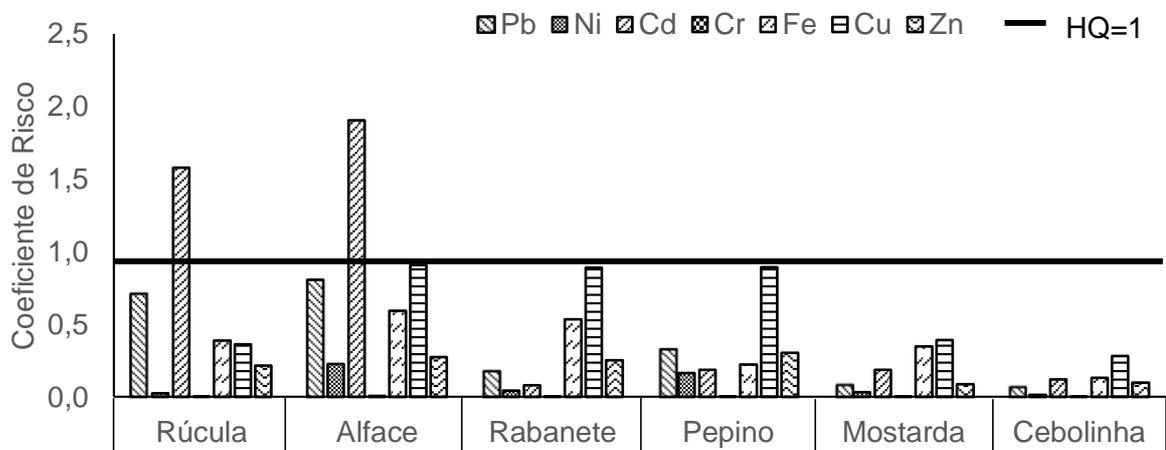
**Figura 12. Coeficiente de Risco (HQ) pela ingestão de olerícolas para adultos**



Fonte: O autor

Já a ingestão de baixas concentrações de cádmio, durante um longo período de tempo, pode levar a uma acumulação de cádmio nos rins e assim causar doenças renais. Estudos realizados em animais, verificaram que o consumo de alimentos contaminados com Cd ocasionou Anemia, doença hepática e dano nervoso ou cerebral. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - USEPA, Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (IARC) e o Departamento de Saúde e Serviços Humanos dos EUA (DHHS) determinaram que o cádmio é cancerígeno para os seres humanos (FAROON et al., 2012).

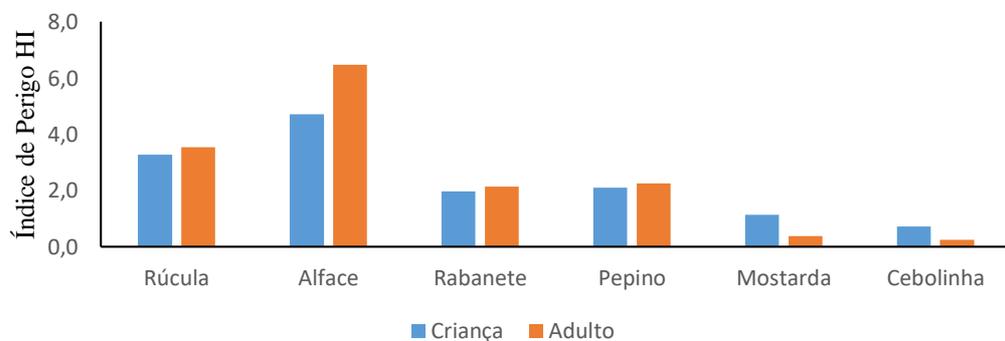
**Figura 13. Coeficiente de Risco (HQ) pela ingestão de olerícolas para crianças**



Fonte: O autor

Porém, vale salientar que ao consumir uma folha de alface, o indivíduo está ingerindo todos os elementos químicos ali contidos. Dessa forma o HI, permite avaliar o risco acumulativo dos metais presentes na olerícola (Figura 14).

**Figura 14. Índice de perigo (HI) para adultos e crianças ao consumir olerícolas**



Fonte: O autor

Foi observado que apenas a cebolinha, quando consumida por adultos e crianças, e mostarda, quando consumida por adultos, não apresentam risco de contaminação pelos metais analisados. De modo que o consumo individual de rúcula, alface, rabanete, e pepino ao longo

do tempo pode ocasionar problemas à saúde devido à presença e a acumulação de metais, situação mais perigosa sendo verificada para o público adulto. Além disso, o hábito alimentar pode acentuar os riscos de contaminação por metais. Nas refeições o consumo de hortaliças, nas saladas, contam com a presença de várias espécies. Nesse sentido, ao simular uma alimentação com o consumo de todas as olerícolas estudadas, gerou o  $HI_{total}$  com valores de 13,94 e 15,06 para crianças e adultos, respectivamente.

Portanto, diante dos dados apresentados, fica claro que a ingestão de metais através das hortaliças é uma das rotas de exposição mais importantes. No entanto, é preciso entender que a disponibilidade dos metais é complexa, sendo regida por diversos fatores, como a quantidade e a frequência de consumo, teor do metal no vegetal e bioacessibilidade dos metais nos organismos humano. Um trabalho desenvolvido por Ferri et al. (2015) verificou que o teor de Pb em folhas de espinafre foi reduzido em mais de quatro vezes devido a lavagem com água corrente. Fu e Cui (2013) analisaram a disponibilidade de Cd e Pb em repolho e espinafre, e verificaram que ao cozinhar os vegetais, a ingestão dos metais foi reduzida pela metade quando comparado com os vegetais crus. Também foi verificado que a presença de aditivos no alimento tem grande importância, como foi o caso da adição de ácido acético que favoreceu o aumento na ingestão dos metais, no entanto, a presença de Ca promoveu uma diminuição na ingestão de Pb e Cd.

Visando verificar qual a quantidade dos vegetais que um indivíduo possa consumir sem que haja risco à saúde, foi elaborada a Tabela 30, que apresenta a quantidade máxima de olerícolas que poderá ser consumida pela população estudada. Percebe-se que a quantidade de olerícolas que podem ser consumidas, tanto pelos adultos como pelas crianças, são muito pequenas. A presença dos metais analisados limitam o consumo dos vegetais, não atendendo a taxa de consumo recomendada pelo Ministério da Saúde Brasileiro (BRASIL, 2008). As hortaliças são fontes de vitaminas, minerais e fibras, além de contribuir para diminuição do risco de surgimento de várias doenças. Com isso, a Organização Mundial da Saúde – OMS recomenda o consumo de  $400 \text{ g dia}^{-1}$  de vegetais (AMINE et al., 2003), quantidade superior a taxa limite calculada neste estudo.

**Tabela 30. Taxa de Consumo de olerícolas admissível para adulto**

Cultura	g dia <sup>-1</sup>							CR*
	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	
Rúcula	0,03	44,22	1,18	20,63	0,59	0,12	8,84	<b>90</b>
Alface Americana	0,02	32,11	0,86	14,99	0,43	0,09	6,42	<b>120</b>
Alface Roxa	0,04	67,02	1,79	31,28	0,89	0,18	13,40	<b>120</b>
Alface Lisa	0,03	46,85	1,25	21,87	0,62	0,12	9,37	<b>120</b>
Alface Crespa	0,03	50,59	1,35	23,61	0,67	0,13	10,12	<b>120</b>
Cebolinha	0,13	202,24	5,39	94,38	2,70	0,54	40,45	---
Rabanete	0,12	178,47	4,76	83,29	2,38	0,48	35,69	<b>90</b>
Pepino Aodai	0,11	167,93	4,48	78,37	2,24	0,45	33,59	<b>130</b>
Pepino Caipira	0,06	88,52	2,36	41,31	1,18	0,24	17,70	<b>130</b>
Mostarda	0,27	402,10	10,72	187,65	5,36	1,07	80,42	<b>60</b>

\*CR- Consumo Recomendado pelo Ministério da Saúde do Brasil (BRASIL, 2008);

--- Valor não informado.

Fonte: O autor

A taxa de consumo para crianças foi ainda menor do que a dos adultos (Tabela 31), representando um grande problema, visto que as crianças, principalmente as de baixa renda, são mais vulneráveis a deficiência de nutrientes devido a escassez de alimentos ricos em micronutrientes, que são essenciais para o desenvolvimento da criança e fortalecimento do sistema imunológico (WCRF, 2007).

**Tabela 31. Taxa de Consumo de olerícolas admissível para criança**

Cultura	g dia <sup>-1</sup>							CR*
	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	
Rúcula	0,01	15,35	0,41	7,16	0,20	0,04	3,07	<b>90</b>
Alface americana	0,01	11,15	0,30	5,20	0,15	0,03	2,23	<b>120</b>
Alface roxa	0,02	23,27	0,62	10,86	0,31	0,06	4,65	<b>120</b>
Alface lisa	0,01	16,27	0,43	7,59	0,22	0,04	3,25	<b>120</b>
Alface crespa	0,01	17,56	0,47	8,20	0,23	0,05	3,51	<b>120</b>
Cebolinha	0,05	70,22	1,87	32,77	0,94	0,19	14,04	---
Rabanete	0,04	61,97	1,65	28,92	0,83	0,17	12,39	<b>90</b>
Pepino Aodai	0,04	58,31	1,55	27,21	0,78	0,16	11,66	<b>130</b>
Pepino Caipira	0,02	30,74	0,82	14,34	0,41	0,08	6,15	<b>130</b>
Mostarda	0,09	139,62	3,72	65,16	1,86	0,37	27,92	<b>60</b>

\*CR- Consumo Recomendado pelo Ministério da Saúde do Brasil (BRASIL, 2008);

--- Valor não informado.

Fonte: O autor

Dessa forma, restringir o consumo de olerícolas, por conta dos riscos causados pelos metais, pode contribuir para um cenário de desbalanço nutricional para as crianças.

Ao considerar que um indivíduo pode estar exposto ao solo (ingestão de solo, contato e inalação de poeira do solo) e também consome as olerícolas dessas áreas, foi possível verificar qual dessas rotas de exposição contribui para um maior risco à saúde da população estudada.

O resultado do HQ médio para cada rota de exposição é mostrado na tabela 32 para adultos e na tabela 33 para crianças.

**Tabela 32. Coeficiente de Risco (HQ) à saúde do público adulto expostos aos metais por quatro rotas de exposição e Índice de Perigo (HI)**

Parte		HQ <sub>ing</sub>	HQ <sub>pina</sub>	HQ <sub>pder</sub>	HQ <sub>pveg</sub>	HI
Metal						
Cd	Risco	9,85E-03	4,34E-07	4,16E-05	6,16E-01	6,26E-01
	Contribuição	1,57%	0,00%	0,01%	98,42%	
Cr	Risco	1,77E-04	7,83E-09	7,49E-07	3,76E-03	3,94E-03
	Contribuição	4,50%	0,00%	0,02%	95,48%	
Cu	Risco	2,22E-02	9,81E-07	9,38E-05	7,23E-01	7,45E-01
	Contribuição	2,98%	0,00%	0,01%	97,01%	
Fe	Risco	1,81E-01	7,97E-06	7,62E-04	4,67E-01	6,48E-01
	Contribuição	27,84%	0,00%	0,12%	72,04%	
Ni	Risco	1,44E-02	3,36E-07	3,22E-05	1,31E-01	1,45E-01
	Contribuição	9,92%	0,00%	0,02%	90,05%	
Pb	Risco	1,04E-01	4,60E-06	4,40E-04	3,50E-01	4,54E-01
	Contribuição	22,93%	0,00%	0,10%	76,97%	
Zn	Risco	9,76E-03	4,31E-07	4,12E-05	2,19E-01	2,29E-01
	Contribuição	4,27%	0,00%	0,02%	95,71%	
TOTAL		3,41E-01	1,48E-05	1,41E-03	2,51E+00	2,85E+00

Fonte: O autor

Para o público adulto, o consumo de olerícolas foi a via que apresentou as maiores contribuições, com variação de 76,97 a 98,42% de metais nas áreas produtoras. A ingestão acidental de solos apresentou uma contribuição na faixa de 1,57 a 22,93% e as demais vias de exposição não apresentaram contribuições significativas.

O HI<sub>total</sub> foi maior que a unidade, o que reforça a preocupação quanto ao consumo de olerícolas dessas áreas e a exposição aos solos contaminados, visto que um indivíduo adulto que reside ou trabalha nessas áreas e consome suas olerícolas está exposto a riscos adversos a sua saúde, que no curto prazo pode não ser evidenciado, mas a longo prazo poderão surgir doenças crônicas, decorrentes do efeito acumulativo dos metais associado a exposição aos defensivos agrícolas. Nessas áreas é comum os agricultores visitarem os postos de saúde e até serem hospitalizados devido a forte dores de cabeça, tontura, enjoo, desmaio, entre outros problemas sem nenhum motivo aparente.

Alguns agricultores reconhecem a problemática dos defensivos agrícolas, graças as campanhas publicitárias veiculadas nos meios de comunicações, e alguns associam o surgimento de enfermidades ao uso abusivo dos produtos químicos durante anos de trabalho (NASCIMENTO, 2014). Porém, quando se trata de metais, o assunto é desconhecido.

**Tabela 33. Coeficiente de Risco (HQ) à saúde infantil exposta aos metais por quatro rotas de exposição e Índice de Perigo (HI)**

Parte		Qp <sub>ing</sub>	Qp <sub>ina</sub>	Qp <sub>der</sub>	Qp <sub>veg</sub>	HI
Metal						
Cd	Risco	7,94E-02	3,04E-07	6,60E-05	6,80E-01	7,59E-01
	Contribuição	10%	0%	0%	90%	
Cr	Risco	1,43E-03	5,48E-09	1,19E-06	2,92E-03	4,36E-03
	Contribuição	33%	0%	0%	67%	
Cu	Risco	1,79E-01	6,86E-07	1,49E-04	6,20E-01	7,99E-01
	Contribuição	22%	0%	0%	78%	
Fe	Risco	1,46E+00	5,58E-06	1,21E-03	3,70E-01	1,83E+00
	Contribuição	80%	0%	0%	20%	
Ni	Risco	1,16E-01	2,35E-07	5,10E-05	8,00E-02	1,96E-01
	Contribuição	59%	0%	0%	41%	
Pb	Risco	8,40E-01	3,22E-06	6,98E-04	3,60E-01	1,20E+00
	Contribuição	70%	0%	0%	30%	
Zn	Risco	7,87E-02	3,01E-07	6,54E-05	2,10E-01	2,89E-01
	Contribuição	27%	0%	0%	73%	
TOTAL		2,75E+00	1,03E-05	2,24E-03	2,32E+00	5,08E+00

Fonte: O autor

Para o público infantil foi verificado que a maior contribuição de Pb, Ni e Fe se deu pela ingestão de solos, com 70, 59 e 80%, respectivamente. Para os demais metais, predominou a ingestão de vegetais, com contribuições de 20 a 90%. O risco via inalação e contato dérmico não foi importante. Assim como foi discutido para o público adulto, a dieta é a rota de exposição dominante na promoção de riscos à saúde humana, quando comparado às outras vias. Uma pesquisa realizada em Santo Amaro-BA (MAGNA et al., 2014), analisou a exposição de Cd e Pb em crianças de 0 a 6 anos e 7 a 17 anos pelo consumo de frutas cultivadas em solo contaminado, sendo observado que as frutas produzidas nos quintais das residências contribuíram para um grande risco à saúde das crianças de 0 a 7 anos. Ainda segundo os autores, crianças que apresentam desnutrição são as mais expostas, devido a maior absorção do metal pelo organismo. Vale salientar que o Nordeste figura a região do país com maior déficit de peso, situação mais crítica é verificada nas áreas rurais (IBGE, 2010).

## 5 CONCLUSÕES

- 1-** As aplicações de defensivos agrícolas e fertilizantes químicos e orgânicos contribuem para o incremento de nutrientes e metais no sistema solo/planta nas áreas estudadas.
- 2-** Os teores de Pb, Ni e Cu no solo estão acima do valor de prevenção estabelecido pelo CONAMA.
- 3-** Os metais Cd e Zn apresentaram teores nos solos que excederam o valor de investigação preconizado pelo CONAMA.
- 4-** As olerícolas produzidas nas áreas investigadas estão inapropriadas para o consumo, devido aos teores acima do Limite Máximo de Tolerância estabelecido pela ANVISA.
- 5-** Adultos e crianças que consomem as olerícolas das áreas estudadas podem estar expostas a um risco potencial à saúde.
- 6-** As crianças residentes nas áreas da pesquisa estão expostas a um risco à saúde pela ingestão de solos com metais potencialmente tóxicos.
- 7-** Os agricultores devem adotar medidas que visem minimizar o incremento de metais no ambiente, através da análise de solos e buscando orientação técnica para realizar o planejamento das aplicações dos adubos e defensivos agrícolas.

## **6 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O atual modelo agrícola adotado no município de Vitória de Santo Antão – PE precisa de uma atualização tecnológica e os agricultores têm percebido que esse cenário, em que não há controle dos produtos químicos e orgânicos aplicados no solo e nas culturas, causando sérios problemas a produção e a saúde humana. A baixa fertilidade do solo, surgimento de pragas e doenças resistentes aos defensivos aplicados e queda na produção são os maiores desafios dos produtores. Essa situação, associada a falta de orientação técnica e o descaso dos órgãos públicos, na assistência desses produtores, tem feito com que esse cenário seja cada vez mais preocupante. No entanto, os impactos ambientais, causados pelas práticas agrícolas durante anos de atividade, precisam ser mitigados, adotando técnicas preventivas e controle integrado de pragas e doenças. Realizar a análise do solo e do vegetal periodicamente e, com o auxílio de um técnico, verificar a necessidade de calagem e adubação adequada para a cultura de interesse. Essas práticas poderão evitar a contaminação de novas áreas de produção, promover uma agricultura sustentável com ênfase na qualidade ambiental e na segurança ambiental.

## REFERÊNCIAS

- ABADIN, H., ASHIZAWA, A., STEVENS, Y. W., LLADOS, F., DIAMOND, G., SAGE, G. SWARTS, S. G. **Toxicological profile for lead**. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (US), Atlanta (GA), 2007.
- ABD-ELFATTAH, A.; WADA, K. Adsorption of lead, copper, zinc, cobalt and cadmium by soils that differ in cation-exchange materials. **Journal of Soil Science**, London, v. 32, p. 271-283, 1981.
- ABRASCO - Associação Brasileira de Saúde Coletiva. Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos defensivos agrícolas 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, 2015.
- ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solo para metais pesados. In: Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, p. 645 – 692. 2002.
- ACCIOLY, A. M. A. SIQUEIRA, J.O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H. SCHAEFER, C.E., eds. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.299- 352, 2000.
- ADRIANO, D. C. Trace elements in terrestrial environment. New York: **Springer Verlag**, 533 p. 1986.
- APRILE, F. M.; PARENTE, A. H.; BOUVY, M. A dinâmica dos metais pesados nas águas e sedimentos superficiais do rio Tapacurá, Pernambuco, Brasil. **Química e Tecnologia**, v. 2, p. 7-14, 2003.
- APAC- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Boletim do Clima – Síntese Climática**. v. 4, n. 11. Nov. 2016 . Disponível em: < [http://www.apac.pe.gov.br/arquivos\\_portal/boletins/Boletim%20climatico%20-%20Outubro.pdf](http://www.apac.pe.gov.br/arquivos_portal/boletins/Boletim%20climatico%20-%20Outubro.pdf) >. Acesso em: 10 set. 2017.
- ALLOWAY, B. J. Heavy metals in soils. **Blackie Academic and Professional**, London. 368 p. 1995.
- ALLOWAY, B. J. Soil factors associated with zinc deficiency in crops and humans. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 31, n. 5, p. 537-548, 2009.

ALLEONI, L. R. F.; BORBA, R. P.; CAMARGO, O. A. Metais: Da cosmogênese aos solos brasileiros. In: TORRADO-VIDAL, P.; ALLEONI, L.R.F.; COOPER, M. SILVA, A.P., eds. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.4. p.1- 42, 2005.

ALLEONI, L. R. F.; FERNANDES, A. R.; SANTOS, S. N. Valores de referência de elementos potencialmente tóxicos nos estados do Pará, Rondônia e Mato Grosso. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira da Ciência do Solo**. V 38, Janeiro-Abril, p. 18-21, 2013.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. Blackie, USA and Canadá, 1993.

ALLOWAY, B. J. Zinc in soils and crop nutrition. Second edition, published by IZA and IFA Brussels, Belgium and Paris, France, p. 4, 2008.

ALLOWAY, B. J., JACKSON, A. P., MORGAN, H The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources. **Science of the Total Environment**, v. 91, p. 223-236, 1990.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils - Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability**. Dordrecht; Series: Environmental Pollution, v.22, 613p. 2013.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, C. VELLOSO, A. C. X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.16, p. 271-276, 1992.

AMARAL, A. S.; DEFELIPO, B. V.; COSTA, L. M.; FONTES, M. P. F. Liberação de Zn, Fe, Mn e Cd de quatro corretivos da acidez e absorção por alface em dois solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.29, n.9, p.1351-1358, 1994.

AMINE, E. K., BABA, N. H., BELHADJ, M., DEURENBERG-YAP, M., DJAZAYERY, A., FORRESTRE, T., KATAN, M. B. Diet, nutrition and the prevention of chronic diseases. **World Health Organization Technical Report Series**, n. 916, 2003.

AMIN N, HUSSAIN A, ALAMZEB S, BEGUM S. Accumulation of heavy metals in edible parts of vegetables irrigated with waste water and their daily intake to adults and children, District Mardan, Pakistan. *Food Chem* 136:1515–1523, 2013.

ALVARES, V., V. H., NOVAES, R. F., BARROS, N. F., CANTARUTTI, R. B., LOPES, A. S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (Ed.). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas**

**Gerai**s: 5a. aproximação. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. Viçosa. p. 25-32, 1999.

ANVISA: Agência Nacional de Vigilância Sanitária - **Limites Máximos de Tolerâncias (LMT), referentes a contaminantes inorgânicos em alimentos**. Resolução – RDC nº 59, de 26 de dezembro de 2013.

ANVISA: Agência Nacional de Vigilância Sanitária - **Limites Máximos de Tolerâncias (LMT), referentes a contaminantes inorgânicos em alimentos**. Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965.

ANVISA- Agência Nacional de Vigilância Sanitária (BR). **Resolução RDC nº 269, de 22 de setembro de 2005. Aprova o Regulamento Técnico sobre a Ingestão Diária Recomendada (IDR) de proteína, vitaminas e minerais**, Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 23 de setembro de 2005.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos – PARA**. Relatório das análises de amostras monitoradas no período de 2013 a 2015. Brasília, 25 de novembro de 2016.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Avaliação do risco dietético e adoção de medidas administrativas**. Laudos de análise fiscal de programas de monitoramento de agrotóxicos estaduais. Nota técnica 01/2017, Brasília, 2017.

ARAÚJO, W. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; GOMES, P. C. Relação entre adsorção de metais e atributos químicos e físicos de classes de solos do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p.17-27, 2002.

ARAÚJO, S. N. S., & ALLEONI, L. R. F. Concentrations of potentially toxic elements in soils and vegetables from the macroregion of São Paulo, Brazil: availability for plant uptake. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 2, p. 92, 2016.

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

AZEVEDO, H., PINTO, C. G. G., SANTOS, C. Cadmium effects in sunflower: nutritional imbalances in plants and calluses. **Journal of Plant Nutrition**, n. 28, 2221–2231, 2005.

BAIZE, D. STERCKEMAN, T. Of the necessity of knowledge of the natural pedogeochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. **Science of the Total Environment**, v. 264, p.127-139, 2001.

BALKHAIR, K. S., ASHRAF, M. A. Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 23, n. 1, p. S32-S44, 2016.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales. **Suelos y Planta**, v.2, p.345-361, 1992.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science*, v. 2, n. 3, p. 333-334, 2003.

BARCELOUX, D.G. Chromium. *Journal Toxicol. Clin. Toxicology*, v. 37, n.2, p.173-194, 1999.

BECKER, N. Cancer mortality among welders exposed to fumes containing chromium and nickel. Results of a third follow-up: 1989-1995. **Journal Occupational Environmental Medicine**, v.41, n.4, p.294-303, 1999.

BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agrossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: **Embrapa Meio Ambiente**, p. 259-268, 2000.

BIEGO, G. H.; JOYEUX, M.; HARTEMANN, P.; DEBRY, G. Daily intake of essential minerals and metallic micropollutants from foods in France. **Science of the Total Environment, Amsterdam**, v. 217, p. 27-36, 1998.

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRICIO NETA, A. B.; RIBEIRO, M. R. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em Solos de Referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1057–1066, 2011.

BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco** (Tese doutorado). Universidade Federal Rural de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Recife. 70 p. 2010.

BIZARRO, V. G.; MEURER E. J.; TATSCH, F. R. P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados. **Ciência Rural**, v. 38, p. 247-250, 2008.

BOOBIS, A. R.; OSSENDORP, B. C.; BANASIAK, U.; HAMEY, P. Y.; SEBESTYEN, I.; MORETTO, A.; *Toxicol. Lett.*, 180, 137, **2007**.

BRAOS, L. B., CRUZ, M. C. P. D., FERREIRA, M. E., KUHNEN, F. Organic phosphorus fractions in soil fertilized with cattle manure. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 140-150, 2015.

BRASIL. Instrução Normativa Interministerial nº 28, de 08 jun. 2011. **Dispõe as normas a serem seguidas por toda pessoa física ou jurídica responsável por unidades de produção em conversão ou por sistemas orgânicos de produção e seu Anexo V: "Relação de valores de referência utilizados como limites máximos de contaminantes admitidos em compostos orgânicos, resíduos de biodigestor, resíduos de lagoa de decantação e fermentação, e excrementos oriundos de sistema de criação com o uso intenso de alimentos e produtos obtidos de sistemas não-orgânicos"**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, Seção 1. 29 ago. 2011.

BRASIL. Instrução Normativa nº 24, de 20 de junho de 2007. **Reconhece os métodos constantes do anexo desta Instrução Normativa, conforme o art. 71 do anexo do Decreto nº 4954, de 14 de janeiro de 2004**. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, Seção 1, p. 23. 21, jun. 2007.

BRASIL. Instrução Normativa nº 27, de 5 jun. 2006. **Dispõem fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender os limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados, pragas e ervas daninhas**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, Seção 1, p. 15. 09 jun. 2006.

BRASIL. Secretaria de Atenção à Saúde. Coordenação-Geral da Política de Alimentação e Nutrição. **Guia alimentar para a população brasileira: promovendo a alimentação saudável**. Brasília, 210p. (Série A. Normas e Manuais Técnicos) 2008. Disponível em: <[http://www.sonutricao.com.br/downloads/Guia\\_Alimentar\\_Populacao\\_Brasileira.pdf](http://www.sonutricao.com.br/downloads/Guia_Alimentar_Populacao_Brasileira.pdf)>. Acesso em: 28 out. 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Política Nacional de Alimentação e Nutrição. 2. ed rev. Brasília, 144p. 2003.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agrotóxicos na ótica do Sistema Único de Saúde. **Relatório Nacional de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos**. – Brasília: Ministério da Saúde, 2016.

BREVIK, E. C. Soil, Food Security and Human Health. In: **Soils, Plant Growth and Crop Production** - Vol.III, 2009. Disponível em: <<http://www.eolss.net/Sample-Chapters/C10/E1-05A-36-00.pdf>>. Acesso em: 02 out de 2017.

BRIAT, J. F., DUC, C., RAVET, K., GAYMARD, F. Ferritins and iron storage in plants. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-General Subjects**, v. 1800, n. 8, p. 806-814, 2010.

BURAK, D. L.; FONTES, M. P. F.; SANTOS, N. T.; MONTEIRO, L. V. S.; MARTINS, E. D. S.; BECQUER, T. Geochemistry and spatial distribution of heavy metals in Oxisols in a mineralized region of the Brazilian Central Plateau. **Geoderma**, 160, 131–142, 2010.

BURT, R.; WILSON, M. A.; MAYS, M. D. LEE, C. W. Major and trace elements of selected pedons in the USA. **J. Environ. Qual.**, 32:2109-2121, 2003.

CAIRES, E.F. FONSECA, A.F. Absorção de nutrientes pela soja cultivada no sistema de plantio direto em função da calagem na superfície. **Bragantia**, 59:213-220, 2000.

CAKMAK, I.; MARSCHNER, H. Increase in membrane permeability and exudation in roots of zinc deficient plants. **Journal of Plant Physiology**, Jena, v. 132, n. 3, p. 356- 361, 1988.

CALDAS, E. D.; MACHADO, L. L. Cadmium, mercury and lead in medicinal herbs in Brazil. **Food and chemical toxicology**, v. 42, n. 4, p. 599-603, 2004.

CANNATA, M. G., BERTOLI, A. C., CARVALHO, R., BASTOS, A. R. B., FREITAS, M. P., AUGUSTO, M. S., VARENNES, A. D. Toxic metal in *Raphanus sativus*: assessing the levels of cadmium and lead in plants and damage to production. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 36, n. 4, p. 426-434, 2013.

CARVALHO, V. G. B.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Potencial de fertilizantes e corretivos no aporte de micronutrientes ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 931-938, 2012.

CARVALHO, C., SANTOS, C. E., KIST, B. B., REETZ, E. R., MULLER, I., BELING, R. R., POLL, H. Anuário brasileiro de hortaliças 2017. Santa Cruz do Sul: Editora Gazeta Santa Cruz, 2017. Disponível em: < <http://www.editoragazeta.com.br/wp-content/uploads/2017/06/PDF-Hortali%C3%A7as-2017.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2018.

CARPENTER, C.E.; MAHONEY, A.W. Contributions of heme and non-heme iron to human nutrition. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, Philadelphia, v.31, n.4, p.333-367, 1992.

CASARTELLI, E. A.; MIEKELEY, N. Determination of thorium and light rare-earth elements in soil water and its humic fraction by ICP-MS and on-line coupled size exclusion chromatography. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, Heidelberg, v. 377, p. 58-64, 2003.

CASTILHOS, D. D., VIDOR, C., TEDESCO, M. J. Redução química e biológica do cromo hexavalente aplicado ao solo. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 25, n. 2, 2001.

CEASA – **CENTRAL DE ABASTECIMENTO LOGISTICA DE PERNAMBUCO**. Disponível em: < <http://www.ceasape.org.br/> >. Acesso em: 18 out. 2017.

CERVANTES, C., CAMPOS-GARCÍA, J., DEVARAS, S., GUTIÉRREZ-CORONA, F., LOZATAVERA, H., TORRES-GUZMÁN, J. C., & MORENO-SÁNCHEZ, R. Interactions of chromium with microorganisms and plants. **FEMS microbiology reviews**, v. 25, n. 3, p. 335-347, 2001.

CETESB – Companhia de tecnologia de saneamento ambiental. Decisão da Diretoria nº 195/2005. **Valores orientadores para solos e águas subterrâneas do estado de São Paulo**, 4p, 2005.

CHABUKDHARA, M., NEMA, A. K. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India: probabilistic health risk approach. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 87, p. 57-64, 2013.

CHAMEL, M. A., PINERI, M. ESCOUBES, Quantitative determination of water sorption by plant cuticles, **Plant Cell Environ.** 14 87–95, 1991.

CHANEY, R. L.; OLIVER, D. P. Sources, potential adverse effects and remediation of agriculture soil contaminants. In: NAIDU, R. (Ed.). Contaminants and the soil environment in the Australasia-Pacific region. **Dordrecht: Kluwer Academic Publishers**, p. 323-359. 1996.

CHAPMAN, P. M., Heavy metal - music, not science. **Environ. Sci. Technol.** 41, 6C, 2007.

CHEN, H., AROCENA, J. M., LI, J., THRING, R. W., ZHOU, J. Assessments of chromium (and other metals) in vegetables and potential bio-accumulations in humans living in areas affected by tannery wastes. **Chemosphere**, v. 112, p. 412-419, 2014.

CHEN, H., AROCENA, J.M., LI, J., THRING, R.W., ZHOU, J. Mobility and storage sinks for chromium and other metals in soils impacted by leather tannery wastes. **J. Environ. Monit.**, 3240–3248, 2012.

CODEX ALIMENTARIUS. Joint FAO/WHO food standards programme codex committee on contaminants in foods Fifth Session The Hague, **The Netherlands**, 26 - 30 March 2012

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **Boletim Hortigranjeiro**, v.3, n.12, Dezembro, 2017.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente. 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.”**, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm?codlegitipo=3&ano=2009>>. Acessado em 01 Out. 2017.

COSTA, M. Carcinogenic metals. **Science Progress**, v. 81, n.4, p. 329-339, 1998.

COSTA, C. D. N., MEURER, E. J., BISSANI, C. A., TEDESCO, M. J. Fracionamento sequencial de cádmio e chumbo em solos. **Ciência rural**, Santa Maria. Vol. 37, n. 5, p. 1323-1328, 2007.

COSTA, W. P., SILVA, Y. J., NASCIMENTO, C. W., CUNHA, K. P., SILVA, D. J., FERREIRA, H. A. Soil contamination by heavy metals in vineyard of a semiarid region: An approach using multivariate analysis. **Geoderma Regional**, v. 7, n. 4, p. 357-365, 2016.

CPRH - AGÊNCIA ESTADUAL MEIO AMBIENTE RECURSOS HÍDRICOS. **Diagnóstico Socioambiental do Litoral Norte de Pernambuco**. Recife, 214p. 2003. Disponível em: [http://www.cprh.pe.gov.br/central\\_servicos/centro\\_documento\\_documento\\_informacao\\_ambiental/central\\_downloads/39749;34001;020709;0;0.asp](http://www.cprh.pe.gov.br/central_servicos/centro_documento_documento_informacao_ambiental/central_downloads/39749;34001;020709;0;0.asp)>. Acesso em: 11 nov 2017.

CPRH - AGÊNCIA ESTADUAL MEIO AMBIENTE RECURSOS HÍDRICOS. **Instrução Normativa CPRH Nº 007/2014 de 31 Dezembro de 2014**. Recife: 2014. Disponível em: <http://www.jusbrasil.com.br/diarios/82838343/doespe-31-12-2014-pg-13/pdfView>>. Acesso em: 16 nov. 2017.

CRAVO, M. S.; MURAOKA, T.; GINÉ, M. F. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas: v.22, p.547-553, 1998.

CUI, Y. J.; ZHU, Y. G.; ZHAI, R. H.; CHEN, D. Y.; HUANG, Y. Z.; QIU, Y.; LING, J. Z. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. **Environ. Int.** v.30, p.785–791, 2004.

CUNHA, K. C. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, A. J. Silicon alleviates the toxicity of cadmium and zinc for maize (*Zea mays* L.) grown on a contaminated. **J. Plant Nutr. Soil Sci. Soil**, v. 171, p. 849-853, 2008.

DAVIS, J. C. Statistics and Data Analysis in Geology. 2nd ed., New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore. **John Wiley and Sons**, Inc. 646. ISBN 0-471-080779-9. 1986.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Micronutrientes. In: Fernandes, M. S. (ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.327-354. 2006.

DENAIX, L.; SEMLALI, R. M.; DOUAY, F. Dissolved and colloidal transport of Cd, Pb, and Zn in a silt loam soil affected by atmospheric industrial deposition, **Environmental Pollution**, v. 113, p. 29-38, 2001.

DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Fitorremediação, **III Fórum de Estudos Contábeis**, São Paulo, 2003.

DORNE, J. L., KASS, G. E., BORDAJANDI, L. R., AMZAL, B., BERTELSEN, U., CASTOLDI, A. F., et al. Human risk assessment of heavy metals: Principles and applications. **Metal Ions in Life Sciences**, 8, 27–60. 2011.

DORSEY A, INGERMAN L, SWARTS, S. **Toxicological profile for copper**. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2004.

DURUIBE, J. O.; OGWUEGBU, M. D. C.; EGWURUGWU, J. N. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. **Int. J. Phys. Sci.** v. 2, p. 112–118, 2007.

DUFFUS, J. H. " Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). **Pure and applied chemistry**, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

EFSA- European Food Safety Authority. CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain), Scientific Opinion on lead in food. **EFSA Journal** 2010; 8 (4):1570, 151 p., 2010.

EFSA - European Food Safety Authority. **Use of the EFSA comprehensive European food consumption database in exposure assessment.**, 2011. Disponível em <<http://www.efsa.europa.eu/en/datexfoodcdb/datexfooddb.htm>>. Acesso em: 19 out. 2017.

EGLI, M.; FITZE, P.; OSWALD, M. Changes in heavy metal contents in an acidic forest soil affected by depletion of soil organic matter within the time span 1969-93. **Environmental Pollution**, v. 105, p. 367-379. 1999.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Solos do Nordeste**: levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco. Escala: 1: 100.000. 2000. Disponível em: <<http://www.uep.cnps.embrapa.br/solos/pe/vitoriadesantoantao.pdf>>. Acesso em: 21 jun. 2017.

EPA- Environmental Protection Agency, **Guidance for Performing Aggregate Exposure and Risk Assessment**. EPA. Office of Pesticide Programs. November 28, 2001.

EPA- Environmental Protection Agency. **Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables**, 2016. Disponível em: <<https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables-may-2016>>. Acesso em: 18 set. 2017).

FAGERIA, N. K., SANTOS, A. B., BARBOSA FILHO, M. P., GUIMARÃES, C. M. Iron toxicity in lowland rice. **Journal of Plant Nutrition**, Georgia, v. 31, p. 1676- 1697, 2008.

FAO, IFAD, WFP: **A Situação da Segurança Alimentar no Mundo**, pp. 23-26, 2014.

FAROON, O., ASHIZAWA, A., WRIGHT, S., TUCKER, P., JENKINS, K., INGERMAN, L., RUDISILL, C. **Toxicological Profile for Cadmium**. Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry; 2012.

FAY, M.; WILBUR, S.; ABADIN, H.; INGERMAN, L. AND SWARTS, S. G. **Toxicological Profile for Nickel**, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Ga, USA, 2005.

FERNANDES, R. B., LUZ, W. V., FONTES, M. P., FONTES, L. E. Avaliação da concentração de metais pesados em áreas olerícolas no estado de Minas Gerais. **R. Bras. Eng. Agric. Ambiental**, v. 11, p. 81-93, 2007

FERNANDES, A. M.; SORATTO, R. P.; SILVA, B. L. Extração e exportação de nutrientes em cultivares de batata: I - Macronutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, n.6, p.2039-2056, 2011.

FERRI, R., HASHIM, D., SMITH, D. R., GUAZZETTI, S., DONNA, F., FERRETTI, E., LUCCHINI, R. G. Metal contamination of home garden soils and cultivated vegetables in the province of Brescia, Italy: implications for human exposure. **Science of the Total Environment**, v. 518, p. 507-517, 2015.

FIORINI, I. V. A., VON PINHO, R. G., PEREIRA, H. D., PIRES, L. P. M., FIORINI, F. V. A., RESENDE, E. L. Dry matter accumulation, chlorophyll and sulfur leaf in corn fertilized with different sulfur sources. **Journal of bioenergy and food science**, v. 4, n. 1, p. 1-11, 2017.

FISCHER, M. D. Q., MOLZ, P., HERMES, L., SANTOS, C. D., LIMBERGER, L. B., SCHLICKMANN, D. D. S., FRANKE, S. I. R. Neuropsychomotor development and genomic stability associated to folate and blood iron levels in preschool children. **Revista Brasileira de Saúde Materno Infantil**, v. 17, n. 3, p. 511-518, 2017.

FLORA, S. Thershold mechanisms and site specificity in chromium (VI) carcinogenesis. **Carcinogenesis**, v.21, n.4, p.533-41, 2000.

FLORA, S. J. S. Metal poisoning: Threat and management. **Al Ameen Journal of Medical Sciences**, 2, 4–26. 2009.

FRANÇA, F. C., ALBUQUERQUE, A. M., ALMEIDA, A. C., SILVEIRA, P. B., CRESCÊNCIO FILHO, A., HAZIN, C. A., HONORATO, E. V. Heavy metals deposited in the culture of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by the influence of vehicular traffic in Pernambuco, Brazil. **Food chemistry**, v. 215, p. 171-176, 2017.

FU, J., CUI, Y. In vitro digestion/Caco-2 cell model to estimate cadmium and lead bioaccessibility/bioavailability in two vegetables: the influence of cooking and additives. **Food and chemical toxicology**, v. 59, p. 215-221, 2013.

GARG, V. K., YADAV, P., MOR, S., SINGH, B., PULHANI, V. Heavy metals bioconcentration from soil to vegetables and assessment of health risk caused by their ingestion. **Biological trace element research**, v. 157, n. 3, p. 256-265, 2014.

GIMENO-GARCÍA, E., ANDREU, V., BOLUDA, R. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. **Environmental pollution**, v. 92, n. 1, p. 19-25, 1996.

GEBREKIDAN, A., WELDEGEBRIEL, Y., HADERA, A., VAN DER BRUGGEN, B. Toxicological assessment of heavy metals accumulated in vegetables and fruits grown in Ginfel river near Sheba Tannery, Tigray, Northern Ethiopia. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 95, p. 171-178, 2013.

GEIGER, D. R. Phloem loading. In: **Transport in plants I**. Springer Berlin Heidelberg, p. 395-431, 1975.

GILBERT, J. The fate of environmental contaminants in the food chain. **The Science of the Total Environment**, 143, 103–111. 1994.

GONÇALVES JUNIOR, A. C.; LUCHESE, E. B.; LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em Latossolo Vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova**, v.23, n.2, p.173-177, 2000.

GONÇALVES JÚNIOR, A. C.; TRAUTMANN, R. R.; MARENGONI, N. G. RIBEIRO, O. L.; SANTOS, A. L. Produtividade do milho em resposta a adubação com NPK e Zn em Argissolo Vermelhoamarelo Eutrófico e Latossolo Vermelho Eutroférico. **Ciência e Agrotecnologia**, v.31, p.1231-1236, 2007.

GUERRA, F., TREVIZAM, A. R., MURAOKA, T., MARCANTE, N. C., & CANNIATTI-BRAZACA, S. G. Heavy metals in vegetables and potential risk for human health. **Scientia Agricola**, v. 69, n. 1, p. 54-60, 2012.

GUO, G. L.; ZHOU, Q. X.; KOVAL, P. V.; BE LOGOLOVA, G. A. Speciation distribution of Cd, Pb, Cu and Zn in contaminated Phaeozem in north- east China using single and sequential extraction procedures. **Australian Journal of Soil Research**, vol. 44, p.135-142, 2006.

GUPTA, A. K.; SINHA S. Chemical fractionation and heavy metal accumulation in the plant of *Sesamum indicum* (L.) var. T55 grown on soil amended with tannery sludge: Selection of single extractants. **Chemosphere**, v. 64, n. 1, p. 161-173, 2006.

HAJAR, E. W. I., SULAIMAN, A. Z. B., SAKINAH, A. M. Assessment of heavy metals tolerance in leaves, stems and flowers of *Stevia rebaudiana* plant. **Procedia Environmental Sciences**, v. 20, p. 386-393, 2014.

HANSEL, C. M.; WIELINGA, B. W.; FENDORF, S. Structural and compositional evolution of Cr/Fe solids after indirect chromate reduction by dissimilatory iron-reducing bacteria. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 67, n. 3, p. 401-412, 2003.

HASAN, S. A., FARIDUDDIN, Q., ALI, B., HAYAT, S., AHMAD, A. Cadmium: toxicity and tolerance in plants. **Journal of Environmental Biology**. 30: 21-31, 2009.

HENRY, J. R. **An overview of the phytoremediation of lead and mercury**. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office, 2000.

HODSON, M. E. Heavy metals - geochemical bogey men? **Environmental Pollution**. 129, 341–343, 2004.

HOOKER, P. J.; NATHANAIL, C. P. Risk-based characterisation of lead in urban soils. **Chemical Geology**, v. 226, n. 3, p. 340-351, 2006.

HOU, Q. Y., YANG, Z. F., JI, J. F., YU, T., CHEN, G. G., LI, J., XIA, X. Q., ZHANG, M., YUAN, X. Y. Annual net input fluxes of heavy metals of the agro-ecosystem in the Yangtze River delta, China. **Journal of Geochemical Exploration**. 139, 68 e 84, 2014.

HSU, P. H. Aluminum oxides and oxyhydroxides. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (Eds.) *Minerals in soil environments*. 2 ed. Madison: **Soil Science Society of America**, p. 33 –379, 1989.

HU, X.; DING, Z. Lead/cadmium contamination and lead isotopic ratios in vegetables grown in peri-urban and mining/smelting contaminated sites in Nanjing, China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, Nanjing, v. 82, p. 80-84, 2009.

HU, J., WU, F., WU, S., CAO, Z., LIN, X., WONG, M. H. Bioaccessibility, dietary exposure and human risk assessment of heavy metals from market vegetables in Hong Kong revealed with an in vitro gastrointestinal model. **Chemosphere**, v. 91, n. 4, p. 455-461, 2013.

HUANG, B., SHI, X. Z., YU, D. S., OBORN, I., BLOMBACK, K., PAGELLA, T. F., WANG, H. J., SUN, W. X., SINCLAIR, F. L. Environmental assessment of small-scale vegetable farming systems in peri-urban areas of the Yangtze River Delta Region, China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. 112, 391 e 402, 2006.

IBGE. **Censo Agropecuário: 2006** – Resultados Preliminares. Rio de Janeiro: IBGE, 2006.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009: Antropometria e Estado Nutricional de Crianças, Adolescentes e Adultos no Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE; 2010.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa de orçamentos familiares 2008-2009: análise do consumo alimentar pessoal no Brasil/IBGE**, Coordenação de Trabalho e Rendimento. - Rio de Janeiro: IBGE, 150 p. 2011.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estatística da Produção Agrícola dezembro de 2017. **Indicadores IBGE**. Rio de Janeiro: IBGE; 2017.

IBRAHIM, A. K., YAKUBU, H., ASKIRA, M. S. Assessment of Heavy Metals Accumulated in Wastewater Irrigated Soils and Lettuce (*Lactuca sativa*) in Kwadon, Gombe State Nigeria. **American-Eurasian Journal Of Agricultural & Environmental Sciences**, v. 14, n. 6, p. 502-508, 2014.

IPCS, W., World Health Organization. International programme on chemical safety. **Environmental health criteria**, 2003.

IKEDA, M.; ZHANG, Z. W.; SHIMBO, S.; WATANABE, T.; NAKATSUKA, H.; MOON, C. S.; MATSUDAINOGUCHI, N.; HIGASHIKAWA, K.; Urban population exposure to lead and cadmium in east and south-east Asia. **Science of the Total Environment**, v.249, p.373–384, 2000.

JAN, S., PARRAY, J. A. Approaches to heavy metal tolerance in plants. **Singapore: Springer**. 2016.

JARDIM, A. N. O., CALDAS, E. D. Exposição humana a substâncias químicas potencialmente tóxicas na dieta e os riscos para saúde. **Química Nova**, v. 32, n. 7, p. 1898-1909, 2009.

JORDÃO, C. P., FIALHO, L. L., CECON, P. R., MATOS, A. T., NEVES, J. C. L., MENDONÇA, E. S.; FONTES, R. L. F. Effects of Cu, Ni and Zn on Lettuce Grown in Metal - Enriched Vermicompost Amended Soil, **Water, Air and Soil Pollution**, v. 172, p. 21-38, 2006.

JÚNIOR, C. A. L., MAZZAFERA, P., ARRUDA, M. A. Z. A comparative ionic approach focusing on cadmium effects in sunflowers (*Helianthus annuus* L.). **Environmental and Experimental Botany**, v. 107, p. 180-186, 2014.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 2.ed. Florida: CRC Press, 1992. 365p.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. Trace elements from soil to human. New York: **Springer**, 550 p. 2007.

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

KABATA-PENDIAS. A. Trace elements in soils and plants. CRC, **Boca Raton**, 2011.

KAISER, H. F. The Application of Electronic Computers to Factor Analysis. **Educational**, 1960.

KASZYCKI, P., GABRYS', H., APPENROTH, K.J., JAGLARZ, A., SEDZIWY, S., WALCZAK, T., KOLOCZEK, H., Exogenously applied sulphate as a tool to investigate transport and reduction of chromate in the duckweed *Spirodela polyrhiza*. **Plant, Cell & Environment**. 28, 260–268, 2005.

KIM, S.O.; KIM, K.W. Monitoring of electrokinetic removal of heavy metals in tailingsoils using sequential extraction analysis. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 85, p. 195–211, 2001.

KIM, H. S., KIM, Y. J., SEO, Y. R. An overview of carcinogenic heavy metal: molecular toxicity mechanism and prevention. **Journal of Cancer Prevention**, v. 20, n. 4, p. 232, 2015.

KIRKBY, E. A., RÖMHELD, V. Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade. **Informações agrônômicas**, v. 118, n. 2, p. 1-24, 2007.

KHAN, S.; CAO, Q.; ZHENG, Y. M.; HUANG, Y. Z.; ZHU, Y. G. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. **Environmental Pollution**, v. 152, p. 686-692, 2008.

KROES, R., MÜLLER, D., LAMBE, J., LÖWIK, M. R. H., VAN KLAVEREN, J., KLEINER, J., VISCONTI, A. Assessment of intake from the diet. **Food and Chemical Toxicology**, v. 40, n. 2, p. 327-385, 2002.

KUMAR SHARMA, R., AGRAWAL, M., MARSHALL, F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 66(2), 258–266, 2007.

KUMAR P, DUSHENKOV V, MOTTO H, RASKIN I. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. **Environmental Science and Technology**, v. 29, n. 5, p. 1232-1238, 1995.

KURT-KARAKUS, P. B. Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: estimation of the health risk. **Environment International**, v. 50, p. 47-55, 2012

LAIR, G. J.; GERZABEK, M. H.; HABERHAUER, G.; JAKUSCH, M. KIRCHMANN, H. Response of the sorption behavior of Cu, Cd, and Zn to different soil management. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, 169:1-9, 2006.

LI, K., GU, Y., LI, M., ZHAO, L., DING, J., LUN, Z., TIAN, W. Spatial analysis, source identification and risk assessment of heavy metals in a coal mining area in Henan, Central China. **International Biodeterioration & Biodegradation**, 2017.

LI, N., KANG, Y., PAN, W., ZENG, L., ZHANG, Q., LUO, J. Concentration and transportation of heavy metals in vegetables and risk assessment of human exposure to bioaccessible heavy metals in soil near a waste-incinerator site, South China. **Science of the total environment**, v. 521, p. 144-151, 2015

LIAO, Y. P., WANG, Z. X., YANG, Z. H., CHAI, L. Y., CHEN, J. Q., YUAN, P. F. Migration and transfer of chromium in soil-vegetable system and associated health risks in vicinity of ferro-alloy manufactory. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**, v. 21, n. 11, p. 2520-2527, 2011.

LIMA DM, COLUGNATI FAB, PADOVANI RM, RODRIGUEZ-AMAVA DB, SALAY E, GALEAZZI MAM. Tabela brasileira de composição de alimentos. 4. ed. rev. e ampl. **Campinas: NEPA/UNICAMP**; 2011.

LIMA, F. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; ACCIOLY, A. M. A.; SOUSA, C. S.; CUNHA FILHO, F. F. Bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado. **Revista Ciência Agronômica**, v. 44, p. 234-241, 2013.

LINDER, C., AZAM, M. H. Copper biochemistry and molecular biology. **The American Journal of Clinical Nutrition**, v. 63, n. 5, p. 797S-811S, 1996.

LINHARES, L. A., EGREJA FILHO, F. B., OLIVEIRA, C. D., BELLIS, V. Adsorção de cádmio e chumbo em solos tropicais altamente intemperizados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 3, p. 291-299, 2009.

LIU, X., SONG, Q., TANG, Y., LI, W., XU, J., WU, J., BROOKES, P. C. Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: a multi-medium analysis. **Science of the Total Environment**, v. 463, p. 530-540, 2013.

LÜBBEN, S., SAUERBECK, D. The uptake and distribution of heavy metals by spring wheat. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 57, n. 1, p. 239-247, 1991.

LOPES, A. S. **Fertilizer use by crop in Brazil**. FAO, Rome, 2004.

LUX, A.; MARTINKA, M.; VACULÍK, M.; WHITE, P.J. Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 62, p. 21–37, 2011.

MACHADO, S. S., BUENO, P. R. M., DE OLIVEIRA, M. B., & DE MOURA, C. J. Concentração de chumbo em alface cultivada com diferentes adubos orgânicos. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, Campina Grande, v. 10, n. 1, p. 63-70, 2008.

MACHADO, S. S.; BUENO, P. F. R.; OLIVEIRA, M. B.; MOURA, C. J. Contribuição à análise de perigos na produção de alface. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, Campina Grande, v.11, n.2, p.191-198, 2009.

MADRID, L. “Heavy metals”: reminding a long-standing and sometimes forgotten controversy. **Geoderma**, 128–129, 2010.

MAGNA, G. A. M., MACHADO, S. L., PORTELLA, R. B., & CARVALHO, M. D. F. Avaliação da exposição ao Pb e Cd em crianças de 0 a 17 anos por consumo de alimentos vegetais cultivados em solos contaminados no município de Santo Amaro (BA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. spe, p. 3-12, 2014.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Potafós, 1989. 201 p.

MALAVOLTA, E.; MORAES, M. F.; LAVRES JUNIOR, J.; MALAVOLTA, M. Micronutrientes e metais pesados: essencialidade e toxidez. In: PATERNIANI, E. (Ed.). *Ciência, agricultura e sociedade*. Brasília: **Embrapa Informação Tecnológica**, p. 117–154, 2006.

MALAVOLTA, E., MORAES, M. F. **Níquel-de tóxico a essencial**. IPNI, 2007. Disponível em: <<https://docs.ufpr.br/~nutricaodeplantas/texniq.pdf>>. Acesso em: 02 dez de 2017.

MANTOVANI, J. R., CARRERA, M., MOREIRA, J. L. A., MARQUES, D. J., SILVA, A. B. D. Fertility properties and leafy vegetable production in soils fertilized with cattle manure. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 4, p. 825-836, 2017.

MARTINEZ-LLADÓ, X.; VILÀ, M.; MARTÍ, V.; ROVIRA, M.; DOMÈNECH, J.A. PABLO, J. Trace element distribution in Topsoils in Catalonia: Background and reference values and relationship with regional geology. **Environmental Engineering Science**, 25/26:863-878, 2008.

MATTIAS, J. L.; CERETTA, C. A.; NESI, C. N.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, C. B. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1445-1454, 2010.

MCBRIDE, M. B. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. **Advances in Soil Science**, v.10, p.1-47, 1989.

MCBRIDE, B. M. Environmental chemistry of soils. New York: **Oxford University Press**, 466 p, 1994.

MCBRIDE, M. B; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 48, p. 337 – 346, 1997.

MCGRATH, S. P.; CEGARRA, J. Chemical extractability of heavy metals during and after longterm applications of sewage sludge to soil. **Journal of Soil Science**, London, v. 43, n. 2, p. 313-321, June 1992.

MEURER, E. J.; RHEINHEIMER, R. D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de sorção em solos. **Fundamentos de química do solo**, v. 3, p. 117-162, 2006.

MNISI, R. L., NDIBEWU, P. P., MAFU, L. D., BWEMBYA, G. C. Bioaccessibility and risk assessment of essential and non-essential elements in vegetables commonly consumed in Swaziland. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 144, p. 396-401, 2017.

NACHTIGALL, G. R., NOGUEIROL, R. C., ALLEONI, L. R. F. Formas de cobre em solos de vinhedos em função do pH e da adição de cama-de-frango. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 3, p. 427-434, 2007.

NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Teores orientadores de qualidade do solo em estados do nordeste. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira da Ciência do Solo**. V 38, Janeiro-Abril, p. 29-32, 2013.

NASCIMENTO, C. W. A.; FONTES, R. L. F.; NEVES, J. C. L. MELÍCIO, A. C. F. D. Fracionamento, dessorção e extração química de zinco em Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 599-606, 2002.

NASCIMENTO, C. W. A.; OLIVEIRA, A. B.; RIBEIRO, M. R. MELO, E. E. C. Distribution and Availability of zinc and copper in benchmark soils of Pernambuco State, Brazil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 37:109-125, 2006.

NASCIMENTO, W. M.; MELO, P. C. T. Panorama da cadeia produtiva de hortaliças no Brasil. **CURSO SOBRE TECNOLOGIA DE PRODUÇÃO DE SEMENTES DE HORTALIÇAS**, v. 11. Brasília: Embrapa Hortaliças, 2011.

NASCIMENTO, R. M. **Impactos dos agrotóxicos na contaminação ambiental da produção de hortaliças no Baixo Rio Natuba**, (Tese doutorado). Universidade Federal de Pernambuco. Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife. 167 p. 2013.

NASSAR, M. A. *et al.* **Modelagem do uso da terra no Brasil**. São Paulo: Ícone, (Relatório final). Disponível em: <<http://goo.gl/bjgnY6>>. Acesso em: 22 maio 2017.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: UFV, 1999. 399 p.

NRIAGU, J. O. PACYNA, J. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soil by trace metals. **Nature**, v.333, p.134-139, 1988.

NRIAGU, J. O. A silent epidemic of environmental metal poisoning? **Environmental pollution**, v. 50, n. 1-2, p. 139-161, 1988.

NUNES, F. N.; NOVAIS, R. F.; SILVA, I. R.; GEBRIM, F. O. SÃO JOSÉ, J. F. B. Fluxo difusivo de ferro em solos sob influência de doses de fósforo e de níveis de acidez e umidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:423-429, 2004.

NÚÑEZ, J. E. V.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; PALMIERI, F.; MESQUITA, A. A. Consequências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre a contaminação do solo, sedimentos e água por metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.981-990, 1999.

NÚÑEZ, J. E. V.; SOBRINHO, N. M. B. A.; MAZUR, N. Sistemas de preparo de solo e acúmulo de metais no solo e na cultura do pimentão (*Capsicum annum* L.). **Ciência Rural**, v.36, p.113-119, 2006.

OECD-FAO. **OECD-FAO Agricultural Outlook 2015-2024**. OECD/FAO, 2015.

OCDE-FAO. **Perspectivas Agrícolas no Brasil: desafios da agricultura brasileira 2015-2024**. Capítulo Brasil. 2015. Disponível em: <<https://www.fao.org.br/download/PA20142015CB.pdf>> Acesso em: 21 set. 2017.

OLIVEIRA, F. D., CARMELLO, Q. D. C., MASCARENHAS, H. A. A. Disponibilidade de potássio e suas relações com cálcio e magnésio em soja cultivada em casa-de-vegetação. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 2, p. 329-335, 2001.

OLIVEIRA, A. B.; NASCIMENTO, C. W. A. Formas de manganês e ferro em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, n.1 p.99-110, 2006.

PAN, J.; PLANT, J. A.; VOULVOULIS, N.; OATES, C. J.; IHLENFELD, C. Cadmium levels in Europe: implications for human health. **Environmental Geochemistry and Health**, Amsterdam, v. 32, p. 1–12, 2010.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O. Índice de translocação de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de Ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.) submetidas a doses crescentes de cádmio, níquel e chumbo. **Revista Árvore**, v.26, p.467-473, 2002.

PAOLIELLO, M. M. B.; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos. Salvador: **CRA**, p.144, 2001.

PERIS, M.; MICÓ, C.; RECATALÁ, L.; SÁNCHEZ, R.; SÁNCHEZ, J. Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region. **Science of the Total Environment**, v. 378, p. 42-48, 2007.

PETERS, R.W.; SHEM, L. Use of chelating agents for remediation of heavy metal contaminated soil. In: VANDERGRIFT, G.F.; REED, D.T.; TASKER, I.R. (Ed.). **Environmental remediation: removing organic and metal ion pollutants**. Washington: American Chemical Society, p. 70-84. 1992.

PETERSEN, B. J.; BARRAJ, L. M.; J. Assessing the intake of contaminants and nutrients: an overview of methods. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 9, n. 3, p. 243-254, 1996.

PHILLIPS, I. R. Copper, lead, cadmium, and zinc sorption by waterlogged and air-dry soil. **Journal of Soil Contamination**, v.8, n.3, p.343-364, 1999.

PIONEER. **Híbridos comerciais de milho**. Santa Cruz do Sul: Pioneer, 94 p, 1994.

POZEBON, D.; DRESSLER, V. L.; CURTIUS, A. J. Análise de cabelo: uma revisão dos procedimentos para a determinação de elementos traço e aplicações. **Química Nova**, 22, 838, 1999.

POURRET, O., BOLLINGER, J. C. 'Heavy Metals'-What to do now: To use or not to use? **Science of the Total Environment**, v. 610, p. 419-420, 2018.

PRAVEENA, S. M., OMAR, N. A. Heavy metal exposure from cooked rice grain ingestion and its potential health risks to humans from total and bioavailable forms analysis. **Food Chemistry**, v. 235, p. 203-211, 2017.

QIUTONG, X., MINGKUI, Z. Source identification and exchangeability of heavy metals accumulated in vegetable soils in the coastal plain of eastern Zhejiang province, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 142, p. 410-416, 2017.

QIU, Y.; GUAN, D.; SONG, W.; HUANG, K. Capture of heavy metals and sulfur by foliar dust in urban Huizhou, Guangdong Province China, **Chemosphere**, v. 75, 447-452, 2009.

QURESHI, A. S., HUSSAIN, M. I., ISMAIL, S., KHAN, Q. M. Evaluating heavy metal accumulation and potential health risks in vegetables irrigated with treated wastewater. **Chemosphere**, v. 163, p. 54-61, 2016.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; SILVA, F. C. Acumulação de metais pesados pelo uso de insumos agrícolas na microbacia de Caetés, Paty do Alferes-RJ. **Embrapa Solos-Séries anteriores (INFOTECA-E)**, 1998.

REVOREDO, M. D.; MELO, W. J. Disponibilidade de níquel em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com sorgo. **Bragantia**, v.65, p. 679-685, 2006.

RIBEIRO, E. V.; MAGALHÃES-JUNIOR, A. P.; HORN, A. H.; TRINDADE, W. M. Metais pesados e qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora - MG: Índice de contaminação. **Geonomos**, v.20, n. 1, p.49-63, 2012.

ROMIC, M., ROMIC, D. Heavy metals distribution in agricultural top soils inurban area. **Environmental Geology**, v.43, p.795-805, 2003.

RONEY, N.; CASSANDRA, V.; WILLIAMS, M.; OSIER, M. PAIKOFF, S. J. **Toxicological Profile for Zinc**, US Department of Health And Human Services Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2005.

ROSOLEM, C. A., FRANCO, G. R. Translocação de zinco e crescimento radicular em milho. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 24, n. 4, 2000.

SAMPAIO, R. A.; GUIVARA, L.; FERNANDES, L. A.; COSTA, C. A.; GUILHERME, D. O. Produção e concentração de metais pesados em plantas de beterraba adubadas com composto de lixo urbano. **Caatinga**, v.21, p.83-88, 2008.

SAMPAIO, R. A.; SILVA, L. G.; COSTA, A. C.; 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**, Campina Grande, v. 13, p. 948–954, 2009.

SANCHES, A. C., SILVA, A. D., TORMENA, C. A., RIGOLIN, A. T. Impacto do cultivo de citros em propriedades químicas, densidade do solo e atividade microbiana de um Podzólico Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 23, n. 1, 1999.

SANTOS, F. S., AMARAL SOBRINHO, N. M. B., MAZUR, N. Influência de diferentes manejos agrícolas na distribuição de metais pesados no solo e em plantas de tomate. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 26, n. 2, 2002.

SANTOS, G. C. G.; RODELLA, A. A. Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de Brassica juncea. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 793-804, 2007.

SANTOS, S.N.; ALLEONI, L.R.F. Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazônia. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2012.

SANTOS, I. C.; CASALI, V. W. D.; MIRANDA, G. V. Teores de metais pesados, de potássio e de sódio no substrato após o cultivo de dez cultivares de alface. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 44, n. 251, p. 53-62, 1997.

SELINUS, O. Medical Geology: an emerging speciality. **Terrae**, v. 1, n. 1, p. A1-A8, 2004.

SEKARA, A., PONIEDZIALEEK, M., CIURA, J., JEDRSZCZYK, E. Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops: implications for phytoremediation. **Polish Journal of Environmental Studies**, 14(4), 509 e 516, 2005.

SEREGIN, I., IVANOV, V. Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants, Russ. **Journal of Plant Physiology**. 48. 523–544, 2001.

SHAH, H.M.; IQBAL, W.; SHAHEEN, N.; KHAN, N.; CHOUDHARY, M.A.; AKHTER, G. Assessment of background levels of trace metals in water and soil from a remote region of Himalaya. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, p. 1243–1252, 2012.

SHAHID, M., DUMAT, C., KHALID, S., SCHRECK, E., XIONG, T., NIAZI, N. K. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. **Journal of hazardous materials**, 2017.

SILVA, F. B. V., NASCIMENTO, C. W. A., ARAÚJO, P. R. M. Environmental risk of trace elements in P-containing fertilizers marketed in Brazil. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 17, n. 3, p. 635-647, 2017.

SILVA, J. P. S. **Elementos essenciais e tóxicos em solos, produtos agrícolas e urina de agricultores em sistemas agroecológicos** (Tese doutorado). Universidade Federal Rural de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Recife. 122 p. 2015.

SILVA, C. P., ALMEIDA, T. E., ZITTEL, R., DE OLIVEIRA STREMEL, T. R., DOMINGUES, C. E., KORDIAK, J., DE CAMPOS, S. X. Translocation of metal ions from soil to tobacco roots and their concentration in the plant parts. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 12, p. 663, 2016.

SILVA, J. P. S da; NASCIMENTO, C. W. A. do; BIONDI, C. M.; CUNHA, K. P. V. da. HEAVY METALS IN SOILS AND PLANTS IN MANGO ORCHARDS IN PETROLINA, PERNAMBUCO, BRAZIL. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v.36, p. 1343-1353, 2012.

SILVA, Y. J. A. B.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Comparison of USEPA digestion methods to heavy metals in soil samples. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 24, p. 234, 2013.

SILVA, M. L.S, VITTI, G. C., TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 4, p. 527-535, 2007.

SILVA, A. C.; TORRADO, P. V.; ABREU JUNIOR, J. S. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. **Revista Científica da UNIFENAS**, 5, 21-26, 1999.

SIMASUWANNARONG, B.; SATAPANAJARU, T.; KHUNTONG, S.; PENGTHAMKEERATI, P. Spatial Distribution and Risk Assessment of As, Cd, Cu, Pb, and Zn in Topsoil at Rayong Province, Thailand. **Water Air and Soil Pollution**, v. 223, p. 1931–1943, 2012.

SIMÕES, E. C. **Diagnóstico ambiental em manguezais dos complexos estuarinos da Baixada Santista e Cananéia no tocante a metais e compostos organoclorados**. Dissertação de Mestrado- Instituto de Química de São Carlos, 161 p. 2007.

SMICAL, A. I.; HOTEA, V.; OROS, V.; JUHASZ, J.; POP, E. Studies on transfer and bioaccumulation of heavy metals from soil into lettuce. **EEMJ**, v.7, p.609-615, 2008.

SMITH, S. R. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. **Environment International**, v.35, p.142-156, 2009.

SNYDER, C.; SELAKUMAR, A.; WATERMAN, S. An assessment of the tumorigenic properties of a Hudson County soil sample heavily contaminated with hexavalent chromium. Arch. **Environmental Health**, v.52, n.3, p.220-226, 1997.

SOBRINO, F. A.; CACERES, M. C.; ROSAS, C. R. Evaluación del riesgo por consumir moluscos contaminados con cádmio, cromo y plomo. **Hidrobiologica**, v. 17, n. 1, p. 49-58, 2007.

SOUZA, R. F., FAQUIN, V., FERREIRA TORRES, P. R., PEREIRA BALIZA, D. Calagem e adubação orgânica: influência na adsorção de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 6, 2006.

SOUZA, L. H, NOVAIS, R. F, ALVAREZ, V. H. V, VILLANI, E. M. A. Efeito do pH do solo rizosférico e não rizosférico de plantas de soja inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* na absorção de boro, cobre, ferro, manganês e zinco. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, 34: 1641-1652, 2010.

SOUSA, D. M. G. LOBATO, E., eds. **Cerrado: Correção do solo e adubação**. Planaltina, Embrapa Cerrados, 2004b. 416p.

SPARKS, D. L. Environmental soil chemistry. 2 ed. San Diego: **Academic Press**, 352 p, 2003.

SPARK, K. M.; WELLS, J. D.; JOHNSON, B. B. Characterizing trace metal adsorption on kaolinite. **European Journal Soil Science**, Spain, v. 46, p. 633- 640, 1995.

SPOSITO, G. The chemistry of soils. 2 ed. USA: **Oxford University Press**, 344p, 2008.

SPOSITO, G. The chemistry of Soils. New York: **Oxford University Press**, 277p. 1989.

STERCKEMAN, T.; CARIGNAN, J.; SRAYEDDIN, I.; BAIZE, D.; CLOQUET, C. Availability of soil cadmium using stable and radioactive isotope dilution. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, p. 372–378, 2009.

SUNDERMAN, F. W. JR.; DINGLE, B.; HOPPER, S.M.; SWIFT, T. Acute Nickel Toxicity in Electroplating Workers who Accidently Ingestes a Solution of Nickel Chloride. **American Journal of Industrial Medicine**, New York, vol. 14, p. 257-266, 1998.

SUSZEK, M.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, F. L.; MALLMANN, L. S.; SILVESTRO, M. G. Aspectos físicos e químicos de vermicompostos produzidos a partir de esterco bovino e compostos de resíduos verdes urbanos. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa, v.15, n.1, p.39-44, 2007.

SWARTJES, F. A.; DIRVEN-VAN BREEMEN, E. M.; OTTE, P. F.; VAN BEELEN, P.; RIKKEN, M. G. J.; TUINSTRA, J.; SPIJKER, J.; LIJZEN, J. P. A. Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites. **RIVM report**, v. 711701040, p. 2007, 2007.

SWARTJES, F. A.; VERSLUIJS, K. W.; OTTE, P. F. A. tiered approach for the human health risk assessment for consumption of vegetables from with cadmium-contaminated land in urban areas. **Environmental research**, v. 126, p. 223-231, 2013.

TAO, X. Q., SHEN, D. S., SHENTU, J. L., LONG, Y. Y., FENG, Y. J., SHEN, C. C., Bioaccessibility and health risk of heavy metals in ash from the incineration of different e-waste residues. **Environmental Science and Pollution Research**. v. 22, 3558–3569. 2014.

TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M. Avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do recôncavo baiano. **Química Nova**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 147-154, 1992.

TEDESCO, M. J.; SELBACH, P. A.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole. p.113-136, 2008.

TEPANOSYAN, G., SAHAKYAN, L., BELYAEVA, O., MAGHAKYAN, N., SAGHATELYAN, A. Human health risk assessment and riskiest heavy metal origin identification in urban soils of Yerevan, Armenia. **Chemosphere**, v. 184, p. 1230-1240, 2017.

TIAN, K., HU, W., XING, Z., HUANG, B., JIA, M., WAN, M. Determination and evaluation of heavy metals in soils under two different greenhouse vegetable production systems in eastern China. **Chemosphere**, v. 165, p. 555-563, 2016.

TILLER, K. G. Heavy metals in soils and their environmental significance. **Advances in Soil Science**, New York, v. 9, p. 113–142, 1989.

TORRI, S.; LAVADO, R. Plant absorption of trace elements in sludge amended soils and correlation with soil chemical speciation. **Journal Hazardous Materials**, v. 166, n. 2/3, p. 1459-1465, 2009.

TRIVEDI, P.; AXE, L. A. Comparison of Strontium Sorption to Hydrous Aluminum, Iron, and Manganese Oxides. **Journal of Colloid and Interface Science**, v.218, p. 554–563, 1999.

TRIPATHI R. M.; RAGHUNATH, R; KRISHNAMOORTHY, T. M. Dietary intake of heavy metals in Bombay city, India. **Science of Total Environment**, Amsterdam, v. 208,p. 149–159, 1997.

UREN, N. C. Forms, reactions and availability of nickel in soils. **Advances in Agronomy**, New York, v. 48, p. 141-203, 1992.

USDOE – United State Department Energy’s Oak Ridge Operations Office. **Risk assessment information system (RAIS)**. US Department Energy’s Oak Ridge Operations Office, 2011.

USEPA. United State Environmental Protection Agency. Guidelines for the Health Risk Assessment of Chemical Mixtures. **Federal Register**, v. 51, n. 185, p. 34014-34025, 1986.

USEPA - United State Environmental Protection Agency. Risk assessment guidance for superfund. Human health evaluation manual. EPA/540/1-89/002, vol. I. Office of solid waste and emergency response. US Environmental Protection Agency. Washington, DC. 1989. Disponível em: <<http://www.epa.gov/superfund/programs/risk/ragsa/index.htm>>. Acesso em: 12 ago. 2017.

USEPA - United State Environmental Protection Agency. Soil Screening Guidance: Technical background document. EPA/540/R-95/128. Office of solid waste and emergency response. US Environmental Protection Agency. Washington, DC. 1996. Disponível em: <http://www.epa.gov/superfund/resource/soil/toc.htm#p1>. Acesso em: 19 out. 2017.

USEPA - United State Environmental Protection Agency. Exposure factors handbook – general factors. EPA/600/P-95/002Fa, vol. I. Office of research and development. National center for environmental assessment. US Environmental Protection Agency. Washington, DC. 1997. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ncea/pdfs/efh/front.pdf>>. Acesso em: 20 nov de 2017.

USEPA - United State Environmental Protection Agency. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. OSWER 9355.4-24. Office of solid waste and emergency response. US Environmental Protection Agency. Washington, DC. 2001. Disponível em: <<http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/ssgmarch01.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

USEPA - United State Environmental Protection Agency. **Screening levels (RSL) for chemical contaminants at superfund sites**. US Environmental Protection Agency, 2011.

USEPA, 2016. **Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables (May 2016)**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables-may-2016>>. Acesso em: 18 set. 2017).

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Method 3051a – Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**. 1998. Revision 1 Feb 2007. 30p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>>. Acessado em: 19 ago 2017.

VAN RAIJ, B. Soil fertility and nutrient management. Piracicaba: **International Plant Nutrition Institute**, p. 420. 2011.

VELEA, T.; GHERGHE, L.; PREDICA, V.; KREBS, R. Heavy metal contamination in the vicinity of an industrial area near Bucharest. **Environmental Science and Pollution Research.**, v.1, p. 27–32, 2009.

VIEIRA, L. P. **Acumulação de Nutrientes e Metais pesados em Solo, Água e Hortaliças em Áreas Cultivadas com Olerícolas no Agreste de Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2011, 109p.

VIOLANTE, A.; COZZOLINO, V.; PERELOMOV, L.; CAPORALE, A. G.; PIGNA, M. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.10, p. 268-292, 2010.

WANG, E. X.; BORMANN, F. H.; BENOIT, G. Inseticida 1 of Complete Retention of Atmospheric Lead in the Soils of Northern Hardwood Forested Ecosystems. **Environmental Science Technology**, v. 29, n. 3, p. 735–739, 1995.

WANG, Q.; KIM, D.; DIONYSIOU, D. D. Sources and remediation for Mercury contamination in aquatic systems: a literature review. **Environmental Pollution**, v.131, p.323-326, 2004.

WARD, N.; SAVAGE, J. Metal dispersion and transportational activities using food crops as biomonitors, **Science of the Total Environment**. 146, 309–319, 1994.

WEINGERL, V.; KERIN, D. Distribution of zinc in vineyard areas treated with zinc containing phytopharmaceuticals. **Acta Chimica Slovenica**, v. 47, n. 4, p. 453-467, 2000.

WHO- World Health Organization. **Chromium in drinking water**. Background document for development of WHO guidelines for drinking water quality. Geneva: World Health Organization. 2003.

WHO- World Health Organization. **Guidelines for Predicting Dietary Intake of Pesticides Residues**. Global Environment Monitoring System Food Contamination Monitoring and Assessment Programme (GEM/Foods). Geneva, 1997.

WITHERS, P. J. A.; DAVIDSON, I. A., FOY, R. H. Prospects for controlling diffuse phosphorus loss to water. **Journal of Environmental Quality**, 29:167-175, 2000.

WOOD, B. W.; REILLY, C. C.; NYCZEPIR, A. P. Field deficiency of nickel in trees: symptoms and causes. **Acta Horticulturae**, v. 721, p. 83-97, 2006.

WCRF -WORLD CANCER RESEARCH FUND. **Food, nutrition and prevention of cancer: a global perspective**. Washington: American Institute for Cancer Research, 2007.

WU, S., PENG, S., ZHANG, X., WU, D., LUO, W., ZHANG, T., WU, L. Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan, China. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 148, p. 71-78, 2015.

YANG, Q. W., XU, Y., LIU, S. J., HE, J. F., LONG, F. Y. Concentration and potential health risk of heavy metals in market vegetables in Chongqing, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 74, 1664–1669. 2011.

YANG, L. Q., HUANG, B., HU, W. Y., CHEN, Y., MAO, M. C., YAO, L. P., The impact of greenhouse vegetable farming duration and soil types on phytoavailability of heavy metals and their health risk in eastern China. **Chemosphere** 103,121e130. 2014.

YU, K.; TSAI, L.; CHEN, S.; HO, S. Correlation analyses on binding behavior of heavy metals with sediment matrices. **Water Research**, v. 35, n. 10, p. 2417–2428, 2001.

YU, T. R. Chemistry of variable charge soils. New York: **Oxford University Press**, p.505, 1997.

ZAMBOLIM, L., COSTA, H., LOPES, C.A. VALE, F.X.R. Doenças de hortaliças em cultivo protegido. **Informe Agropecuário**, 20:114-125. 1999.

ZANDONADI, D. B., SANTOS, M. P., MEDICI, L. O., SILVA, J. Ação da matéria orgânica e suas frações sobre a fisiologia de hortaliças. **Horticultura Brasileira**, v. 32, n. 1, p. 14-20, 2014.

ZHANG, C., YANG, Y., LI, W., ZHANG, C., ZHANG, R., MEI, Y., LIAO, X., LIU, Y. Spatial distribution and ecological risk assessment of trace metals in urban soils in Wuhan, central China. **Environ Monit Assess**, 2015.

ZHAO, F. J.; MCGRANT, S. P.; MERRINGTON. Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soil for risk assessment. **Environmental Pollution**, v. 148, p. 221-229, 2007.

ZHUANG, P., MCBRIDE, M. B., XIA, H., LI, N., Li, Z. Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. **Science of the total Environment**, v. 407, n. 5, p. 1551-1561, 2009.