

Rio de Janeiro

Mestrado Profissional em Ciência
e Tecnologia de Alimentos

Guisleyne A. Darc de Carvalho

Quantificação de Cádmio em
hortaliças: uma comparação entre
agricultura convencional e
orgânica.

Rio de Janeiro

2020

GUISLEYNE APARECIDA D'ARC DE CARVALHO

QUANTIFICAÇÃO DE CÁDMIO EM HORTALIÇAS:
UMA COMPARAÇÃO ENTRE AGRICULTURA ORGÂNICA E CONVENCIONAL

Dissertação apresentada ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro como requisito para a obtenção do grau de Mestre em Ciência e Tecnologia de Alimentos no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos.

Orientadoras: Prof.^a Dra. Simone Lorena Quiterio de Souza

Prof.^a Dra. Renata Santana Lorenzo Raices

Banca: Prof.^a Dra. Cristiane Ribeiro Maud

Prof.^a Dra. Simone Maria Ribas Vendramel

Rio de Janeiro
2020

DEDICATÓRIA

Dedico essa dissertação de mestrado a minha mãe, Izabel Gomes de Carvalho, e ao meu pai, José Renato de Carvalho, aos quais devo a oportunidade da “vida”.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela oportunidade de realizar esse programa, ao mestre Jesus por guiar meus caminhos através dos seus ensinamentos e ao meu mentor por me sustentar nos momentos de desânimo. Agradeço aos meus pais por me apoiarem, me encorajarem e me mostrarem desde sempre a realidade da vida. As minhas irmãs, Renata Darque de Carvalho e Joana D'Arc de Carvalho Vardieiro, minhas melhores amigas. Obrigada pelo incentivo e alegria em me ver crescer. Aos meus sobrinhos, por entenderem minha ausência, que vocês possam alcançar todos os seus sonhos, e que eles sejam grandes. Não poderia deixar de agradecer em especial as minhas orientadoras, Simone Lorena Quitério de Souza, que dedicou seu tempo a atender meus anseios de aluna, com toda serenidade e delicadeza e Renata Santana Lorenzo Raices, pela paciência e suporte nas análises. Obrigada! Aos bolsistas, por se empenharem em enfrentar junto a mim os desafios que surgiram durante a elaboração dessa dissertação de mestrado. Muito obrigada! Aos funcionários e bolsistas dos Laboratórios de Meio Ambiente e Análise Instrumental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro, *Campus* Rio de Janeiro, em especial a professora Cristiane Ribeiro Mauad e ao técnico Gabriel. Obrigada pelo suporte! A todos que por ventura não mencionei, que de alguma forma colaboraram para esta pesquisa e conquista profissional e pessoal. Muito obrigada!

*“Não há progresso sem esforço, vitória sem luta, aperfeiçoamento sem sacrifício,
assim como não existe tranquilidade sem paciência”*

Francisco Cândido Xavier

CARVALHO, G A D. Quantificação de cádmio em hortaliças: Uma comparação entre agricultura orgânica e convencional. 97p. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), *Campus* Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2020.

RESUMO

As atividades antropogênicas podem poluir o meio ambiente com substâncias potencialmente tóxicas para os seres vivos, entre elas encontram-se os metais potencialmente tóxicos. O cádmio (Cd) é considerado um metal naturalmente encontrado na natureza em baixas concentrações, entretanto, nas últimas décadas, observa-se um crescimento da sua presença no ar, solo, água e alimentos. A exposição humana a metais potencialmente tóxicos como o Cd, tornou-se uma preocupação para as autoridades de saúde. Sabe-se que, a exposição aguda ao Cd, proveniente das atividades ocupacionais, assim como a exposição crônica através do consumo de alimentos contaminados, por exemplo, podem levar ao desenvolvimento de uma série de desordens no organismo. A exposição crônica ao Cd pode desencadear desordens endócrinas, lesões renais irreversíveis e surgimento de cânceres. O Cd chega até os alimentos através do cultivo desses em solos contaminados, pela deposição de partículas do metal provenientes do ar poluído ou ainda pelo emprego de agrotóxicos e fertilizantes utilizados na agricultura convencional. Com o intuito de investigar a contaminação de vegetais comumente consumidos pelos brasileiros, a saber, alface crespa e cenoura, avaliou-se as concentrações de Cd de alimentos convencionais e aqueles cultivados por métodos de cultivo orgânico. Amostras desses alimentos foram, após preparo prévio, submetidas a extração ácida e analisadas por Espectrometria de Absorção Atômica em Forno Grafite (GFAAS). Foram analisadas um total de 12 amostras, sendo 3 de alface de cultivo orgânico, 3 de alface de cultivo convencional, 3 amostras de cenoura cultivadas de forma orgânica e 3 de cenoura cultivadas de forma convencional. A concentração média encontrada de Cd em amostras de alface orgânica foi de $0,0811 \pm 0,0367 \text{ mg kg}^{-1}$, já as amostras de alface convencional apresentaram concentração de Cd de $0,1549 \pm 0,0266 \text{ mg kg}^{-1}$. As amostras de cenoura orgânica apresentaram concentração média de Cd de $0,1064 \pm 0,0553 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto amostras de

cenouras cultivadas por método convencional apresentaram concentração média de $0,1174 \pm 0,0780 \text{ mg kg}^{-1}$. Observou-se que alimentos cultivados de forma convencional apresentaram concentrações de 1,1 a 2,0 vezes maiores de Cd quando comparados com os vegetais orgânicos. A legislação brasileira referente a detecção de Cd é estabelecida pela RDC nº 42, admitindo-se a presença de concentrações de $0,20 \text{ mg kg}^{-1}$ e $0,10 \text{ mg kg}^{-1}$ para alface e cenoura, respectivamente. Pode-se inferir que as concentrações encontradas neste estudo estão dentro dos valores estabelecidos pela legislação. Ao considerar a exposição ao Cd através do consumo dos vegetais através da avaliação da ingestão estimada diária de metais (EDI) e do quociente de risco alvo (THQ), as amostras não apresentaram um potencial risco a saúde.

Palavras Chaves: Alface crespa. Cenoura. Cádmio. Orgânicos. Segurança alimentar. Toxicidade.

CARVALHO, G A D. Quantification of cadmium in vegetables: A comparison between organic and conventional agriculture. 97p. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), *Campus* Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2020.

ABSTRACT

Anthropogenic activities can pollute the environment with substances potentially toxic to living beings, among which are toxic metals. Cadmium (Cd) is considered a metal naturally found in nature in low concentrations, however, in recent decades, there has been an increase in its presence in air, soil, water and food. Human exposure to potentially toxic metals such as Cd has become a concern for health authorities. It is known that acute exposure to Cd, resulting from occupational activities, as well as chronic exposure through the consumption of contaminated food, for example, can lead to the development of a series of disorders in the body. Chronic exposure to Cd can trigger endocrine disorders, irreversible kidney damage and cancer. Cd reaches food through the cultivation of these in contaminated soils, through the deposition of metal particles from polluted air or through the use of pesticides and fertilizers used in conventional agriculture. In order to investigate the contamination of vegetables commonly consumed by Brazilians, namely, curly lettuce and carrots, the Cd concentrations of conventional foods and those grown by organic cultivation methods were evaluated. Samples of these foods were, after prior preparation, subjected to acid extraction and analyzed by Atomic Absorption Spectrometry in Graphite Furnace (GFAAS). A total of 12 samples were analyzed, being 3 of organic lettuce, 3 of conventional lettuce, 3 samples of organic carrot and 3 of conventional carrot. The average concentration of Cd found in samples of organic lettuce was 0.0811 ± 0.0367 mg kg⁻¹, whereas samples of conventional lettuce showed a Cd concentration of 0.1549 ± 0.0266 mg kg⁻¹. The organic carrot samples showed an average Cd concentration of 0.1064 ± 0.0553 mg kg⁻¹, while carrot samples grown by conventional method showed an average concentration of 0.1174 ± 0.0780 mg kg⁻¹. It was observed that foods grown in a conventional manner showed higher concentrations of Cd when compared to organic vegetables. The Brazilian legislation regarding the detection of Cd is established by RDC nº 42, admitting the presence of concentrations of 0.20 mg kg⁻¹ and 0.10 mg kg⁻¹ for lettuce and carrots, respectively. It can be inferred that the

concentrations found in this study are within the values established by the legislation. When assessing exposure to Cd through the consumption of vegetables using equations of estimated daily intake of metals (EDI) and target risk quotient (THQ), the samples did not present a potential health risk.

Keywords: curly lettuce. Carrot. Cadmium. Organic. Food security. Toxicity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Alface Crespa (<i>Lactuca sativa</i> L.).....	13
Figura 2 - Cenoura (<i>Daucus carota</i> L.) – Parte aérea	15
Figura 3 - Cenoura (<i>Daucus carota</i> L.).....	16
Figura 4 - Selo de certificação de produtos orgânicos.	23
Figura 5 - Selo de certificado de produtos orgânicos pela IBD.....	24
Figura 6 - Selo produto orgânico UE.	26
Figura 7 - Representação da coleta das amostras do referido estudo.....	50
Figura 8 - Fluxograma do preparo das amostras.	51
Figura 9 - Fluxograma da digestão das amostras.....	52
Figura 10 - Espectrômetro de Absorção Atômica em Forno Grafite.	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Distribuição da despesa monetária e não monetária média mensal familiar com alimentação no domicílio, por Grandes Regiões, segundo grupo de legumes e verduras, com indicação do número e tamanho médio das famílias - período 2017-2018.	12
Tabela 2 - Alimentos analisados quanto ao emprego de agrotóxicos.	30
Tabela 3 - Limites máximos de contaminantes inorgânicos – Cádmio estabelecidos pela Resolução da Diretoria Colegiada – RDC nº 42 de 29 de agosto de 2013, da ANVISA.	33
Tabela 4 - Limites máximos de Cd em alimentos ($\text{mg kg}^{-1}\text{dia}$) em diferentes países.	35
Tabela 5 - Avaliação de risco da ingestão de metais através do consumo de alimentos.	46
Tabela 6 - Programa de coleta das amostras do referido estudo.	50
Tabela 7 – Informações retiradas da programação padrão do equipamento.	56
Tabela 8 - Programa de temperatura para determinação do cádmio em amostras de alface e cenoura.	56
Tabela 9 - Questionário de Frequência Alimentar Semi-Quantitativo.	58
Tabela 10 - Concentração média de Cd, amplitude e desvio padrão em mg kg^{-1} nas amostras de hortaliças orgânicas e convencionais.	59
Tabela 11 - Concentração de Cd nas amostras de hortaliças orgânicas e convencionais.	59
Tabela 12 - Análise do fator de bioconcentração de metais pesados para amostras de repolho e tomate.	62
Tabela 13 - Parâmetros e variáveis usados no cálculo de EDI e THQ.	69
Tabela 14 - Comparativo da EDI encontrados para consumo de alface e cenoura convencionais e orgânicos, com a MTDI para Cd	71

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Distribuição dos dez países com as maiores áreas orgânicas em 2018 – América Latina e o Caribe.	17
Gráfico 2 - Distribuição de detecções regulares e irregulares, por grupo químico. ...	21
Gráfico 3 - Consumo de alface crespa (%) – “Quantas vezes você consumiu alface crespa nos últimos 3 (três) meses”.	64
Gráfico 4 - Ingestão de alface crespa (g) - “Quando você consome alface crespa, qual a quantidade”.	65
Gráfico 5 - Consumo de cenoura (%) – “Quantas vezes você consumiu cenoura nos últimos 3 (três) meses”.	66
Gráfico 6 - Ingestão de cenoura (g) - “Quando você consome cenoura, qual a quantidade”.	67

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Ag	Prata
Al	Alumínio
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Alimentar
As	Arsênio
ATSDR	Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças
B	Boro
Ba	Bário
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CNA	Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil
Co	Cobalto
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DCV	Doenças Cardiovasculares
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
Fe	Ferro
GFAAS	Espectrometria de Absorção Atômica em Forno de Grafite
Hg	Mercúrio
IRIS System)	Sistema Integrado de Informação de Risco (<i>Integrated Risk Information System</i>)
K	Potássio
LMR	Limite Máximo de Resíduos
MAPA	Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
MS	Ministério da Saúde

Na	Sódio
NFI	<i>National Food Institute</i>
Ni	Níquel
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial de Saúde
P	Fósforo
PARA	Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos
Pb	Chumbo
PIB	Produto Interno Bruto
POF	Pesquisa de Orçamento Familiar
RDC	Resolução da Diretoria Colegiada
S	Enxofre
Se	Selênio
SisOrg	Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade Orgânica
Sn	Estanho
SVS	Secretaria de Vigilância Sanitária
Ti	Tálio
U	Urânio
USEPA	Proteção Ambiental dos Estados Unidos
V	Vanádio
Zn	Zinco

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	7
1 REFERENCIAL TEÓRICO	11
1.1 CONSUMO DE HORTALIÇAS	11
1.1.1 Alface Crespa (<i>Lactuca sativa</i> L.)	13
1.1.2 Cenoura (<i>Daucus carota</i> L.)	14
1.2 ALIMENTOS CONVENCIONAIS X ORGÂNICOS	16
1.2.1 Alimentos convencionais	20
1.2.2 Alimentos orgânicos	22
1.3 CONTAMINAÇÃO DE HORTALIÇAS POR METAIS TRAÇO	26
1.3.1 Efeitos dos metais traço na saúde humana.....	31
1.3.1.1 Cádmio	31
1.4 LEGISLAÇÃO REFERENTE À PRESENÇA DE CONTAMINANTES INORGÂNICOS EM HORTALIÇAS.....	33
1.5 TOXICIDADE DO CÁDMIO	36
1.5.1 Cádmio e Sistema Cardiovasculares	38
1.5.2 Cádmio e Lesões Renais	39
1.5.3 Cádmio e Sistema Reprodutor	40
1.5.4 Cádmio e Carcinogênese	41
1.6 AVALIAÇÃO DOS RISCOS DE CONSUMO DE METAIS TRAÇO	42
2 OBJETIVO (S)	48
2.1 OBJETIVO GERAL	48
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	48
3 METODOLOGIA	49
3.1 MATERIAIS	49
3.2 AMOSTRAS	49
3.3 PREPARO DAS AMOSTRAS	51
3.4 DIGESTÃO/EXTRAÇÃO	52
3.5 DETERMINAÇÃO DE METAIS TRAÇO.....	53
3.5.1 Análise Quantitativa	55
3.5.1.1 Programa de Temperatura	56
3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA	57

3.7 CONSUMO DE ALFACE CRESPA E CENOURA PELA POPULAÇÃO ESTUDADA	57
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	59
4.1 CONCENTRAÇÃO DE Cd EM ALFACE CRESPA E CENOURA	59
4.3 RESULTADO QUANTITATIVO DO CONSUMO DE ALFACE CRESPA E CENOURA	63
4.4 AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO DE Cd ATRAVÉS DO CONSUMO DE ALFACE CRESPA E CENOURA CONVENCIONAIS	68
4 CONCLUSÃO	73
REFERÊNCIAS	75

INTRODUÇÃO

O crescimento da população mundial tem aumentado as atividades antrópicas com fins de prover meios para sobrevivência. As áreas industriais e agrícolas crescem de forma proporcional ao número de habitantes de uma região, com o objetivo de suprir as necessidades geradas, como o fornecimento de alimentos. Entretanto, tal fornecimento deve estar associado a segurança alimentar, sendo esta uma preocupação para a saúde pública.

A cadeia alimentar é uma importante rota para a exposição humana à metais potencialmente tóxicos, visto que esses possuem grande capacidade de bioacumulação em plantas e uma meia-vida extensa. Os metais potencialmente tóxicos são compostos altamente indesejáveis até mesmo em concentrações traço, ou seja, em frações de massa na ordem de ppm ou inferiores, por induzirem efeitos adversos no organismo humano.

Diversas são as fontes de contaminação dos alimentos por metais, sendo a principal fonte proveniente da poluição ambiental, como o descarte irregular de lixo, poluição oriunda das atividades industriais e veiculares, irrigação com água contaminada.

No estudo de Men *et al.* (2019), foram coletadas 36 amostras de solo e poeira de asfalto de diferentes áreas de Pequim, após 7 dias de ausência de chuva na região. Verificou-se diferentes concentrações dos metais nos diferentes pontos de coleta. Os resultados permitiram esclarecer a relação entre poluição e concentração de metais em solo urbano. Os quatro fatores que influenciaram a concentração de metais segundo o estudo de Men *et al.* (2019) foram: combustão de combustíveis (33,64 %), emissão de poluentes (25,46 %), fabricação e uso de substâncias metálicas (22,63 %) e uso de agrotóxicos, fertilizantes e descarte de material hospitalar (18,26 %).

Paralelamente, a presença de metais potencialmente tóxicos nas formulações de agrotóxicos e fertilizantes empregados no cultivo de produtos agrícolas, entre eles o cádmio (Cd), cromo (Cr), tálio (Tl) e chumbo (Pb), pode ser um fator para o aumento da contaminação de seres humanos através da alimentação (BORGES *et al.*, 2015).

Os metais traço chegam até os alimentos através da deposição de material particulado com metal a ele associado, irrigação de hortifrúteis com água contaminada, plantio em solo contaminado, emprego de agrotóxicos e fertilizantes químicos durante o cultivo de alimentos, dentre outras.

No cultivo denominado de convencional, os agrotóxicos fazem parte das técnicas de cultivo. Os agrotóxicos podem conter níveis elevados de metais traços como Cd, o qual pode estar associado ao surgimento de desordens endócrinas e lesões renais correlacionadas com o consumo excessivo de agrotóxicos através da alimentação.

Existe uma grande oferta mundial de agrotóxicos, e muitos deles são comercializados no Brasil, sejam eles autorizados pelos órgãos competentes ou vendidos sem autorização, através de meios ilegais. Esses produtos, apesar de aumentar o potencial de produção do mercado nacional e internacional de diversos alimentos, podem trazer prejuízos para o organismo dos seres humanos. Dentre as possíveis causas para esses danos à saúde, está a presença de metais potencialmente tóxicos nesses produtos agrícolas.

Diante do incremento no uso de agrotóxicos na agricultura do Brasil, aliado a publicações que indicam os efeitos deletérios desses produtos à saúde e ao meio ambiente, houve um aumento do interesse dos consumidores a buscarem opções para tentar evitar o consumo de alimentos contaminados. Os produtos livres de substâncias nocivas à saúde, denominados produtos orgânicos, se tornaram cada vez mais valorizados pela população.

Segundo balanço realizado em 2017 pela Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA), esperava-se que até o ano de 2019, ocorresse um aumento de 17,8 % do número de adultos que consomem hortaliças¹. A procura por um estilo de vida mais saudável e a espera que práticas alimentares saudáveis aumentem a longevidade, tem elevado gradativamente o consumo de alimentos orgânicos no Brasil.

Os produtos orgânicos são caracterizados pela não utilização de agentes químicos durante seu cultivo. Logo, para ser comercializado como produto orgânico, o alimento deve ser produzido sem o emprego de agrotóxicos e fertilizantes químicos, como ocorre no cultivo de alimentos ditos convencionais, onde essas práticas agrícolas são empregadas.

Um importante instrumento da garantia da qualidade de um produto orgânico é a conformidade com os requisitos impostos pelas entidades certificadoras, recebendo após auditoria, o selo de produtor orgânico. Ainda assim, a legislação brasileira

¹ https://www.cnabrazil.org.br/assets/arquivos/hortalicas_balanco_2017.pdf

permite a comercialização em feiras livres de produtos sem o selo de certificação, onde a garantia de qualidade é transmitida apenas pelo relacionamento interpessoal entre cliente e produtor.

No Brasil, a IBD certificações² realiza as inspeções e posteriormente as certificações agropecuárias e alimentícias. Para que o agricultor receba a certificação, são coletadas amostra de: água, insumos, materiais relevantes usados no processo do cultivo e solo. O objetivo é garantir o atendimento aos parâmetros legais e normas quanto a presença ou ausência de produtos químicos proibidos ou restritos para a certificação.

Segundo Gomiero *et al.* (2018), devido ao emprego de fertilizantes fosfatados, os produtos cultivados de maneira convencional estão submetidos a uma fonte significativa de contaminação por Cd quando comparados aos produtos orgânicos. Vale ressaltar que alimentos orgânicos podem estar contaminados com metais potencialmente tóxicos, visto que a contaminação pode advir da deposição das partículas pelo ar, presença no solo, através da emissão industrial, água contaminada e/ou emissões veiculares (TOXICOLOGICAL PROFILE FOR CADMIUM, 2012).

Deste modo, faz-se necessária a avaliação da concentração de metais potencialmente tóxicos em hortaliças, como a alface e cenoura, que além de bastante consumidas no Brasil, apresentaram, segundo o Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA, 2016), elevada taxa de não conformidade quanto ao emprego de agrotóxicos.

Dentre os métodos analíticos para a determinação de metais em alimentos, a espectrometria de absorção atômica em forno de grafite (GFAAS, do inglês *Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry*) apresenta adequada sensibilidade para a determinação de metais potencialmente tóxicos a nível traço, como o Cd. Segundo Welz e Sperling (1999), a GFAAS é uma técnica espectroanalítica utilizada para determinações quantitativas de elementos baseada na absorção da radiação por átomos livres no estado gasoso. A GFAAS permite a determinação de vários elementos químicos em matrizes complexas, com concentrações limites na ordem de $\mu\text{g L}^{-1}$.

O presente trabalho avaliou os níveis de contaminação por Cd em amostras de alface crespa e cenoura cultivadas através do emprego de técnicas convencionais e

² empresa responsável por auditar e avaliar a conformidade para produtos orgânicos no Brasil

orgânicos com selo de certificação comercializados em mercados varejistas da região da Zona Norte do Rio de Janeiro – RJ, e avaliar o de risco da ingestão de metais através do consumo de alimentos.

Esta dissertação foi desenvolvida com o objetivo de avaliar a segurança dos alimentos consumidos pela população perante a contaminação de Cd, com a expectativa de despertar o interesse pelo tema incentivando outros estudos para a novas avaliações.

Tem-se a introdução, onde foi apresentada a problemática do assunto a ser desenvolvido neste trabalho. Após é apresentado o referencial teórico onde discorre-se sobre questões gerais relacionadas ao consumo de hortaliças pela população, a presença de metais traço nos alimentos e os efeitos sobre a saúde humana devido o consumo de alimentos contaminados com metais traço. Os resultados das concentrações encontradas e cálculos de toxicidade são apresentados e discutidos, e em seguida, tem-se as considerações finais do referido trabalho.

1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 CONSUMO DE HORTALIÇAS

De acordo com a Agência Nacional de Vigilância Alimentar (ANVISA, 2005), as hortaliças podem ser classificadas da seguinte forma: verdura (alface, chicória, agrião, rúcula); flor (brócolis, couve-flor); fruto (pepino, quiabo, tomate); legume (ervilha, vagem) e raízes, tubérculos e rizomas (batata-doce, beterraba, cenoura).

O consumo de hortaliças frescas aumentou consideravelmente, nos Estados Unidos, por exemplo, entre 1970 e 2005, o aumento foi de 19 % e foi projetado que tal consumo aumentará ainda mais até o final de 2020 (HADAYAT *et al.*, 2018). No Brasil, segundo estudo realizado pelo Ministério da Saúde no ano de 2009, a população brasileira apresentou um aumento do consumo de frutas, legumes e verduras. De acordo com a pesquisa, 18,6 % da população está consumindo cinco ou mais porções diárias de hortaliças e frutas, o que equivale aos 400 g dia⁻¹ recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS), cerca de 2,6 vezes mais do que pesquisas realizadas em anos anteriores a 2009³.

A Pesquisa de Orçamento Familiar (POF), realizada entre os anos de 2017 e 2018, identificou que os brasileiros estão reservando, em média, 3,6 % da sua renda mensal para aquisição de hortaliças. De acordo com o resultado da pesquisa, nota-se que, regiões com maior número de pessoas por família tendem a destinar uma menor porcentagem da renda para aquisição de legumes e verduras. A exemplo disso, na região Norte, que apresenta o maior número de pessoas por família (3,54), disponibiliza apenas 2,4 % da renda familiar para aquisição desses alimentos. Ao avaliar a região sudeste, nota-se que a população utiliza 3,9 % da sua renda para aquisição desses produtos. A região Centro-Oeste utiliza o maior percentual de consumo entre as regiões, com 4,2 % da renda familiar mensal⁴, como demonstrado na Tabela 1.

O aumento no consumo de hortaliças está relacionado a crescente conscientização do valor nutricional dos alimentos de origem vegetal, visto que são

³<http://www.saude.br/index.php/articles/artigos/doencas-cronicas-nao-transmissiveis/111-doencas-cronicas-nao-transmissiveis/236-aumenta-o-consumo-de-frutas-e-hortalicas-na-populacao-brasileira-contudo-a-mesma-permanece-sedentaria>

⁴ <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101670.pdf>

uma importante fonte de carboidratos, vitaminas, minerais e fibras. A adequada educação nutricional contribuí para a busca por uma dieta saudável e o consumo de vegetais é uma rota importante para a ingestão desses nutrientes essenciais. Frutas e legumes contam ainda com a presença de fitoquímicos e moléculas bioativas. Polifenóis, flavonóides, taninos e antocianinas, os quais conferem a esses alimentos um potencial de promoção da saúde. Estes compostos são capazes de desencadear e alterar positivamente reações metabólicas no organismo humano, modulando o mecanismo de detoxificação, por exemplo (PERVENN *et al.*, 2015).

Tabela 1 - Distribuição da despesa monetária e não monetária média mensal familiar com alimentação no domicílio, por Grandes Regiões, segundo grupo de legumes e verduras, com indicação do número e tamanho médio das famílias - período 2017-2018.

Grupo de produto, número e tamanho médio das famílias	Distribuição da despesa monetária e não monetária média mensal familiar com alimentação no domicílio (%)					
	Brasil	Grandes regiões				
		Norte	Nordeste	Sudeste	Sul	Centro-oeste
Legumes e Verduras	3,6	2,4	3,5	3,9	3,4	4,2
Número de famílias	69.017.704	5.015.651	17.874.197	30.127.752	10.645.721	5.354.383
Tamanho médio das famílias (pessoas)	3,00	3,54	3,16	2,90	2,78	2,96

Fonte - Adaptada do IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Trabalho e Rendimento, Pesquisa de Orçamentos Familiares 2017-2018.

Entretanto, apesar do grande valor nutricional destes gêneros alimentícios, dependendo da forma de cultivo, transporte e armazenamento, o consumo de alimentos contaminados com metais traço em concentrações superiores às determinadas por agências de controle, pode apresentar riscos para a saúde do consumidor, sendo de suma importância que sejam rastreados quanto a segurança dos mesmos. Logo, apesar de todos os benefícios nutricionais já conhecidos, o consumo de frutas e vegetais pode representar uma importante via de exposição

humana a metais traço (CORGUINHA *et al.*, 2015; DALA-PAULA *et al.*, 2018; HADAYAT *et al.*, 2018; SAWUT *et al.*, 2018).

Dados divulgados através do relatório de monitoramento efetuado entre 2013 – 2015, do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos – PARA⁵, onde foram analisados 25 alimentos de origem vegetal representativos da dieta da população brasileira, demonstrou um número considerável de alimentos com quantidades de agrotóxicos acima do permitido pela legislação, dentre esses alimentos estão a alface e a cenoura. Nos anos de 2017 e 2018, a ANVISA⁶ relatou que amostras de alface e cenoura apresentaram resíduos de agrotóxicos não permitidos para a cultura desses vegetais, trazendo assim, riscos para os consumidores (PARA, 2020).

1.1.1 Alface Crespa (*Lactuca sativa* L.)

O gênero *Lactuca* consiste em mais de 100 espécies diferentes de plantas, das quais 20 são consideradas pertencentes à família da alface, sendo uma das principais a espécie denominada *sativa* L. (VAN TREUREN *et al.*, 2012), mais conhecida no Brasil como alface crespa (Figura 1).

Figura 1 - Alface Crespa (*Lactuca sativa* L.)



Fonte: Embrapa, 2009.

⁵ <http://portal.anvisa.gov.br/documents/219201/2782895/Relat%C3%B3rio+PARA/a6975824-74d6-4b8e-acc3-bf6fdf03cad0?version=1.0>

⁶ <http://portal.anvisa.gov.br/programa-de-analise-de-registro-de-agrotoxicos-para>

De acordo com Coutinho *et al.* (2008), a alface é uma das hortaliças mais consumidas no mundo, sendo assim, causa grande impacto na economia de diversos países e na alimentação humana. De todas as hortaliças folhosas consumidas, a alface é a mais popular. Segundo a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2017), no ano de 2014, quase 1 milhão de hectares de alface foram colhidos, atingindo um total de quase 25 milhões de toneladas de alface.

Seu cultivo ocorre melhor em regiões com clima ameno, sendo ideal temperaturas abaixo de 22 °C, o que influencia positivamente a qualidade da hortaliça. Lima *et al.* (2018), avaliaram características referentes a qualidade do cultivo, como a altura, o peso, o número de folhas e o diâmetro do caule de alfaces cultivados em uma região do estado de Goiás - Brasil, aonde a temperatura média é de 23 °C. Os resultados encontrados indicaram que essas alfaces possuíam qualidade inferior as culturas cujo plantio ocorreram em temperaturas abaixo de 22 °C.

A alface possui um importante valor nutricional, sendo variável entre suas espécies. Treuren *et al.* (2018) avaliaram diversas espécies de alface, os resultados demonstraram variações em relação a composição dos ácidos fenólicos, compostos diretamente relacionados à qualidade da alface e aos benefícios à saúde humana. Foram avaliados o ácido cefálico dos fenilpropanóides, ácido clorogênico, ácido chicórico e o flavonóide quercetina-glicuronídeo.

Entretanto, por ser um alimento bastante consumido pela população mundial, a alface pode ser uma importante rota para a exposição humana a metais potencialmente tóxicos a nível traço através da alimentação. Li *et al.* (2015), determinou a concentração de Cd em diversos vegetais, sendo as maiores concentrações encontradas em folhas de alface. A maior concentração de Cd em alface se dá facilidade de locomoção do metal pela estrutura da planta, podendo acumular altas concentrações de Cd em suas folhas (ZORRIG *et al.*, 2019).

Segundo Zorrig *et al.* (2019), apesar da contaminação de alface por Cd ser um problema comprovado, ainda há poucas informações sobre a diferença no grau de translocação do Cd das diferentes espécies de alface.

1.1.2 Cenoura (*Daucus carota* L.)

A cenoura (*Daucus carota* L.) é uma das hortaliças mais consumidas no mundo. Membro da família *Apiaceae*, podem apresentar raiz com tonalidade roxa, vermelha,

branca ou amarela, sendo a última a mais difundida em todo ocidente (SIMON *et al.*, 2008). As raízes das cenouras se desenvolvem a partir dos hipocótilos, possuindo capacidade de armazenamento de carboidratos e apresentam formato sempre cônico. Sua flor possui formato de guarda-chuva e geralmente é encontrada na cor branca (Figura 2).

Figura 2 - Cenoura (*Daucus carota L.*) – Parte aérea



Fonte: Embrapa, 2009.

Classificada segundo a ANVISA (2005) no grupo das raízes, apresenta excelentes quantidades de α -caroteno e β -caroteno, nutrientes importantes para o funcionamento adequado da visão, por exemplo (SIMON *et al.* 2013). A raiz da cenoura apresenta ainda vitaminas e minerais, antioxidantes e fibra alimentar (ARSCOTT e TANUMIHARDJO, 2010) (Figura 3).

Figura 3 - Cenoura (*Daucus carota* L.)



Fonte: Embrapa, 2009.

De acordo com dados divulgados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) em 2015, a produção nacional de cenouras no ano de 2012 foi de 780,8 mil toneladas, cultivadas em uma área aproximada de 26,5 mil hectares. A nível mundial, seu cultivo apresenta grande impacto econômico. Segundo dados da FAO⁷, foram produzidos quase 43 milhões de hectares de cenouras no ano de 2017.

Gaweda, *et al.* (2012) avaliaram metais traços, entre eles o Cd, em amostras de cenoura produzidas em sistemas de cultivo convencional e orgânico. Os autores encontraram concentrações de cerca de 15-20 % menores no cultivo orgânico em relação as que eram produzidas convencionalmente.

1.2 ALIMENTOS CONVENCIONAIS X ORGÂNICOS

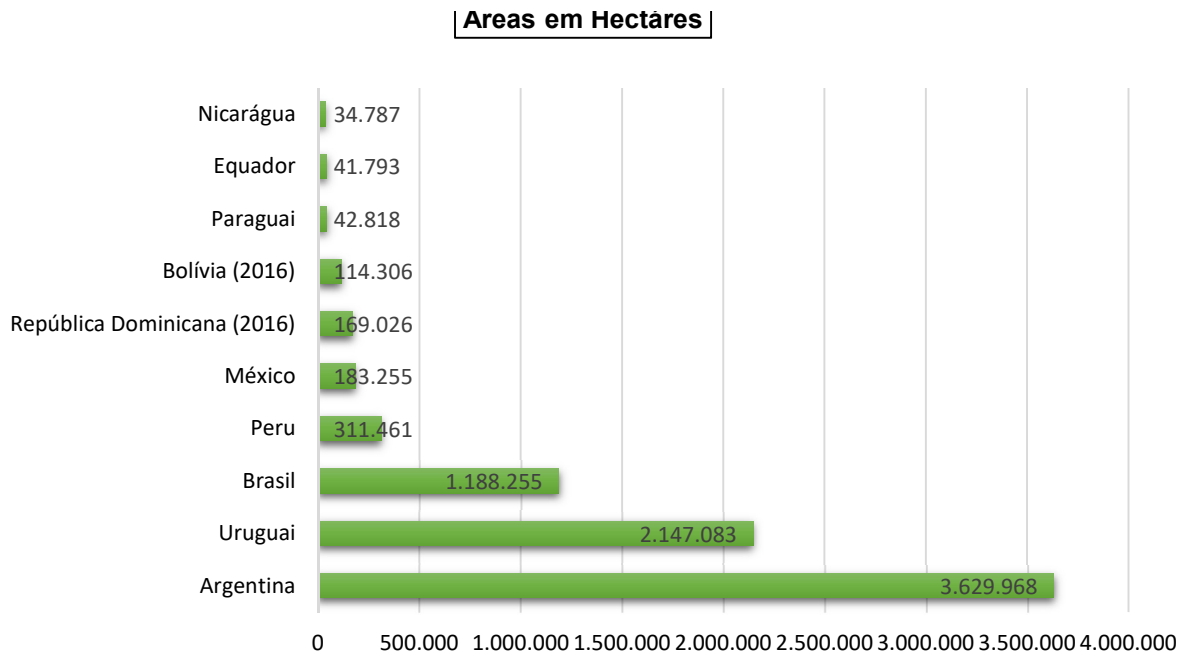
Em função da crescente preocupação da população com a segurança e a qualidade dos alimentos convencionais, em todo o mundo a atenção se voltou para os alimentos orgânicos.

A agricultura orgânica está sendo desenvolvida em 172 países, de acordo com a Federação Internacional de Movimentos Orgânicos. Em primeiro lugar no consumo de alimentos orgânicos, estão os Estados Unidos e tal mercado tende a crescer, pois tem atraído o interesse dos consumidores (GOMIERO, 2018; HADAYAT *et al.*, 2018).

⁷ <http://www.fao.org/faostat/en>

O último levantamento, realizado em 2018 e publicado em 2020, pelo Instituto de Pesquisa na área de Agricultura Orgânica (*Research Institute of Organic Agriculture – FiBL*), demonstrou que 11 % de toda produção de orgânicos no mundo encontra-se na América Latina, porém apenas 0,9 % da extensão desse continente é destinada a esse cultivo. Os principais países que realizam o emprego de técnicas orgânicas em detrimento das convencionais na América Latina, são: Argentina, que utiliza cerca de 3,6 milhões de hectares na produção de orgânicos, Uruguai, com 2,1 milhões de hectares, e Brasil, com uma produção em 1,9 milhões de hectares⁸, como demonstrado no Gráfico 1.

Gráfico 1 - Distribuição dos dez países com as maiores áreas orgânicas em 2018 – América Latina e o Caribe.



Fonte - Adaptado de Research Institute of Organic Agriculture – FiBL, 2018.

Apesar do Brasil representar a menor área de cultivo de alimentos orgânicos entre os três principais países, cabe ressaltar que, no ano de 2015⁹ o levantamento realizado pelo FiBL, demonstrou que o Brasil possuía apenas 0,7 hectares de terras destinados ao plantio de alimentos orgânicos. Portanto, nos últimos 5 anos o país apresentou um aumento de cerca de 2,7 maior que a área destinada ao plantio de orgânicos, o que demonstra o crescente interesse pelos consumidores.

⁸ <https://www.organic-world.net/yearbook/yearbook-2020/slide-presentations.html>

⁹ <https://www.organic-world.net/yearbook/yearbook2015.html>

De forma geral, os consumidores acreditam que os alimentos orgânicos são mais seguros e saudáveis que os convencionais. Na agricultura orgânica, proíbe-se o uso de fertilizantes sintéticos, pesticidas, insumos químicos, adotando princípios de agroecologia, utilizando estratégias de diversificação, como policulturas, biofertilizantes, cultivos de cobertura e implementação de sistema agroflorestal. Prevenindo a erosão, salinização e outras formas de degradação do solo. Logo, uma produção que age de maneira sustentável. Em contrapartida, a agricultura convencional usa fertilizantes químicos e agrotóxicos, obtendo maior produtividade na cultura (GOMIERO, 2018).

A qualidade nutricional de produtos orgânicos parece ser maior quando comparados aos cultivados por métodos convencionais. Além da redução de agrotóxicos, esses alimentos apresentam maiores quantidades de polifenóis e menores quantidades de metais traço, como o Cd (BARROSO *et al.*, 2017). Hattab *et al.* (2019), ao avaliarem a presença micronutrientes essenciais para o organismo humano, como ferro (Fe), magnésio (Mg), manganês (Mn), potássio (K), cálcio (Ca), sódio (Na), em alface, tomate e morangos, cultivados de maneira convencional e orgânica, verificaram que os vegetais cultivados de maneira sustentável apresentaram maiores concentrações de minerais como o ferro, cerca de 49,51 %, 41,66 % e 65,85 % em alface, tomate e morango orgânicos, respectivamente.

Ao avaliarem metais potencialmente tóxicos como, Cd, Cu, Zn e Ni, foi observado que concentrações de Cd e Ni, em alface orgânicas, apresentaram aumento de até 7,57 e 5,08 vezes, respectivamente, quando comparados ao cultivados de maneira convencional. Inesperadamente, em alface orgânica o valor encontrado de Cd foi de $0,47 \mu\text{g g}^{-1}$, superior aos limites máximos permitidos nas Diretrizes Padrão da OMS / FAO (2016) (HATTAB *et al.*, 2019).

Destaca-se que, poucos e recentes são os estudos verdadeiramente comparativos entre os alimentos convencionais e orgânicos (BRESSY *et al.*, 2013; GOMIERO, 2018; GONZALÉZ *et al.*, 2019; HURTADO-BARROSO *et al.*, 2017). Dados dúbios e questionáveis já foram obtidos nesta comparação, desta forma, ainda há controvérsias se os produtos orgânicos são mais seguros do ponto de vista de contaminação por metais traço que os produtos cultivados de forma convencional (KREJČOVÁ *et al.*, 2016).

Hadayat *et al.* (2018), determinaram as concentrações de metais essenciais (Co, Ni, Cu e Zn) e tóxicos (As, Cd, Pb, Cr e Ba) aos seres humanos em cinco vegetais

mais consumidos nos EUA, convencionais e orgânicos, a saber: batata, alface, tomate, cenoura e cebola. As concentrações médias nas hortaliças orgânicas foram de 7,86 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de As, 9,17 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de Cd, 12,1 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de Pb, 44,8 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de Cr e 410 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de Ba, enquanto nas hortaliças convencionais as concentrações médias foram de 7,29 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de As, 15,3 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de Cd, 17,9 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de Pb, 46,3 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de Cr e 423 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de Ba. Com exceção do As, a concentração média dos demais metais foram ligeiramente superiores nas cinco hortaliças convencionais quando comparados com as orgânicas. Já os metais essenciais, a concentração média nos alimentos orgânicos foram 1,54 e 1,17 vezes superiores ao encontrado nos produtos convencionais para Co e Ni, respectivamente e 0,91 e 0,93 inferiores para Cu e Zn, respectivamente. As maiores concentrações encontradas dos metais traço tóxicos seguiu a seguinte ordem: batata > cenoura > cebola > alface > tomate. Entretanto, todos os valores eram inferiores às concentrações permitidas pela OMS/FAO (2016).

Krejčová *et al.* (2016) avaliaram metais (Na, K, Ca, S, P, Mg, Al, B, Fe, Zn, Mn, As, Cd, Cr, Cu, Ni e Pb) e nitrato em amostras de cenoura cultivadas de forma convencional e orgânica. Neste estudo constataram que não houve diferença entre as duas formas de cultivo, bem como não foi diagnosticado nenhum dano potencial decorrente da contaminação.

Griffiths *et al.* (2012) investigaram metais traço (Cu, Mg, Fe, Na, Ca, K e Zn) em batatas cultivadas de forma orgânica e convencional. As batatas orgânicas apresentaram concentrações de Cu e Mg em peso seco significativamente mais elevadas (1,2 vezes), do que as batatas convencionais. Concentrações de Fe e Na foram significativamente mais baixas nas batatas orgânicas (0,73 e 0,77 vezes, respectivamente) e foram encontradas concentrações similares de Ca, K e Zn. Essas concentrações maiores em orgânicos pode estar relacionada com uma maior contaminação do solo onde cultivou-se as batatas.

Mansour *et al.* (2009) determinaram, entre outros poluentes, metais traço (Zn, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb, Cr, Ni e Co) em batatas cultivadas de forma orgânica e convencional. A contaminação por metais traço foi duas vezes maior nas batatas cultivadas convencionalmente. Ademais, Pb e Fe ultrapassaram o limite máximo permitido pela FAO OMS (2016).

Diante do exposto, a ocorrência de metais traço em alimentos, independentemente de sua origem orgânica ou convencional precisa ser monitorada.

1.2.1 Alimentos convencionais

Os alimentos ditos convencionais, são assim denominados devido ao manejo do seu cultivo, com emprego de agentes químicos, como agrotóxicos e fertilizantes. Nos países em desenvolvimento nota-se a extensa aplicação de agrotóxicos no cultivo de hortaliças e frutas para aumentar a produtividade (KUMARI e JOHN, 2019).

O cultivo de alimentos de forma convencional tem como objetivo a produção em massa, não havendo preocupação com a proteção ambiental e a qualidade nutricional desses alimentos (POSSENTI *et al.*, 2007).

De acordo com dados lançados pelo MAPA, em 2018, o agronegócio foi responsável por 21,6 % do Produto Interno Bruto (PIB) no ano de 2017, e segundo Alencar *et al.* (2013), a aplicação de agrotóxicos no Brasil é alta e realizada de forma incorreta, não respeitando o período de carência do produto.

Segundo a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, regulamentada pelo Decreto nº 4.074/2002, em seu artigo 2º, consideram-se agrotóxicos:

os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas... a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos.

Ficando proibido o registro de agrotóxicos, os quais o Brasil não possui métodos para desativação de seus componentes não haja antídoto ou tratamento eficaz em casos de intoxicação, que apresentem teratogenicidade, características carcinogênicas ou que provoquem distúrbios hormonais, danos ao aparelho reprodutor, e cujas características causem danos ao meio ambiente. Entretanto dados divulgados pelo PARA (2016), revelam a presença de agrotóxicos que não se enquadram na lei, logo, adquiridos e aplicados de maneira irregular nas culturas.

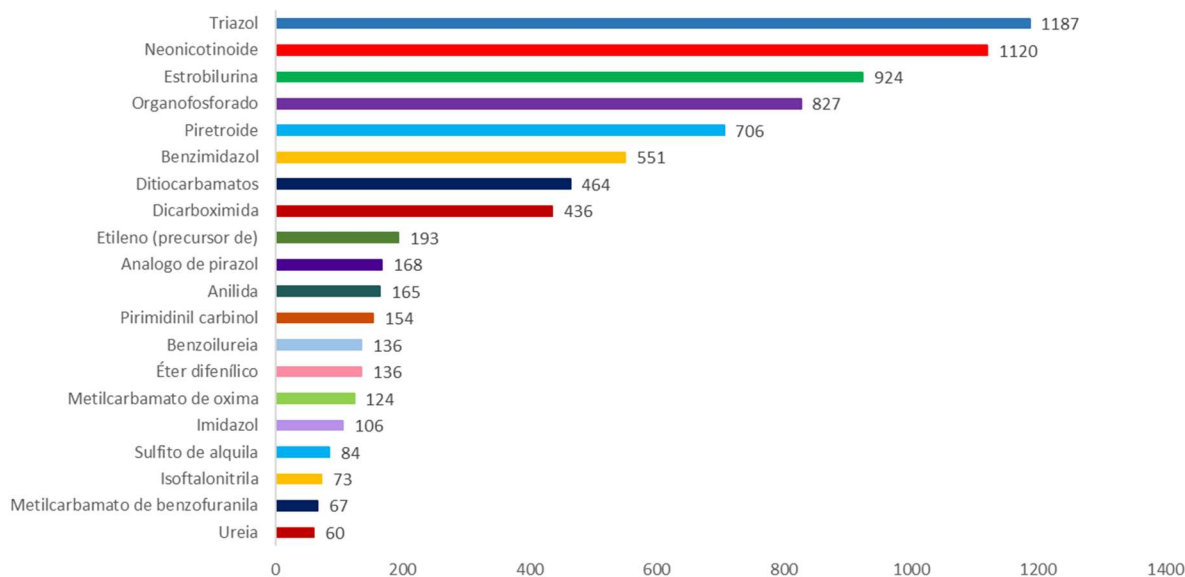
O relatório identificou 2.371 amostras insatisfatórias, de um total de 9.680 amostras, sendo que 362 destas amostras apresentaram concentração de resíduos acima do LMR. O LMR, expresso em miligrama de resíduo por quilograma de alimento (mg kg^{-1}), é a concentração máxima de resíduo de agrotóxicos aceita em determinado alimento no momento da compra pelo consumidor (PARA, 2016).

O PARA (2020), analisou concentrações de agrotóxicos em 14 alimentos, no período de 2017 a 2020, mais consumidos pelos brasileiros de acordo com a POF (2008/2009), entre eles abacaxi, alface, alho, arroz, batata-doce, beterraba, cenoura, chuchu, goiaba, laranja, manga, pimentão, tomate e uva, em 77 municípios brasileiros.

Do total de 3.544 amostras, 23 %, ou seja, 1072 amostras, apresentaram resultados insatisfatórios. Ou seja, a situação da amostra em relação aos parâmetros e ingredientes ativos pesquisados, apresentou pelo menos uma detecção irregular¹⁰.

Mohamed *et al.* (2019), avaliaram a presença de dois tipos de agrotóxicos da família dos organofosforados em tomates cultivados no Egito. Segundo os autores, apesar do fabricante dos fitoquímicos garantir a segurança da comercialização do alimento após 3 dias do emprego dos mesmos, análises revelaram valores acima do ideal após 6 dias de aplicação do produto. Portanto, os frutos só estariam seguros para os consumidores após 7 dias de aplicação dos agrotóxicos. No Brasil, segundo o PARA (2020), observou-se um número expressivo de detecções de organofosforados em alimentos, como representado no Gráfico 2. Onde 827 detecções de organofosforados foram realizadas, em um universo de 1.187 análises, isto é 69,7%.

Gráfico 2 - Distribuição de detecções regulares e irregulares, por grupo químico.



Fonte - Adaptado do PARA, 2020.

Cabe ressaltar, só no ano de 2019, segundo monitoramento da Organização Não Governamental (ONG) Campanha Permanente Contra os Agrotóxicos e Pela Vida, o Brasil bateu o recorde em licenciamento de produtos agrícolas como

¹⁰ <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/agrotoxicos/programa-de-analise-de-residuos-em-alimentos/arquivos/3770json-file-1>

agrotóxicos. Foram mais de 400 produtos liberados para aplicação na produção de alimentos, dos quais, mais de 20 possuem em sua formulação ingredientes não autorizados pela União Europeia (UE)¹¹.

1.2.2 Alimentos orgânicos

O termo agricultura orgânica foi usado pela primeira vez na década de 1940 para descrever o uso de materiais orgânicos para a fertilidade do solo e compreende uma visão holística do solo, colheitas, animais e sociedade (LOTTER, 2003). A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), define como agricultura orgânica uma produção holística que promove e melhora a saúde do agroecossistema, incluindo a biodiversidade, ciclos biológicos e atividade biológica do solo (FAO, 1999).

De acordo com Brantsæter *et al.* (2016), um dos principais motivos para o aumento da demanda é a percepção de que os alimentos orgânicos são mais ecologicamente corretos e mais saudáveis do que os alimentos produzidos convencionalmente. A agricultura orgânica, de acordo com a Federação Internacional de Movimentos de Agricultura Orgânica (*International Federation of Organic Agricultural Movements* - IFOAM), estabelece como princípios da agricultura orgânica a saúde, ecologia, justiça e cuidado.

A popularidade desses alimentos levou a necessidade do desenvolvimento de certificação e padrões orgânicos, com o intuito de assegurar a aquisição e consumo de alimentos verdadeiramente cultivados de maneira orgânica (BRANTSAETER *et al.* 2016). A IFOAM foi fundada em 1972, possui mais de 200 órgãos de certificação credenciados, os quais atuam em 170 países em todo o mundo (REGANOLD e WACHTER, 2016).

No Brasil, segundo a Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2013, que dispõe sobre agricultura orgânica, considera-se como produção orgânica no artigo 1º:

[...] aquele em que se adotam técnicas específicas, mediante a otimização do uso dos recursos naturais e socioeconômicos disponíveis e o respeito à integridade cultural das comunidades rurais, tendo por objetivo a sustentabilidade econômica e ecológica, a maximização dos benefícios sociais, a minimização da dependência de energia não-renovável, **empregando, sempre que possível, métodos culturais, biológicos e mecânicos, em contraposição ao uso de materiais sintéticos**, a eliminação do uso de organismos geneticamente modificados e radiações

¹¹ <https://contraosagrototoxicos.org/>

ionizantes, em qualquer fase do processo de produção, processamento, armazenamento, distribuição e comercialização, e a proteção do meio ambiente. (grifo do autor).

Sendo assim, o cultivo deve estar livre do emprego de contaminantes químicos intencionais. Para fins comerciais e de confiabilidade entre produtor e consumidor, em 27 de dezembro de 2007, o Decreto de nº 6.323 considerou a certificação desses alimentos através de organismos previamente credenciados junto ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. A empresa certificadora garante então a conformidade perante as normas vigentes no cultivo de orgânicos (BRASIL, 2007).

De acordo com a Instrução Normativa nº 18, de 20 de junho de 2014, do MAPA, os alimentos orgânicos receberão então em suas embalagens o selo único oficial do Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade Orgânica - SisOrg (BRASIL, 2014), conforme Figura 4. Ressalta-se que SisOrg, deverá ter um tamanho mínimo de 2,5 cm, estar na parte frontal do produto, e não poderá encobrir informações contidas no rótulo, estando vedada sua associação à marca e sua utilização na forma de etiqueta¹².

Figura 4 - Selo de certificação de produtos orgânicos.



Fonte: MAPA, 2014.

O ciclo de certificação ocorre anualmente, onde o agricultor é submetido à auditoria por empresa certificadora. Quando todos os requisitos são atendidos, o agricultor recebe então a renovação da certificação e a autorização para o comércio

¹² <https://www.organicsnet.com.br/tag/sisorg/>

de seus produtos. O produto então poderá receber o selo da Certificadora, representado na Figura 5, podendo utilizá-lo concomitantemente com o selo SISOrg. Portanto, a utilização do selo IBD Orgânico somente pode ser aplicado a produtos orgânicos certificados pela empresa (IBD, 2018).

Figura 5 - Selo de certificado de produtos orgânicos pela IBD.



Fonte: IBD, 2018.

De acordo com a empresa certificadora IBD, após a certificação, os produtos orgânicos devem conter a informação da qualidade orgânica no rótulo frontal do produto, utilizando-se os termos: Orgânico ou Produto Orgânico, os quais deverão, obrigatoriamente, apresentar mais de 95 % de ingredientes orgânicos. Produtos produzidos com 70 % a 95 % de ingredientes orgânicos, deverão ser classificados com "Produto com ingredientes orgânicos". No Brasil, o rótulo ainda poderá conter os termos, como complementação: ecológico, biodinâmico, da agricultura natural, regenerativo, biológico, agroecológico, permacultura e extrativismo sustentável orgânico¹³.

Vale ressaltar que, a legislação brasileira, Lei nº 10831/2003 e Decreto nº 6.323/2007, estabeleceu uma exceção para a obrigatoriedade de certificação dos produtos orgânicos oriundos da agricultura familiar. Contudo, esses produtores devem estar vinculados a organizações cadastradas no MAPA e devem garantir a rastreabilidade desses produtos. Os alimentos devem ser comercializados apenas através da venda direta, ou seja, entre o produtor e o consumidor, sendo a garantia da qualidade passada diretamente na forma de relacionamentos interpessoais.

¹³ <https://www.ibd.com.br/wp-content/uploads/2019/07/2.pdf>

Ficando restrita a comercialização desses produtos por terceiros, como em mercados varejistas.

Na Europa, a agricultura orgânica é chamada de produção biológica, a qual promove a proteção do meio ambiente, com o intuito de manter a biodiversidade do continente, além do mais, os produtos orgânicos, ou biológicos, devem construir a confiança dos consumidores. Os regulamentos de produtos orgânicos da União Europeia, regem as áreas da produção orgânica e são baseados em princípios-chave, entre eles está a limitação do uso de fertilizantes artificiais, herbicidas e pesticidas, utilizando para reduzir o impacto de ervas daninhas e pragas, técnicas que incentivam o controle natural de pragas¹⁴.

O selo orgânico Europeu (Figura 6), somente pode ser utilizado em produtos certificados de acordo com o Regulamento Europeu (CE) 834/2007 e 889/2008, ou seja, devem seguir as boas práticas de ambientais, preservando a biodiversidade e, conseqüentemente, a preservação ambiental. Quanto ao uso de agrotóxicos ou fertilizantes químicos, é proibido o emprego nessas culturas, assim como a utilização de antibióticos em animais.

¹⁴ https://ec.europa.eu/info/index_en

Figura 6 - Selo produto orgânico UE.



Fonte: European Commission, 2019¹⁵

1.3 CONTAMINAÇÃO DE HORTALIÇAS POR METAIS TRAÇO

Os metais traço são elementos químicos com potencial efeitos benéficos para as plantas e para o adequado crescimento do corpo humano, como Mn, Fe, Zn, cobalto (Co), Cu, molibdênio (Mo), níquel (Ni) e vanádio (V). Contudo, metais como o tálio (Tl), cromo (Cr), mercúrio (Hg), prata (Ag), Pb, urânio (U) e Cd apresentam características tóxicas para plantas e outros organismos (BOTHE, 2011).

Os metais traço não são biodegradáveis, têm meias-vidas biológicas longas, são persistentes nos ecossistemas e se bioacumulam em plantas e seres humanos não apresentando funções biológicas importantes para o funcionamento do organismo humano (NABULO *et al.*, 2011; ZHU *et al.*, 2011).

Desta forma, diversos estudos têm sido realizados para investigar e avaliar o risco para a saúde devido à contaminação das hortaliças por metais traço (HURTADO-BARROSO *et al.*, 2017; HADAYAT *et al.*, 2018; GONZALÉZ *et al.*, 2019; ARAÚJO *et al.*, 2019; AHMED *et al.*, 2019; EDOGBO *et al.*, 2020).

Estes se encontram entre os maiores contaminantes das hortaliças. Estudos têm sido realizados na Ásia (HU *et al.*, 2017; HOU *et al.*, 2018; SAWUT *et al.*, 2018;

¹⁵ https://ec.europa.eu/info/news/commission-takes-action-against-fraud-organic-products-2019-jun-21_en

AHMED *et al.*, 2019), Américas do Norte e Sul (CORGUINHA *et al.*, 2015; FRANÇA *et al.*, 2017; DALA-PAULA *et al.*, 2018; HADAYAT *et al.*, 2018; CORREIA *et al.*, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2019), na África (EDOGBO *et al.*, 2020) e na Europa (ANTONIADIS *et al.*, 2017; HURTADO-BARROSO *et al.*, 2017; DEFARGE *et al.*, 2018).

Um dos motivos da incidência de contaminação de hortaliças por metais potencialmente tóxicos se deve ao rápido desenvolvimento industrial e a urbanização levando a contaminação do solo, especialmente quando os níveis de poluição excedem a quantidade padrão, logo, as principais fontes de metais traço no meio ambiente são geogênicas e antrópicas (SAWET *et al.*, 2018). Em estudo realizado por Zheng *et al.* (2010) foi constatado que o solo do país tem sido extensivamente poluído por atividades humanas, incluindo industrial, mineração, irrigação com água contaminada e atividades agrícolas.

Wachirawongsakorn (2016 *apud* HADAYAT *et al.*, 2018) avaliou a concentração de metais em vegetais frescos de mercados da Tailândia. Foi constatado que as concentrações Pb e Cd de 80 % dos vegetais avaliados excederam a concentração máxima permitida pelo *National Food Institute*. Em Hong Kong, Hu *et al.* (2013), apresentaram que 26, 16 e 0,56 % das hortaliças avaliadas estavam contaminadas por Pb, Cd e Cr, respectivamente.

Apesar da maior concentração de Cd, por exemplo, estar presente em produtos alimentícios de origem animal, como rim e fígado de animais alimentados com ração contaminada, ou ainda, em crustáceos e moluscos, o consumo de hortaliças folhosas, tubérculos e grãos contaminados, é a principal rota de ingestão do metal em indivíduos não expostos ao tabaco. Isso ocorre devido o maior consumo desses alimentos pela população, quando comparado aos alimentos de origem animal.¹⁶ De acordo com Sarwar *et al.* (2010), o consumo de alimentos contaminados por Cd é responsável por 70 a 90 % da exposição ao metal. Outro fator de risco do Cd é devido a sua maior toxicidade em animais do que em vegetais, com isso, a planta é capaz de suportar maiores concentrações do metal sem que isso possa trazer prejuízos a sua estrutura, permitindo o consumo de hortaliças visualmente saudáveis, porém com altas concentrações do metal (YANG *et al.*, 2016).

Embora os metais traço serem encontrados naturalmente no solo, a contaminação das hortaliças com os mesmos pode ser devida: deposição sobre a

¹⁶ <https://www.who.int/ipcs/features/cadmium.pdf?ua>

superfície das hortaliças de material particulado com metal a ele associado oriundas da poluição causada pelas emissões industriais e veiculares (FRANÇA *et al.*, 2017; KIBBLEWHITE, 2018; GUPTA *et al.*, 2019); solo contaminado (YANG *et al.*, 2018); irrigação com água contaminada (ISLAM *et al.*, 2017; AHMED *et al.*, 2019), emprego de agrotóxico e/ou fertilizante durante o cultivo (WANG *et al.*, 2018, REBOREDO *et al.*, 2018; PARENTE *et al.*, 2018) dentre outras, associado ao fato destas hortaliças absorverem metais a partir do solo contaminado, via raiz ou absorção foliar, de acordo com o ambiente e a espécie (BAKKALI *et al.*, 2012).

Metais traços considerados tóxicos como o arsênio (As), Cd e Pb, assim como o Ni, metal essencial que pode gerar reações adversas, são considerados os principais metais poluentes do solo urbano (Li *et al.*, 2018). De acordo com estudo realizado por Wroniak e Rekas (2017), a poluição ambiental é a principal fonte de contaminação dos alimentos por metais traço. Segundo Kibblewhite (2018), em áreas urbanas e periurbanas principalmente, as rodovias, são meios potenciais de chegada de contaminantes ao solo. Segundo o estudo, ocorre a transferência de partículas de poeira através do ar, levando a deposição de grande massa de contaminantes no solo, ou ainda pelo escoamento da água após chuvas intensas, podendo a contaminação se estender até 50 metros de solo. Outros fatores que contribuem para o aumento das concentrações de metais traço nas hortaliças são: descarte irregular de lixo, corrosão, materiais de construção, usinas geradoras de carvão, mineração, operações metalúrgicas, irrigação com água contaminada, adição de lamas de depuração e o uso intensivo de fertilizantes e pesticidas à base de metais, tornando susceptível a indução de uma contaminação correspondente nas culturas, devido às suas interações e efeitos cumulativos (WANG *et al.*, 2018; EL KADI *et al.*, 2018; HADAYAT *et al.*, 2018; HANEBUTH *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2018; MAHMOUD-HAMED, M. S. E *et al.*, 2019; SAWET *et al.*, 2018). De acordo com o Boyd (2010), a concentração de metais em fertilizantes é variável e geralmente está presente, em ordem decrescente, em fertilizante fosfatado > fertilizante composto > fertilizantes com potássio > fertilizante nitrogenado (BOYD, 2010). Os fertilizantes fosfatados contêm, como contaminante natural, Cd iônico (BAIRD e CANN, 2011).

Culturas que se localizam em/ou perto de locais contaminados podem captar e acumular estes metais e exercer risco potencial quando consumidos por seres humanos e animais (GUPTA *et al.*, 2019).

O estudo de Machado *et al.* (2017), detectou a presença de metais traço como Cd, Pb, Cr e Zn na a água do rio Padro, localizado no estado de São Paulo – Brasil. Segundo o autor, a contaminação difusa desses metais está relacionada com a utilização de fertilizantes e agrotóxicos nas culturas de cana-de-açúcar próximas ao rio. Portanto, a agricultura parece ser um dos principais contribuintes para a poluição do trecho analisado.

Segundo Yadav *et al* (2018), as plantas podem acumular metais traço por duas vias distintas, a via de acúmulo ativo ou a inativo. Na acumulação ativa, metais e metalóides¹⁷ presentes no ar atmosférico se depositam nas folhas das plantas, já no acúmulo inativo, os metais chegam aos órgãos aéreos das plantas, como folhas, caules e brotos após serem absorvidos do solo através das raízes das plantas.

O mecanismo responsável pelo acúmulo de metal nas plantas tem sido investigado em termos de absorção, translocação e compartimentalização. As plantas acumuladoras de metais são estudadas para emprego na retirada de metais de solos contaminados (NAILA *et al.*, 2019). A concentração de metais traço podem ser diferentes nos órgãos de uma mesma planta, algumas espécies são capazes de acumular mais de um metal, cabe ressaltar que as concentrações podem variar de acordo com o plantio, visto que, diversos fatores podem interferir na absorção de metais, como por exemplo, a acidez do solo (DROZDOVA *et al*, 2017).

Destaca-se que, o uso intensivo de fertilizantes e pesticidas aumentou significativamente a contaminação por metais em solos agrícolas, com a justificativa da necessidade do aumento na produção agrícola a fim de atender à crescente demanda mundial (WANG *et al.*, 2018; MAHMOUD-HAMED *et al.*, 2019).

Defarge *et al.* (2018), após analisarem agrotóxicos provenientes dos EUA e UE, todos da classe dos organoclorados, os mais difundidos no mundo, verificaram a presença de metais na maioria das formulações. O Cd, Hg e alumínio (Al) apresentaram valores abaixo dos níveis detectáveis. Já o Cr, Ni, Co, Pb e As, apresentaram concentrações maiores que o permitido pela legislação dos países de origem.

¹⁷ Elemento que tem aparência física de um metal, mas se comporta quimicamente como um não metal.

Agências regulatórias de membros UE¹⁸ e dos EUA^{19 20}, adotam, como ponto limite para detecção de resíduos de agrotóxicos, valores abaixo de 0,01 mg kg⁻¹. Em relatório publicado pela ANVISA (2016), após a avaliação dos alimentos mais consumidos e com melhor disponibilidade no país, a saber: abacaxi, abobrinha, alface, arroz, banana, batata, beterraba, cebola, cenoura, couve, feijão, goiaba, laranja, maçã, mamão, mandioca (farinha), manga, milho (fubá), morango, pepino, pimentão, repolho, tomate, trigo (farinha) e uva, de diversas regiões do Brasil, constatou-se que amostras de alimentos apresentavam valores de agrotóxicos detectados em concentrações acima de 0,01 mg kg⁻¹, como demonstrado na Tabela 2.

Tabela 2 - Alimentos analisados quanto ao emprego de agrotóxicos.

Ano	Alimento	Total de amostras	Nº de agrotóxicos analisados	Nº de amostras com concentrações de agrotóxicos acima de 0,01 mg kg ⁻¹	Nº de amostras apresentaram agrotóxicos não permitidos para a cultura
2016	Alface	448	42	37	153
	Cenoura	518	36	0	184
2020	Alface	286	195	31	48
	Cenoura	353	153	3	139

Fonte - Adaptado de PARA, 2016 e 2020.

O PARA publicado em 2020, avaliou nos anos de 2017 e 2018, como demonstrado na Tabela 2, 286 amostras de alface, das quais, quase 11 % apresentaram resíduos de agrotóxicos acima do Limite Máximo de Resíduos (LMR). Segundo o relatório, quase 17 % das amostras de alface apresentaram agrotóxicos não permitidos para a cultura, entre eles estão acefato, clorfenapir e carbendazim, em maior evidência. Um número insignificante de amostra de cenoura apresentou concentrações de agrotóxicos acima do LMR, entretanto, 39 % das amostras apresentaram resíduos de agrotóxicos não permitido para a cultura, como por exemplo, clorpirifós, acefato e flutriafol.²¹

¹⁸ Regulamento (EC) N. 396/2005, Article 18.

¹⁹ U. S. Department of Agriculture (USDA) – Pesticide Data Program's (PDP) Annual Summary for Calendar Year 2017, Appendix K, pg. 1.

²⁰ U. S. Food & Drug – Pesticide Monitoring Program, Fiscal Year 2017 Pesticide Report.

²¹ <http://portal.anvisa.gov.br/programa-de-analise-de-registro-de-agrotoxicos-para>

A presença de metais traço nas formulações de agrotóxicos tem como possíveis contaminantes resíduos industriais, emprego de petróleo na fabricação ou ainda pela adição intencional com a intenção de melhorar a eficiência dos princípios ativos em nanopesticidas (KOOKANA *et al.*, 2014).

1.3.1 Efeitos dos metais traço na saúde humana

A OMS, estabeleceu, através dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)²², como meta para 2030, a redução da contaminação do solo por produtos químicos e, conseqüentemente, a diminuição do surgimento de doenças e, até mesmo, mortes causadas pelo consumo de alimentos cultivados em terrenos contaminados, entre os poluentes estão os metais traços. Segundo a USEPA, o As, Cr, Cd e Pb, são classificados como carcinogênicos humanos, sendo crianças e mulheres a população mais suscetível (GOMIERO, 2018; HADAYAT *et al.*, 2018).

A rota mais importante de entrada dos metais traço no ecossistema é a cadeia alimentar, através da qual estes se espalham e acumulam, podendo ser absorvidos pelos consumidores de hortaliças, causando sérios problemas a saúde humana (DUNCAN *et al.*, 2018; EL KADI *et al.*, 2018). A principal origem dos metais traço nas partes comestíveis das hortaliças se deve ao solo contaminado, Sawet *et al.* (2018) citam estudos realizados em alface, tomate e morango.

A exposição a metais traço tem um efeito crônico²³, que ao longo do tempo pode vir a originar o aparecimento de doenças. A absorção dos metais traço aumenta a ocorrência de alterações e doenças como o câncer (PERALTA-VIDEA *et al.*, 2009).

Segundo Dala-Pala *et al.* (2018), o consumo de metais traços pode acarretar atraso no crescimento físico e até a desenvolvimento de doenças causadas devido a mutações genéticas.

1.3.1.1 Cádmi

Segundo a OMS, o cádmio é um elemento metálico, raramente encontrado em estado puro, pertencente ao grupo 12 da tabela periódica, com número atômico 48, e

²² <https://nacoesunidas.org/pos2015/>

²³ contato com doses relativamente baixas, que não desencadeiam de imediato reações de toxicidade.

massa atômica relativa 112,4²⁴. A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) classifica o Cd como o terceiro contaminante ambiental de maior risco, atrás somente do Hb e Pb (JAMERS *et al.*, 2013).

O cádmio (Cd) é um mineral não essencial, amplamente presente no ar, água e no solo de forma natural, ou devido as atividades antropogênicas (PANAGOS *et al.*, 2013). Naturalmente encontrado em regiões com atividade vulcânica e erosiva²⁵. O Cd proveniente das atividades antropogênicas é geralmente oriundo da fabricação de produtos com a utilização do metal, emprego de fertilizantes químicos, podendo levar a contaminação do solo através do emprego de lodo de esgotos e escoamento de água de irrigação agrícola (XUE *et al.*, 2014).

De acordo com a Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (ATSDR), órgão federal americano de saúde e serviços humanos, as principais fontes de Cd incluem as operações de fundição de Cd, carvão, caldeira a óleo, incineradores de lodo proveniente de esgotos e utilização de fertilizantes fosfatados. Altas concentrações de Cd estão presentes nos fosforitos empregados na produção de fertilizantes contaminando o solo agrícola e, conseqüentemente, todos os níveis da cadeia alimentar²⁶.

O Cd em elevadas concentrações e/ou exposição por tempo prolongado, pode desencadear o surgimento de fraturas ósseas, disfunção renal e hipertensão (KAMAL *et al.*, 2016; SANCHEZ-SORIA *et al.*, 2014).

De acordo com Xu *et al.* (2016), o Cd pode causar diversos danos à saúde dos seres humanos devido a sua capacidade de acumular nos tecidos durante longos anos. Diversos estudos com base epidemiológica, correlacionaram maiores concentrações de Cd no sangue dos indivíduos pesquisados e, a prevalência aumentada de doenças coronarianas (BARREGARD *et al.*, 2016; MYONG *et al.*, 2014; TELLEZ-PLAZA *et al.*, 2012).

Estudo realizado com seres humanos e peixes-zebra, correlacionou a exposição a agrotóxicos e a metais traços, especificamente o Cd, como fatores ambientais com potencial obesogênico (GREEN *et al.*, 2017).

Segundo Huang *et al.* (2020), estima-se que ingestão de Cd ocorre principalmente através de alimentos cultivados no solo, cerca de 98 % do Cd ingerido,

²⁴ <https://www.who.int/ipcs/features/cadmium.pdf?ua>

²⁵ <https://www.who.int/ipcs/features/cadmium.pdf?ua>

²⁶ <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=48&tid=15>

somente 1 % seria proveniente de alimentos marinhos e 1% de cádmio através do consumo de água potável.

1.4 LEGISLAÇÃO REFERENTE À PRESENÇA DE CONTAMINANTES INORGÂNICOS EM HORTALIÇAS

Considera-se contaminantes de alimentos as substâncias químicas potencialmente danosas aos consumidores. Os contaminantes não são adicionados aos alimentos de forma intencional, mas sim durante o processo de produção, ou seja, durante o cultivo e pecuária, no processamento, através da migração das embalagens, durante o armazenamento, transporte, distribuição e consumo desses alimentos (CFDA, 2017).

No Brasil, a Resolução da Diretoria Colegiada – RDC nº 42 de 29 de agosto de 2013, da ANVISA, dispõe sobre o regulamento técnico Mercado do Comum do Sul (MERCOSUL) sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos nos Alimentos. A RDC nº 42 revoga os limites máximos de As, Cd, Pb, Estanho (Sn) e Hg da Portaria da Secretaria de Vigilância Sanitária (SVS) nº 685, de 27 de agosto de 1998, do Ministério da Saúde.

Para estabelecer o os Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos, a RDC considerou a necessidade de manter o conteúdo de contaminantes em níveis toxicológicos aceitáveis visando a segurança alimentar da população. Segundo a resolução, o limite máximo é aplicado aos alimentos na forma que serão consumidos, assim como após a higienização das frutas ou hortaliças, além de retirada da porção não comestível dos alimentos.²⁷ Os limites de Cd estabelecidos pela RDC nº 42, estão dispostos na Tabela 3, agrupados na ordem decrescente de concentração permitida.

Tabela 3 - Limites máximos de contaminantes inorgânicos – Cádmio estabelecidos pela Resolução da Diretoria Colegiada – RDC nº 42 de 29 de agosto de 2013, da ANVISA.

Limite máximo (mg kg ⁻¹)	Categorias
2,00	Molúscos bivalos
	Molúscos cefalópodos

²⁷ http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html

Limite máximo (mg kg ⁻¹)	Categorias
1,00	Rins de bovinos, ovinos, suínos, caprinos
0,50	Sal para consumo humano
	Queijos
	Fígado de bovinos, ovinos, suínos, caprinos e aves de curral
	Crustáceos
0,40	Chá, erva mate, e outros vegetais para infusão
	Arroz e seus derivados exceto óleo
0,30	Pasta de cacau
	Chocolates e produtos a base de cacau com mais de 40% de cacau de 40 % de cacau
0,20	Chocolates e produtos a base de cacau com menos de 40% de cacau
	Soja em grãos
	Trigo e seus derivados exceto óleo
	Hortaliças de folha (incluídas as Brassicas de folhas soltas) e ervas aromáticas frescas
	Cogumelos do gênero <i>Agaricus</i> , <i>Pleurotus</i> e <i>Lentinula</i> ou <i>Lentinus</i>
	Café solúvel em pó ou granulado
	Creme de leite
0,10	Mel
	Cereais e produtos de e a base de cereais, excluídos de trigo, arroz e seus produtos derivados de óleos
	Hortaliças leguminosas
	Legumes (sementes secas das leguminosas) exceto soja
	Raízes e tubérculos
	Hastes jovens e pecíolos
	Café torrado em grãos e pó
	Leite condensado e doce de leite
0,05	Sucos e néctares de frutas
	Hortaliças do gênero <i>Brassica</i> excluídas as de folhas soltas
	Hortaliças Frutos com folhas em bainha
	Hortaliças Frutos da família Cucurbitaceae
	Hortaliças de fruto, distintas da família Cucurbitaceae
	Cogumelos (exceto os do gênero <i>Agaricus</i> , <i>Pleurotus</i> e <i>Lentinula</i> ou <i>Lentinus</i>)
	Frutas frescas, excluídas as de bagos e pequenas
	Frutas frescas de bagos e pequenas

Limite máximo (mg kg ⁻¹)	Categorias
	Gelos comestíveis
	Sorvetes de leites ou creme
	Sorvetes a base de frutas
	Leite fluído e produtos lácteos sem adição, sem diluir nem concentrar
	Carnes de bovinos, ovinos, suínos, caprinos e aves de curral, derivados crus, congelados ou refrigerados, embutidos e empanados crus
	Peixes crus, congelados ou refrigerados
0,02	Bebidas analcoólicas (excluídos os sucos)
	Bebidas alcoólicas fermentadas e fermento-destiladas, exceto vinho
0,01	Vinho
	Sorvetes de água saborizados

Fonte - Adaptada de Agência Nacional de Vigilância Alimentar, 2013.

A alface crespa encontra-se no grupo denominado hortaliças de folha (incluídas as brássicas de folhas soltas) e ervas aromáticas frescas, já a cenoura encontra-se entre as raízes e tubérculos. Os limites de detecção de Cd estabelecidos pela RDC nº 42, são de 0,20 mg kg⁻¹ e 0,10 mg kg⁻¹ para alface e cenoura, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 4 - Limites máximos de Cd em alimentos (mg kg⁻¹dia) em diferentes países.

Categorias	Hortaliça estudada	Brasil	EUA	UE	China
Hortaliças de folha	Alface Crespa				
	(<i>Lactuca sativa</i> L.)	0,20	0,20	0,20	0,30
Raízes e tubérculos	Cenoura				
	(<i>Daucus carota</i> L.)	0,10	0,10	0,10	0,20

Fonte - Dados da pesquisa bibliográfica, 2020.

A agência governamental da China *Food and Drug Administration* (CFDA)²⁸, através do relatório GB 2762-2017, considera o termo limite, como o conteúdo máximo de contaminante em alimentos. A publicação estabeleceu limites para Pb, Cd, Hg, As, Sn, Ni, Cr, entre outros possíveis contaminantes. Quanto as concentrações de Cd, considera-se seguro segundo o CFDA, em vegetais folhosos até 0,3 mg kg⁻¹, e em tubérculos, a detecção de até 0,2 mg kg⁻¹ é permitida.

A UE, através do regulamento nº 1881/2006 de 19 dezembro 2006²⁹, que fixa os teores máximos de certos contaminantes presentes nos géneros alimentícios, como o de Cd, considerando seguro o limite de detecção em raízes e tubérculos a concentração de 0,10 mg kg⁻¹, e para vegetais de folha, assim como plantas aromáticas frescas, contração de 0,20 mg kg⁻¹.

Tsatsakis *et al.* (2016), apresentaram uma problemática quanto a avaliação da toxicidade crônica de produtos químicos. Segundo os autores, limites de aditivos, pesticidas e outros produtos químicos em alimentos, assim como os limites de exposição ocupacional a diferentes produtos químicos, não poderiam ser avaliados individualmente, visto que, a realidade da população mundial é a exposição a diversas fontes diferentes. Portanto doses próximas ou abaixo dos limites regulatórios poderiam mascarar um potencial risco à saúde para os seres humanos. Segundo Jardim e Caldas (2009), é importante salientar que os produtos químicos podem agir sinergicamente, o que poderia levar a efeitos de potencialização dos riscos e/ou inibição de mecanismos de proteção do organismo humano.

1.5 TOXICIDADE DO CÁDMIO

Os metais traço são importantes contaminantes de alimentos devido sua facilidade de bioacumulação, meia vida longa, de aproximadamente 10 a 30 anos, podendo variar com sexo, idade e nível de exposição, e pelo seu potencial tóxico mesmo quando consumidos em pequenas quantidades (SARAH *et al.*, 2019; AOSHIMA, 2016). De acordo com Young *et al.* (2019), a ingestão de Cd é a principal via de exposição ao metal para pessoas que não são fumantes. Entretanto, o tabaco apresenta elevada contaminação por Cd, proveniente do solo contaminado que foi cultivado e da água de irrigação (BAIRD e CANN, 2011). Indivíduos fumantes poderão

²⁸ <https://www.fas.usda.gov/data/china-china-releases-standard-maximum-levels-contaminants-food>

²⁹ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:02006R1881-20150521&from=EN>

ter uma exposição duas vezes maior, uma vez que o Cd se acumula facilmente nas plantas do tabaco sendo, através da fumaça do tabaco, ativamente absorvido pelos pulmões (ERIKSEN *et al.*, 2014).

Estudos apontam que o consumo de metais traço através da alimentação por longos períodos, pode favorecer o desenvolvimento de doenças neurológicas, cardiovasculares, lesões renais e interferir na potencialização do processo de carcinogênese (LUCCHINI *et al.*, 2019; SANDERSA *et al.*, 2019; VAROL *et al.*, 2017). Indivíduos expostos ao Cd, através do consumo de alimentos e/ou água contaminada, por longos períodos, poderão apresentar redução da mineralização óssea, levando ao aumento do risco de fraturas, lesões dos túbulos renais e lesão dos glomérulos, ou seja, das unidades funcionais dos rins³⁰.

De acordo com a diretriz de qualidade de água potável, publicada pela da OMS, o acúmulo de Cd no organismo ocorre, principalmente, nas células renais e nos hepatócitos³¹. Contudo, sabe-se que Cd apresenta afinidade com outros tecidos do corpo humano, tais como as células cerebrais, musculares e do sistema reprodutivo, podendo desencadear alterações na musculatura esquelética, trazer problemas respiratórios, cardíacos e, até mesmo, a infertilidade (SHARAFI *et al.*, 2019; MAHMOUD-HAMED *et al.*, 2019). Acredita-se ainda que a exposição ao Cd durante a gravidez, por sua capacidade de atravessar a barreira placentária, pode contribuir para a exposição precoce do feto ao metal e, até mesmo, ser um fator de risco para o desenvolvimento do câncer de mama, por exemplo (PARODI, *et al.*, 2017).

Segundo a ATSDR, o Cd encontra-se em sétimo lugar na lista de substâncias tóxicas capazes de desenvolver doenças sem seres humanos³². Estudos relatam que o Cd pode afetar os mecanismos de proliferação e diferenciação celular, assim como mecanismo de apoptose, ou seja, de morte programada da célula, o que pode desencadear a formação de células defeituosas (RANI *et al.*, 2014). Acredita-se que o Cd se liga as mitocôndrias, interferindo na geração de energia da célula, além de exacerbar a produção de radicais livres devido a inibição das enzimas antioxidantes, como por exemplo, a superóxido dismutase (FILIPIC, 2012).

Devido à complexidade dos diversos processos biológicos que a exposição ao Cd leva ao corpo humano, seu mecanismo de toxicidade ainda não foi totalmente

³⁰ <https://www.atsdr.cdc.gov/toxguides/toxguide-5.pdf>

³¹ https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf

³² <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=48&tid=15>

esclarecido. As principais causas possíveis seriam a indução de apoptose e autofagia, e ainda, a geração excessiva de radicais livres nas mitocôndrias (TOKUMOTO *et al.*, 2019).

Visto a grande preocupação dos efeitos nocivos da exposição de Cd através do consumo de alimentos contaminados, a OMS recomenda, com o intuito de mitigar esses riscos, reduzir a utilização de fertilizantes fosfatados contendo Cd em sua formulação, através da conscientização dos trabalhadores agrícolas³³.

1.5.1 Cádmio e Sistema Cardiovasculares

A intoxicação por Cd apresenta-se como um fator etiológico para o desenvolvimento de Doenças Cardiovasculares (DCV). Os mecanismos que o Cd pode atuar para o desencadeamento das DCV, apesar de bem estudados, ainda não estão totalmente esclarecidos. Sugere-se que a exposição ao metal, possa interferir nas reações celulares, na homeostase e nos mecanismos de reparo das células, como por exemplo, no aumento da produção de radicais livres e apoptose (CHEN *et al.*, 2015).

Segundo Tinkov *et al.* (2018), a intoxicação crônica por Cd, devido sua capacidade de alterar o metabolismo sistêmico, pode ser um fator de risco para desenvolvimento de doenças associadas a obesidade, dentre elas, as diversas doenças que envolvem o aparelho cardiovascular. Apesar dessa associação ainda não estar bem estabelecida, devido à falta de estudos epidemiológicos mais abrangentes, acredita-se que o Cd pode substituir metais essenciais para funções biológicas, interferindo nas funções metabólicas.

Chen *et al.* (2015) demonstram que a exposição ao Cd induziu estresse do retículo endoplasmático e, interferiu negativamente na homeostase energética das células do músculo cardíaco. Além do mais, a toxicidade do Cd parece inibir a via metabólica da Proteína Quinase B, proteína com função enzimática importante para produção energética, interrompendo o metabolismo da glicose ou inibindo a atividade mitocondrial. O que pode explicar as alterações cardíacas correlacionadas a exposição ao metal, como por exemplo, a redução da tensão contrátil do músculo

³³ <https://www.who.int/ipcs/features/cadmium.pdf?ua>

cardíaco, alterações na frequência cardíaca, na taxa de fluxo coronariano e condutividade do atrioventricular.

1.5.2 Cádmio e Lesões Renais

A exposição crônica ao Cd pode ocorrer por diversas fontes, como por exemplo, o consumo de água contaminada, alimentos com presença do metal e o uso de cigarros (AOSHIMA, 2016; YOUNG, 2019). Estudos sugerem o Cd pode induzir nefrotoxicidade, levando a danos especialmente as células tubulares proximais dos rins, onde se acumula ao longo dos anos, causando uma diminuição na taxa de filtração glomerular e, conseqüentemente, insuficiência renal (SONG, 2017).

Na exposição aguda ao metal, proveniente da exposição ocupacional, por exemplo, poderá ocorrer o surgimento da doença denominada *itai-itai* ou, ainda denominada, como dói-dói, cuja os principais sintomas são a desordem renal e óssea (AOSHIMA, 2016).

Segundo Baba *et al.* (2014), a *itai-itai* foi observada pela primeira vez em mulheres, no período pós-menopausa, e foi marcada pela presença de um quadro de tubulopatia, ou seja, um distúrbio tubular renal, acompanhado de osteomalácia. Na doença, os íons de cálcio dos ossos são substituídos pelo Cd, tornando os ossos porosos e frágeis (BAIRD e CANN, 2011).

A exposição crônica ao Cd está associada ao aumento de biomarcadores sanguíneos característicos de lesões renais (ZHENG *et al.*, 2017). O metal é eliminado do organismo humano através de um complexo formado com as metalotioneína, entretanto, esse sistema de eliminação é saturável, e a partir desse ponto é armazenado no fígado e nos rins, podendo ali permanecer por décadas (BAIRD e CANN, 2011).

Sandersa *et al.* (2019), avaliaram níveis de metais considerados nefrotóxicos (As, Cd, Pb e Hg) na urina e no sangue de aproximadamente 3 mil adolescentes entre 12 a 19 anos de idade. Os resultados obtidos foram correlacionados com parâmetros usados para determinação da função renal, como a taxa de filtração glomerular, pressão arterial, ácido úrico sérico, excreção de albumina e nitrogênio no sangue.

O estudo sugere que a exposição desses adolescentes ao As, Cd, Pb e Hg levou a hiperfiltração glomerular, ou seja, houve aumento da taxa de filtração

glomerular, o que a longo prazo pode levar a danos renais e, posteriormente, a prejuízos na função renal (SANDERSA *et al.*, 2019).

Zheng *et al.* (2017) ao avaliarem 50 estudos relacionados a metais traços e danos renais, concluíram que 6 estudos apresentaram correlação positiva entre Cd e marcadores de função renal. Sendo assim, a exposição a metais traço, como Cd, seria um fator de risco modificável para desenvolvimento de doença renal crônica.

Yamanobe *et al.* (2015), avaliaram o acúmulo de Cd nos rins, fígado e glândula tireóide de camundongos fêmeas e machos, após a administração de 126 µg Cd dia⁻¹, por 11 semanas. Os resultados demonstram maior tendência ao acúmulo de Cd nos rins e glândula tireóide em camundongos fêmeas quando comparado aos machos, o que sugere que o acúmulo de Cd pode ser regulado por hormônios sexuais, como estrogênio, progesterona e testosterona. As concentrações nos tecidos hepáticos não foram estatisticamente diferentes entre os sexos. De maneira geral, o estudo identificou, corroborando com achados científicos anteriores, que os rins são órgãos primários de acúmulo de Cd na exposição crônica ao metal.

Young *et al.* (2019), após analisarem tecidos renais, hepáticos e cardíacos de camundongos fêmeas e machos expostos a água contaminada com Cd, por um período de 10 a 24 semanas, verificaram maior acúmulo do metal nos rins, seguido pelo fígado e, em menor concentração, no coração. A concentração média de Cd encontrada nos rins foi 3 vezes maior que a dos hepatócitos, e 10 vezes maior do que nas células cardíacas. O estudo identificou ainda que, camundongos que receberam concomitantemente à água contaminada, uma dieta rica em lipídeos, tiveram uma tendência a acumular até duas vezes mais Cd nesses tecidos, quando comparados aos que receberam uma dieta com baixo teor de gordura.

1.5.3 Cádmio e Sistema Reprodutor

A intoxicação de Cd tem sido, nos últimos anos, correlacionada com o aumento da infertilidade masculina (LUEVANO; DAMODARAN, 2014). Segundo Medina *et al.* (2017), o crescente aumento da infertilidade na população masculina pode estar associado aos elevados níveis de poluição ambiental e, conseqüentemente, da exposição do homem a agentes tóxicos como, por exemplo, o Cd.

O estudo de Ren *et al.* (2019), teve como objetivo investigar os mecanismos de toxicidade do Cd no sistema reprodutor masculino de camundongos. Foi administrada

solução intragástrica contendo diferentes concentrações de Cd, por 8 semanas em uma população de 24 ratos machos. Após a intervenção, avaliou-se os níveis de hormônios andrógenos do soro dos animais, além da avaliação patológica dos tecidos testiculares. Os resultados demonstraram que o grau de disfunção testicular foi proporcional a concentração de Cd que os ratos foram expostos, apresentando maior redução das concentrações de hormônios andrógenos nos grupos que sofreram maior exposição ao metal. Esses resultados sugerem que o organismo, através de mecanismos compensatórios, consegue manter a homeostase, até certo ponto, de hormônios andrógenos na exposição leve e moderada ao Cd.

Entre os mecanismos propostos para exemplificar a ação do Cd na infertilidade, está a característica do metal em formar complexos com proteínas importantes para atividades enzimáticas, suprimindo ou inativando suas funções biológicas (LUEVANO; DAMODARAN, 2014).

1.5.4 Cádmio e Carcinogênese

O surgimento do câncer se dá quando há, por diversos fatores, mutações nos genes encontrados no núcleo das células. Entre os mecanismos propostos para desenvolvimento do processo da carcinogênese pela exposição ao Cd estão o aumento do estresse oxidativo, o dano as moléculas de DNA, alteração dos processos de reparo das moléculas danificadas contendo material genético e, o aumento do mecanismo de proliferação de células cancerígenas ou supressão de apoptose celular (JOSEPH, 2009).

A Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (IARC) classificou o Cd como um carcinógeno humano, e algumas evidências epidemiológicas mostraram que o cádmio pode aumentar o risco de câncer no pulmão, endométrio, bexiga, próstata e mama (HUFF, 2007).

Parodi *et al.* (2017) avaliaram a exposição intrauterina de fetos ao Cd. Os resultados mostraram forte associação entre o metal e o aumento da população de células que formam a glândula mamária e, maior expressão genes que influenciam na sensibilidade dessas células aos hormônios ovarianos, o que contribui para o maior risco de desenvolvimento do câncer de mama. O Cd, por exercer atividades estrogênicas, é chamado de metaloestrogênio, podendo atuar na proliferação de células mutantes na mama, na ativação e aumento da expressão de genes regulados

por estrogênio e, ativação do receptor de estrogênio. O Cd, demonstrou ainda, induzir os níveis de receptor de progesterona nas células de câncer de mama, sendo a indução bloqueada pelo anti-estrogênio.

Essa combinação de atividades carcinogênicas e estrogênicas faz do cádmio um contaminante particularmente preocupante para cânceres dependentes de hormônios. Entretanto, o estudo de Eriksen *et al.* (2014), que teve como objetivo investigar a associação entre ingestão de Cd através da alimentação e risco de desenvolvimento do câncer de mama, endometrial e ovariano em mulheres na pós-menopausa que residiam na Dinamarca. Tal estudo não indicou que a ingestão de Cd possa estar associada aos cânceres mencionados naquelas mulheres.

Sherief *et al.* (2015), através de um estudo transversal de caso-controle realizado com 350 pacientes pediátricos portadores de câncer com idade entre 3 e 14 anos, que realizavam tratamento da doença no Hospital Pediátrico do Egito durante o período de janeiro de 2011 a maio de 2014, quantificou Cd sérico, Cd urinário e níveis de Cd em cabelos e unhas desses pacientes. Os resultados demonstraram associação positiva entre níveis de Cd significativamente maiores (soro, urina, cabelo e unhas) em pacientes pediátricos portadores de algum tipo de câncer em relação ao grupo controle.

Helmfrid *et al.* (2019) avaliaram a ocorrência de câncer de indivíduos que residiram, em algum momento, entre os anos de 1979 a 2004, em um raio de 2 km de indústrias que produziam copos de cristal e artigos decorativos de vidros coloridos, em uma região da Suécia, a qual apresentava altas concentrações no solo de As, Pb e Cd, devido às atividades industriais mencionadas. Entretanto, o estudo não identificou maior incidência de câncer em indivíduos residentes da região com os demais.

1.6 AVALIAÇÃO DOS RISCOS DE CONSUMO DE METAIS TRAÇO

Os metais traço como Cd, Pb, As, Cr e Zn podem estar presentes em formulações de agrotóxicos e fertilizantes fosfatados, o que representa um potencial risco à saúde devido o crescente aumento do emprego desses produtos na produção de alimentos. A facilidade de acúmulo de grandes concentrações de Cd em vegetais, sem que isso prejudique o crescimento do vegetal, torna-se o motivo de grande preocupação quanto à saúde do consumidor (GUPTA *et al.*, 2019).

O solo agrícola de diversas áreas do mundo apresenta contaminação, mesmo que em baixo grau, de Cd. A exposição crônica ao Cd a partir do consumo de alimentos contaminados pode ser um risco relevante para saúde humana em muitas regiões (AKESSON *et al.*, 2014; SATARUG *et al.*, 2010). Segundo Jardim e Caldas (2009), considera-se exposição crônica a ingestão de pequenas concentrações de uma determinada substância tóxica durante um longo período. Os efeitos adversos à saúde são determinados pela via de exposição, podendo acontecer através da inalação ou oral, pela dose de Cd que o indivíduo foi exposto, ou seja, o quanto de metal será ingerido, e a duração dessa exposição, logo, o tempo que o organismo estará em contato com o contaminante³⁴.

Estabelecer limites aceitáveis de metais em alimentos é uma ferramenta importante para a garantia da segurança alimentar de uma população, regulando a produção de alimentos e assegurando a saúde pública (LIU *et al.*, 2018). Diversos índices podem ser utilizados para avaliar a ingestão e efeitos nocivos da exposição crônica à metais traço. A USEPA³⁵ orienta, através de relatórios, os modelos de avaliações de risco para seres humanos (USEPA, 2011).

De acordo com o relatório da 73^o reunião do Comitê Conjunto de especialistas em aditivos alimentares da FAO/OMS, a Ingestão Mensal Tolerável Provisória (*Provisional Tolerable Monthly Intake* – PTMI) representa a quantidade da substância presente no alimento que pode ser ingerida diariamente ao longo da vida sem que ocorra efeitos adversos à saúde³⁶. Nesse caso, o termo tolerável significa permissibilidade, não a aceitabilidade para a ingestão de contaminantes, cuja associação com os alimentos não pode ser evitada ou totalmente controlada.

O PTMI para Cd é de 25 µg kg⁻¹ peso corporal / mês. Para o estabelecimento do referido valor, o Comitê levou em consideração a concentração de Cd nos rins, capaz de gerar o aumento das taxas de microglobulina urinária, usado como marcador de lesão renal.³⁷

Segundo o *Codex Alimentarius* da OMS (WHO,2016) e USEPA, a exposição diária a metais, pode ser avaliada através da utilização dos valores concentração de metais no vegetal, consumo diário do vegetal e o peso corporal médio da população.

³⁴ <https://www.atsdr.cdc.gov/toxguides/toxguide-5.pdf>

³⁵ <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.Cfm?Deid=236252#download>.

³⁶ <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=1376>

³⁷ <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=1376>

Para estimar o risco a saúde através da exposição a metais, diversos estudos utilizaram as seguintes equações: ingestão diária de metais (Daily Dietary Intake of metals – DDI) ou ingestão estimada diária de metais (*Estimated Daily Intake* - EDI), índice de risco (*Hazard Index* – HI), quociente de risco alvo (*Target hazard quotients* – THQ) e o risco de câncer (*Target Cancer Risk* - TCR) (GUPTA *et al.*, 2019; GUO *et al.*, 2019; GEBEYEHU e BAYISSA, 2020; LIANG *et al.*, 2019; ALAM *et al.*, 2018; VAROL *et al.*, 2017; ANTONIE *et al.*, 2017).

A exposição a metais traço por meio do consumo de vegetais é estimada através da EDI, com base na concentração média de metal encontrada nos vegetais e a taxa de consumo desses alimentos (GUO *et al.*, 2019; GEBEYEHU e BAYISSA, 2020; SULTANA *et al.*, 2017). No estudo de Gebeyehu e Bayissa (2020), utilizou-se a equação a seguinte equação:

$$EDI = \frac{E_f \times E_D \times F_{IR} \times C_M \times C_F}{B_W \times T_A} \times 0,001$$

Onde, E_f é a frequência da exposição (dias no ano), E_D é o tempo de exposição (idade média da população estudada em anos), F_{IR} é o consumo de médio do vegetal por dia (g / pessoa / dia), C_M é a concentração do metal (mg kg^{-1}), C_F é o fator de conversão de concentração para peso de vegetais frescos em peso seco (0,085), RfD é a dose oral de referência, B_W é o peso médio do adulto na população estudada e T_A é o tempo médio de exposição para não carcinogênicos ($365 \text{ dias/ano} \times E_D$) e 0.001 fator de conversão de unidade.

O THQ, também descrito pela USEPA, avalia a o risco não carcinogênico do consumo de vegetais através dos valores de EDI e a RfD, como descrito na Tabela 5. A RfD caracteriza-se pela quantidade máxima aceita para consumo de metais por kg de peso corporal, dentro dos valores de segurança. De acordo com Antonie *et al* (2017), RfD é determinado por diferentes organizações.

O Sistema Integrado de Informação de Risco (*Integrated Risk Information System* – IRIS) pertencente a USEPA³⁸, definiu a RfD, expressa em mg / kg / dia , através de estimativa de que, a exposição diária a determinado metal nas quantidades definidas, não apresenta risco considerável ao organismo humano. Para Cd, definiu-

³⁸ https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0141_summary.pdf

se o RfD correlacionando exposição ao metal *versus* surgimento de albuminúria, caracterizada pela perda de albumina na urina devido a lesões renais. Segundo a *Integrated Risk Information System* (ITERA, 2013), o valor de RfD para Cd é de 0,01 mg / kg de peso corporal / dia.

Na avaliação de risco não carcinogênico do consumo de vegetais, resultados de THQ < 1, considera-se que efeitos não cancerígenos para a saúde não são importantes. Entretanto, valores de THQ > 1, há a possibilidade de que efeitos adversos à saúde possam ocorrer a longo prazo (GUPTA *et al.*, 2019; GUO *et al.*, 2019; GEBEYEHU e BAYISSA, 2020; LIANG *et al.*, 2019; ALAM *et al.*, 2018; VAROL *et al.*, 2017; ANTONIE *et al.*, 2017).

Gebeyehu e Bayissa (2020) avaliaram o potencial risco não carcinogênico através do consumo de vegetais possivelmente contaminados com As, Pb, Cd, Cr e Hg, produzidos e consumidos pela população da área de Mojo na Etiópia, utilizando o THQ, conforme descrito abaixo.

$$THQ = \frac{EDI}{RfD}$$

Onde, EDI é a ingestão diária estimada (mg / dia / kg de peso corporal) e RfD é a dose oral de referência (mg / kg / dia).

Os autores identificaram que, apesar da EDI proveniente do consumo de hortaliças estar abaixo da ingestão diária máxima tolerável, o THQ encontrado para As e Hg, foi maior que 1 quando avaliado o consumo de tomate. E, para As, Hg e Co, ao avaliar o THQ proveniente do consumo de repolho, sugerindo assim risco significativo para a saúde do consumidor (GEBEYEHU; BAYISSA, 2020). Esses resultados corroboram com o estudo de Hernández *et al.* (2013), o qual sugere que estimar o risco à saúde considerando um único elemento químico pode subestimar significativamente os riscos, visto que, ocorrem exposições simultâneas a várias substâncias.

O HI representa o risco enfrentado diante da exposição crônica, através do consumo de alimentos contaminados, por mais de um metal. Portanto, o consumo de um determinado alimento pode resultar na exposição simultânea a vários elementos potencialmente tóxicos. Assume-se que se o HI for maior que 1, há potencial para efeitos adversos não cancerígenos à saúde (GUPTA *et al.*, 2019; GUO *et al.*, 2019; GEBEYEHU e BAYISSA, 2020; LIANG *et al.*, 2019; ALAM *et al.*, 2018; VAROL *et al.*,

2017; ANTONIE *et al.*, 2017). Portanto, a equação para HI é representada pela soma do THQ dos diferentes metais, considerando a RfD, como descrito abaixo.

$$HI = \sum_{n=1}^i THQ_n; i = 1, 2, 3, \dots, n$$

Onde HI é a soma de vários perigos de metais. Se o valor HI se tornou <1,0, não há impacto aparente na saúde devido aos metais considerados. No entanto, um valor HI de > 1,0 indica potencial implicação de impacto na saúde.

É importante salientar que mesmo apresentando THQs inferiores ao padrão aceitável, o efeito cumulativo do consumo pode resultar em efeitos adversos a saúde do consumidor (GEBEYEHU; BAYISSA, 2020).

Tabela 5 - Avaliação de risco da ingestão de metais através do consumo de alimentos.

<i>Índice</i>	<i>Avaliação</i>	<i>Aplicação</i>	<i>Referência</i>
<i>Ingestão Mensal Tolerável Provisória (Provisional Tolerable Monthly Intake – PTMI)</i>	PTWI Cd = 25 µg kg ⁻¹ / peso corporal / mês.	Representa a quantidade da substância presente no alimento que pode ser ingerida diariamente ao longo da vida sem que ocorra efeitos adversos à saúde.	FAO/OMS
<i>Ingestão estimada Diária de Metais (Estimated Daily Intake - EDI)</i>	$EDI = \frac{E_f \times E_D \times F_{IR} \times C_M \times C_F}{B_W \times T_A} \times 0.001$	A exposição a metais traço por meio do consumo de vegetais é estimada através da EDI.	Gupta <i>et al.</i> , 2019; Guo <i>et al.</i> , 2019; Gebeyehu e Bayissa, 2020; Liang <i>et al.</i> , 2019; Alam <i>et al.</i> , 2018; Varol <i>et al.</i> , 2017; Antonie <i>et al.</i> , 2017.
<i>Quociente de Risco Alvo (Target hazard quotients – THQ)</i>	$THQ = \frac{EDI}{RfD}$	Avalia o risco não carcinogênico do consumo de metais.	

Índice de Risco
(Hazard Index –
HI)

$$HI = \sum_{n=1}^i THQ_n; i = 1, 2, 3, \dots, n$$

Risco enfrentado diante da
exposição crônica a vários metais.

Fonte – Dados da pesquisa bibliográfica, 2020.

2 OBJETIVO (S)

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar preliminarmente as concentrações de cádmio em amostras de alface crespa e cenoura cultivados por método convencional e orgânico com selo de certificação de produto orgânico comercializados em mercados varejistas da região da Zona Norte da cidade do Rio de Janeiro – RJ, correlacionando com uma avaliação de risco da ingestão de metais através do consumo de alimentos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Coletar dados, através de questionário eletrônico, sobre o consumo das hortaliças estudadas numa amostra representativa da população do Rio de Janeiro;
- Calcular os níveis de toxicidade do Cd de acordo com os resultados das análises;
- Correlacionar a concentração de Cd ingeridos através das hortaliças com os riscos à saúde do consumidor.

3 METODOLOGIA

3.1 MATERIAIS

Todo material plástico e vidraria utilizados foram descontaminados: 24 horas em solução de Extran a 5 % (v v⁻¹) e 48 horas em solução de ácido nítrico 10 % (v v⁻¹). Posteriormente foram rinsados três vezes com água deionizada (HADAYAT *et al.*, 2018) e secos à 40 °C, conforme orientação descrita no método 3050B (USEPA, 1996).

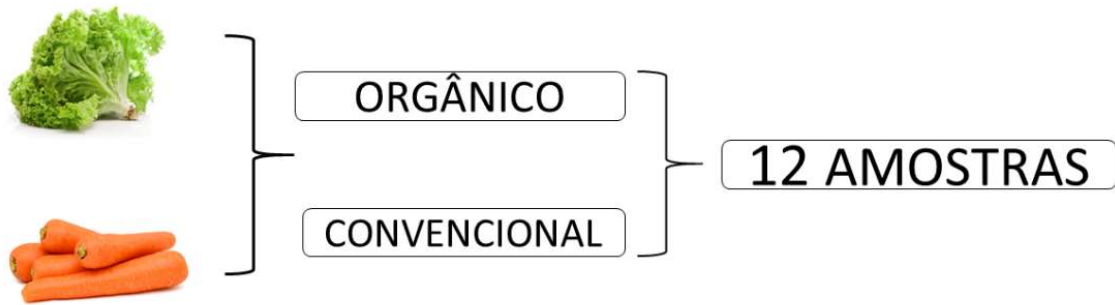
Os reagentes utilizados no preparo das soluções e nas análises químicas do processo apresentam grau analítico (PA) ou suprapur. As procedências dos reagentes empregados foram: Extran Merck (Elmsford, NY USA); ácido nítrico (HNO₃) MERCK 65% PA e peróxido de hidrogênio 30 % MERCK (H₂O₂).

A solução padrão foi preparada a cada dia de análise por diluições apropriadas da solução estoque de 1000 mg L⁻¹ de um padrão misto (Ag, Al, B, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr, Tl, Zn) MERCK em ácido nítrico 0,2% (v v⁻¹), usando-se água previamente purificada em sistema Milli-Q (Millipore) para as diluições.

3.2 AMOSTRAS

As coletas foram realizadas nos meses correspondentes a estação do verão no Brasil, adquiridas em mercados da Zona Norte da cidade do Rio de Janeiro – RJ. Foram coletadas três amostras de alface crespa e cenoura cultivadas por métodos convencionais, e três amostras de alface crespa e cenoura orgânicos (Figura 7).

Figura 7 - Representação da coleta das amostras do referido estudo.



Os alimentos foram devidamente transportados para os Laboratórios de Meio Ambiente e Análise Instrumental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro, *Campus* Rio de Janeiro. Destaca-se que as amostras foram analisadas em triplicata (Tabela 6).

Tabela 6 - Programa de coleta das amostras do referido estudo.

<i>Alimento</i>	<i>Cultivo</i>	<i>Nº amostras verão</i>
Alface Crespa	Convencional	3
Cenoura		3
Alface Crespa	Orgânico	3
Cenoura		3
Nº amostras		12

Nº total de amostras: 12 amostras x 3 (triplicata) = 36 análises

3.3 PREPARO DAS AMOSTRAS

Antes do procedimento de digestão ácida, as amostras devem ser lavadas e secas. A secagem pode ser através de estufa até atingir peso constante (HADAYAT *et al.*, 2018; HU *et al.*, 2017) ou liofilização (FRANÇA *et al.*, 2017; HATTAB *et al.*, 2019). Após preparo as amostras são conduzidas para procedimentos de digestão ácida, necessários para a quantificação de metais traço em amostras sólidas. A Agência de Proteção Ambiental Americana (*Environmental Protection Agency – EPA*) recomenda, neste caso, dois métodos de extração ácida: convencional e por micro-ondas, métodos 3050B e 3051a/3052, respectivamente (GÜVEN *et al.*, 2011; SILVA *et al.*, 2013). Hadayat *et al.* (2018), empregaram o método 3050B para investigar a concentração de metais traço em tomate, alface, cebola, cenoura e batata. Em seu estudo, França *et al.* (2017) utilizaram o método 3051a para determinar a concentração de metais traço em alface. Paltseva *et al.* (2018) avaliaram a concentração de metais traço em cenoura, alface, rabanete e tomate usando o método 3052 da EPA.

As amostras foram lavadas vigorosamente com água deionizada preparada no laboratório, para retirada de partículas físicas como solo e poluentes, como no estudo de Nakamura *et al.* (2019). De acordo com o estudo realizado por Hadayat *et al.* (2018), o procedimento de retirada da casca do vegetal pode reduzir a contaminação por metais, por isso, no presente estudos utilizamos a casca que são comestíveis.

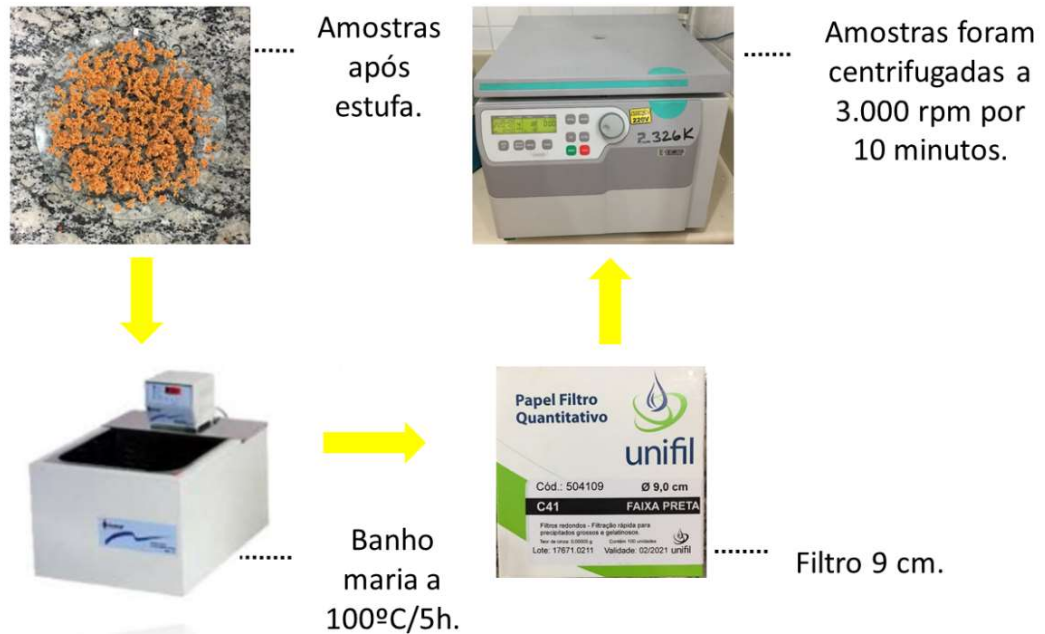
Após, retirou-se a umidade em excesso com o auxílio de papel toalha. As amostras foram trituradas e homogeneizadas *com o emprego de um Mixer Philips Walita 400 W (Mod. RI1364/0)* cuja lâmina é fabricada em aço inoxidável. Feito, as amostras foram acondicionadas em vidro-relógios previamente descontaminados e submetidas à estufa em 65 °C por 72h, a fim de se retirar a água livre do alimento (Figura 8). Segundo método sugerido pela EPA, é necessário que as amostras estejam secas afim de reduzir a variabilidade da subamostra (HADAYAT, 2018).

Figura 8 - Fluxograma do preparo das amostras.



O procedimento de extração foi baseado no método 3050B com modificações. Após preparo das amostras, estas foram pesadas com auxílio de balança analítica *Adventurer OHAUS* em tubos falcon *Sarstedt®*. Pesou-se 0,5 g de amostra seca, em triplicata. Feito, foram adicionados 5 mL de HNO_3 1:1. Em seguida, os tubos foram levados ao banho maria ultratermostático FANEN modelo 116 a 100 °C/5h. Após esse período e resfriamento até a temperatura ambiente, foi adicionado 1 mL de H_2O_2 . Após 24h, as amostras foram filtradas com em papel filtro quantitativo C41 (9 cm) e avolumadas em balão de 20 mL com água deionizada. Em seguida, as amostras foram centrifugadas a 3.000 rpm por 10 minutos, para verificar presença de sobrenadantes (Figura 9). Em todos os procedimentos de digestão/extração foi utilizado um branco, um ensaio livre de amostra contendo todos os reagentes do processo.

Figura 9 - Fluxograma da digestão das amostras.



3.5 DETERMINAÇÃO DE METAIS TRAÇO

Para determinação da concentração de Cd, foi empregado o Espectrômetro de Absorção Atômica em Forno Grafite (GFAAS) marca AA Perkin Elmer (Mod. PINAAcle 900T), conforme Figura 10. O *Software* usado para processar os dados foi o WinLab32. Os métodos analíticos mais utilizados para a determinação de metais em alimentos são, em especial, espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS), espectrometria de absorção atômica com forno de grafite (GFAAS), geração de hidretos (HG AAS para arsênio, por exemplo), vapor frio (CV AAS para mercúrio) e as técnicas multielementares como ICP OES (espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente) e ICP-MS (espectrometria de massa com plasma acoplado indutivamente).

Segundo Welz *et al.* (2003), a técnica analítica da espectrometria de absorção atômica para determinação de metais foi proposta pela primeira vez em 1954 pelo o cientista australiano Alan Walsh, e aperfeiçoada ao longo dos anos por diversos estudiosos. A técnica de GFAAS apresenta uma melhor sensibilidade na quantificação de metais traços como Cd. De forma geral, ao comparar GFAAS e a AA em chama, os limites de detecção ($\mu\text{g L}^{-1}$) para Cd são, respectivamente, 0,010 e 1,5 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Hattab *et al.* (2019) determinaram a concentração de Fe, Mg, Mn, K, Ca, Na, Zn, Cu, Ni e Cd em hortaliças (tomate, alface e morango) através da espectrometria de absorção atômica com forno de grafite (GFAAS). Hou *et al.* (2018) também utilizaram esta técnica para analisar Cd e Cu em cenoura. França *et al.* (2017) avaliaram através da espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS), as concentrações de Cu, Pb, Cd, Ni e Zn em alface. Hadayat *et al.* (2018) utilizaram a técnica de ICP-MS para mensurar a concentração de As, Cd, Pb, Cr, Ba, Co, Ni, Cu e Zn em variadas espécies de vegetais. Outros autores utilizaram essa técnica para determinar a concentração de metais traço em hortaliças (DALA-PAULA *et al.* 2018; PALTSEVA *et al.*, 2018). Hu *et al.* (2017) verificaram a concentração de As, Cd, Pb, Cu e Zn em vegetais: folhosos (espinafre, repolho, couve-flor e aipo), radiculares (rabanete, cenoura, aspargos e alho) e frutas (tomate, pepino e berinjela) por espectrometria de absorção atômica com geração de hidretos (HG AAS) para As e ICP-MS (espectrometria de massa com plasma acoplado indutivamente) para os demais metais traço.

Figura 10 - Espectrômetro de Absorção Atômica em Forno Grafite.



3.5.1 Análise Quantitativa

Após digestão das amostras de alface e cenoura, os extratos foram conduzidos a análise para determinação da concentração de cádmio no GFAAS.

A curva analítica foi construída usando uma solução estoque de 1000 mg L^{-1} de um padrão misto, composta por cinco pontos apresentando uma linearidade, 10, 20, 30, 40 e $50 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ com $r^2 > 0,99$, onde a faixa de trabalho apresentou valores de concentração dentro da faixa de detecção. O cálculo da concentração de cádmio foi efetuado através do método de regressão linear.

Destaca-se que as amostras foram lidas em triplicata, os valores de absorvância integrada (área do pico), descrevem a média das três leituras, já descontadas do branco e no caso de disparidade entre as mesmas, foi efetuada, pelo menos, mais uma leitura.

Na Tabela 7 encontra-se apresentado os parâmetros instrumentais otimizados para a utilização do GFAAS na execução deste estudo.

Tabela 7 – Informações retiradas da programação padrão do equipamento.

Parâmetros Operacionais do GFAAS	
λ (nm)	228,8 nm
Slit (nm)	0,7 nm
Nível de detecção do GFAAS	0,002 mg L ⁻¹
Sensibilidade	0,025 mg L ⁻¹
Faixa linear	até 2,0 mg L ⁻¹

3.5.1.1 Programa de Temperatura

A amostra é submetida a várias etapas de um programa de temperatura. A temperatura aumenta até o ponto onde ocorrerá a atomização da amostra e consequentemente é feita a medida da absorvância.

Os parâmetros instrumentais utilizados encontram-se na Tabela 8. A temperatura de injeção era de 20^oC, o diluente utilizado nas amostras é HNO₃ 10 %. O volume de modificador (nitrato de paládio e nitrato de magnésio) injetado é de 20 μ L e o volume de amostra injetado de 10 μ L.

Tabela 8 - Programa de temperatura para determinação do cádmio em amostras de alface e cenoura.

Etapas	Temperatura (^o C)	Tempo (s)		Fluxo do gás (mL min ⁻¹) (Argônio) (0-300)	Observação
		Rampa	Hold		
1	110	1	30	250	
2	130	15	30	250	
3	500	10	20	250	
4	850	10	20	250	
5	1600	0	5	0	Leitura da Absorvância - Atomização
6	2400	1	3	250	Limpeza

Os valores obtidos foram comparados com o ponto mais baixo da curva de calibração e os valores abaixo do limite de quantificação, não foram utilizados nos cálculos dos resultados que serão apresentados a seguir.

3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Realizou-se a análise estatística descritiva dos dados. Na Tabela 10 apresentam-se médias e amplitudes do Cd nas duas hortaliças (mg kg^{-1}). Para tal foi utilizado o Microsoft Excel.

3.7 CONSUMO DE ALFACE CRESPA E CENOURA PELA POPULAÇÃO ESTUDADA

Entre as ferramentas de coleta de dados de consumo alimentar, a literatura cita o registro individual de consumo durante 1 e 7 dias, também conhecido como diário alimentar, o recordatório 24 h, onde o entrevistado relata o alimento e a quantidade consumida nas últimas 24 h, e o Questionário de Frequência Alimentar (QFA) constituído de uma lista pré-definida de alimentos com o objetivo de identificar a frequência de consumo de determinados alimentos ou grupos alimentares (JARDIM e CALDAS, 2009).

Segundo Pedraza e Menzes (2015), a escolha do método deve se basear no objetivo do estudo, nos recursos disponíveis para aplicação do método e nutrientes a serem avaliados, sendo o Questionário de Frequência Alimentar (QFA) um método comumente utilizado para verificar a associação de dieta e doença.

É considerado o mais adequado em estudos epidemiológicos de larga escalada do que os outros métodos retrospectivos, como o recordatório alimentar de 24 horas ou diários alimentares. O QFA pode ser auto-aplicável, ou seja, realizado apenas pelo entrevistado após recebimentos de questionário pré-definido, ou utilizado durante entrevistas com profissionais de saúde ou pesquisadores (GOSADI *et al.*, 2017).

O QFA permite avaliar o consumo de alimentos usual ao longo de um período, sendo um método de caráter retrospectivo, o que assegura que sua aplicação não influenciará os resultados (ARAÚJO *et al.*, 2010).

Para avaliar o consumo das hortaliças estudadas, foi enviado o QFA (Tabela 9), confeccionado no *Google Forms*, um aplicativo de gerenciamento de pesquisas. Enviou-se o QFA para indivíduos adultos, através de um aplicativo de mensagens

instantâneas para smartphones, o *Whatsapp*. Todos os participantes residem na cidade do Rio de Janeiro ou em cidades vizinhas. Anexo ao questionário, enviou-se fotos das referidas hortaliças para melhor entendimento e redução de possíveis equívocos dos entrevistados.

Tabela 9 - Questionário de Frequência Alimentar Semi-Quantitativo.

Quantas vezes você consumiu esse item alimentar nos últimos 3 (três) meses?

Esse questionário, de caráter retrospectivo, nos ajudará a avaliar o consumo usual desses alimentos, ao longo de um período.

***Obrigatório**

ALFACE CRESPA *

≥ 2 vezes/dia

1 vez/dia

2-4 vezes/semana

1 vez/semana

2-3 vezes/mês

1 vez/mês

Nunca

Quando você consome alface crespa, qual a quantidade? *

2 colheres sopa/vez

3 colheres sopa/vez

5 colheres sopa/vez

CENOURA *

≥ 2 vezes/dia

1 vez/dia

2-4 vezes/semana

1 vez/semana

2-3 vezes/mês

1 vez/mês

Nunca

Quando você consome cenoura, qual a quantidade? *

2 colheres sopa/vez

3 colheres sopa/vez

5 colheres sopa/vez

Para verificação da quantidade consumida por vez, utilizou-se a medida caseira “colher de sopa”. A ANVISA descreve como “medida caseira utensílios comumente utilizados pelo consumidor para medir alimentos, de forma a regulamentar essas medidas e porções correspondentes em gramas ou mililitros” (BRASIL, 2003). Segundo a tabela para avaliação de consumo alimentar em medidas caseiras, cada colher de sopa representa, quando utilizada para alface crespa, 8 g cada colher, e para cenoura, 12 g (Pinheiro *et al.*, 2009).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CONCENTRAÇÃO DE Cd EM ALFACE CRESPA E CENOURA

As concentrações de Cd permitidas no Brasil, foram apresentadas na Tabela 3, do item 1.4, desse trabalho. De acordo com a legislação brasileira, vegetais folhosos como alface, e tubérculos, como a cenoura, deverão conter concentrações de Cd inferiores a $0,20 \text{ mg kg}^{-1}$ e $0,10 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente.

Na Tabela 10 são apresentadas as concentrações médias de Cd, amplitude e desvio padrão em mg kg^{-1} encontradas nos vegetais estudados. Encontra-se no Tabela 11, as concentrações individuais de cada amostra.

Tabela 10 - Concentração média de Cd, amplitude e desvio padrão em mg kg^{-1} nas amostras de hortaliças orgânicas e convencionais.

Vegetais convencionais			
	Média (mg kg^{-1})	Desvio Padrão (mg kg^{-1})	Amplitude (mg kg^{-1})
Alface	0,1549	0,0266	0,0707 - 0,2542
Cenoura	0,1174	0,0780	< LQ - 0,3135

Vegetais orgânicos			
	Média (mg kg^{-1})	Desvio Padrão	Amplitude
Alface	0,0811	0,0367	0,0208 - 0,1576
Cenoura	0,1064	0,0553	0,0296 - 0,2236

Fonte – Dados da análise, 2019.

As concentrações de Cd nas amostras de alface crespa cultivadas na forma orgânica estavam dentro de uma amplitude de $0,0208 - 0,1576 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo a média $0,0811 \pm 0,0367 \text{ mg kg}^{-1}$. Nas amostras de alface cultivadas na forma convencional, as concentrações encontradas foram em média $0,1549 \pm 0,0266 \text{ mg kg}^{-1}$, dentro de uma amplitude de $0,0707 - 0,2542 \text{ mg kg}^{-1}$. Os resultados indicam uma maior contaminação por Cd em alface convencional, quase 2 vezes maior do que em amostras de alface orgânica.

Tabela 11 - Concentração de Cd nas amostras de hortaliças orgânicas e convencionais.

AMOSTRA ALFACE CRESPA ORGÂNICA	Cd (mg kg⁻¹)	AMOSTRA ALFACE CRESPA CONVENCIONAL	Cd (mg kg⁻¹)
<i>AO I 1</i>	0,0723	<i>AC I 1</i>	0,2542
<i>AO I 2</i>	0,0376	<i>AC I 2</i>	0,2378
<i>AO I 3</i>	0,0208	<i>AC I 3</i>	ND
<i>AO II 1</i>	ND	<i>AC II 1</i>	0,1433
<i>AO II 2</i>	0,1081	<i>AC II 2</i>	0,1117
<i>AO II 3</i>	0,0403	<i>AC II 3</i>	0,0957
<i>AO III 1</i>	0,1576	<i>AC III 1</i>	0,1329
<i>AO III 2</i>	0,1323	<i>AC III 3</i>	0,0707
<i>AO III 3</i>	0,0865	<i>AC III 2</i>	ND
AMOSTRA CENOURA ORGÂNICA	Cd (mg kg⁻¹)	AMOSTRA CENOURA CONVENCIONAL	Cd (mg kg⁻¹)
<i>CO I 1</i>	0,0594	<i>CC I 1</i>	0,0002
<i>CO I 2</i>	0,0469	<i>CC I 2</i>	0,0826
<i>CO I 3</i>	0,0700	<i>CC I 3</i>	0,1730
<i>CO II 1</i>	0,0296	<i>CC II 1</i>	0,1428
<i>CO II 2</i>	0,1328	<i>CC II 2</i>	<LQ
<i>CO II 3</i>	0,1426	<i>CC II 3</i>	0,3135
<i>CO III 2</i>	0,2236	<i>CC III 1</i>	0,0376
<i>CO III 3</i>	0,0938	<i>CC III 2</i>	0,0661

AO Alface orgânica
AC Alface convencional
CO Cenoura convencional
CC Cenoura convencional
ND Não determinado

Ao comparar as concentrações obtidas com os valores determinados como limites aceitáveis pela RDC nº 42 de 29 de agosto de 2013, da ANVISA, tanto as amostras de alface orgânica quanto as amostras de alface convencional, diante da média, apresentaram valores inferiores aos limites estabelecidos, entretanto houveram amostras em que a concentração foi superior (Apêndice A). Neste é possível verificar que duas amostras de alface convencional apresentaram concentração de 1,2 a 1,3 vezes superior ao estabelecido pela RDC. Tal fato pode estar associado a algum aumento de exposição da alface a possíveis fontes de Cd. Segundo a resolução, alimentos classificados como hortaliças folhosas, classificação que se enquadra a alface crespa, devem conter limites máximos de Cd de até 0,20 mg kg⁻¹.

Hadayat *et al.* (2018), avaliaram concentrações de diversos metais, entre eles o Cd, em um total de 120 amostras de batata, alface, tomate, cenoura e cebola,

cultivados de maneira convencional e orgânica na Califórnia, EUA. As concentrações médias encontradas de Cd foram de $9,17 \mu\text{g kg}^{-1}$ e $15,3 \mu\text{g kg}^{-1}$, nos alimentos orgânicos e convencionais, respectivamente. O que representa uma contaminação por Cd, 1,7 vezes maior nos alimentos convencionais quando comparados aos orgânicos, o que corrobora com os resultados do presente estudo.

Em contrapartida no estudo de Hattab *et al.* (2019), onde foram avaliadas as concentrações de metais, entre eles Cd em amostras de alface, tomates e morangos cultivados de maneira convencional e orgânica na Tunísia, não foram encontrados resultados com diferenças significativas. Contudo, ao avaliarem o solo que eram cultivados esses alimentos, os autores identificaram que as concentrações de metais potencialmente tóxicos em solos de cultivo de alimentos convencionais, foram maiores do que nos solos onde cultivava-se os alimentos orgânicos.

Outro estudo relatou conteúdos metálicos semelhantes entre vegetais cultivados por métodos convencionais e orgânicos (OLAIA *et al.*, 2015). Segundo estudo realizado por Krejčová *et al.* (2016), também não foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de As, Cd, Pb e Cr, entre vegetais orgânicos e convencionais.

As concentrações de Cd nas cenouras cultivadas na forma convencional, apresentaram uma amplitude de concentração entre $< \text{LQ} - 0,3135 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo a média encontrada entre as amostras de $0,1174 \pm 0,0780 \text{ mg kg}^{-1}$. As amostras de cenoura cultivadas na forma orgânica apresentaram concentrações dentro de uma amplitude de $0,0296 - 0,2236 \text{ mg kg}^{-1}$, com média de $0,1064 \pm 0,0553 \text{ mg kg}^{-1}$, o que corresponde a uma concentração de Cd de quase 10 % maior em amostras de cenouras convencionais quando comparado as concentrações das amostras de cenouras orgânicas. No Apêndice A, observa-se também que três amostras de cenoura cultivada de forma convencional e três amostras de cenoura cultivadas de forma orgânica apresentaram concentrações de 1,7 a 3,1 vezes superior e de 1,3 a 2,2 vezes superior ao estabelecido pela RDC, respectivamente.

A diferença de concentração de Cd encontrada entre as culturas de cenoura, estão de acordo com o estudo realizado por Gawęda *et al.* (2012). Ao avaliarem as concentrações de Cd entre cenouras produzidas de forma orgânica e convencional, identificaram que, cenoura orgânicas continham até 28 % menos Cd do que cenouras cultivadas convencionalmente.

No presente estudo, observou-se que a alface crespa, vegetal folhoso, apresentou maior concentração de Cd do que a cenoura, tubérculo. Vale destacar que, além do emprego de agrotóxicos e fertilizantes sintéticos, outros fatores podem levar a contaminação de alimentos com Cd, entre eles, solo contaminado, área de cultivo próximas a regiões poluídas e emprego de água contaminada (WANG *et al.*, 2018; EL KADI *et al.*, 2018; HADAYAT *et al.*, 2018; HANEBUTH *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2018; MAHMOUD-HAMED, M. S. E *et al.*, 2019; SAWET *et al.*, 2018).

Também no estudo de Douay *et al.* (2013), os vegetais folhosos, como a alface, apresentaram uma maior tendência ao acúmulo de metais, quando comparado a batatas, por exemplo, alimento classificado como tubérculo. O referido trabalho avaliou a taxa de transferência de metais em diversas plantas. A taxa de transferência, também denominada em outros estudos de biotransferência, é um índice que avalia o potencial de transferência de um metal do solo à planta, onde valores mais altos refletem a menor retenção do metal ao solo ou maior eficiência da planta na absorção do metal (GEBEYEHU; BAYISSA, 2020; HU *et al.*, 2017). Douay *et al.* (2013), identificaram que amostras de alface apresentaram uma taxa de transferência de Cd de $0,929 \pm 0,718$, enquanto nas batatas, a taxa de transferência de Cd foi de $0,107 \pm 0,048$, o que significa que amostras de alface absorveram Cd 8,6 vezes mais do que as amostras de batatas.

Entretanto, no estudo realizado por Hadayat *et al.* (2018), os vegetais de raiz - batata ($14,0-33,5 \mu\text{g kg}^{-1}$) e cenoura ($5,20-13,8 \mu\text{g kg}^{-1}$) - apresentaram os maiores teores de metais, seguidos de folhas - alface ($4,87-14,5 \mu\text{g kg}^{-1}$) - e vegetais e frutas - tomate ($0,93-4,30 \mu\text{g kg}^{-1}$).

Já no estudo de Gebeyehu e Bayissa (2020), os quais avaliaram a biotransferência de metais como: As, Pb, Cd, Zn, Cu, Fe, Mn, Cr, Hg, Ni, Co, do solo para partes comestíveis de repolho e tomate. Como pode-se observar na Tabela 12, o fator de bioconcentrações de todos os metais são mais elevados nas amostras de repolho, vegetal pertencente ao grupo de hortaliças folhosas. A transferência de Cd, por exemplo, chegou a ser 3 vezes maior nas amostras de repolho quando comparadas com as amostras do tomate.

Tabela 12 - Análise do fator de bioconcentração de metais pesados para amostras de repolho e tomate.

Metais	Fator de Bioconcentração (BCF)	
	Tomate	Repolho

As	0,079	0,238
Pb	0,096	0,211
Cd	0,106	0,328
Zn	0,248	0,251
Cu	0,627	0,369
Fe	0,002	0,012
Mn	0,015	0,178
Cr	0,041	0,129
Hg	0,548	0,579
Ni	0,052	0,135
Co	0,042	0,125

Fonte - Gebeyehu e Bayissa (2020)

No referido estudo, realizado em uma região da Etiópia, as amostras apresentaram concentrações de As, Pb, Cd, Cr e Hg acima dos valores recomendados pela legislação do país estudado, variando de 1,93–5,73, 3,63–7,56, 0,56–1,56, 1,49–4,63 e 3,43–4,23 mg kg⁻¹, respectivamente. Foi possível observar ainda que, o vegetal folhoso estudado, o repolho, acumulou metais em maior extensão em comparação com ao outro vegetal, o tomate, classificado como fruto (GEBEYEHU; BAYISSA, 2020).

Hu *et al.* (2017) concluíram que vegetais folhosos acumulam níveis mais elevados de metais, oferecendo maior risco à saúde quando comparados aos tubérculos e frutos. Para Sultana *et al.* (2017), uma das possíveis causas do maior acúmulo de metais em vegetais folhosos é devido a elevada taxa de transpiração realizada pelo vegetal, com o intuito de manter o crescimento e teor de umidade dessas plantas.

4.3 RESULTADO QUANTITATIVO DO CONSUMO DE ALFACE CRESPA E CENOURA

Os resultados que serão descritos abaixo foram obtidos a partir do emprego do QFA conforme mencionado no item 3.7 deste estudo. O questionário usado como uma pesquisa de opinião, permitiu estimar o consumo habitual de alimentos e categorizar os indivíduos de acordo com diferentes níveis de consumo, proporcionando uma estimativa das medidas de associação entre os fatores da dieta e surgimento de doenças (WILLETT, 1998).

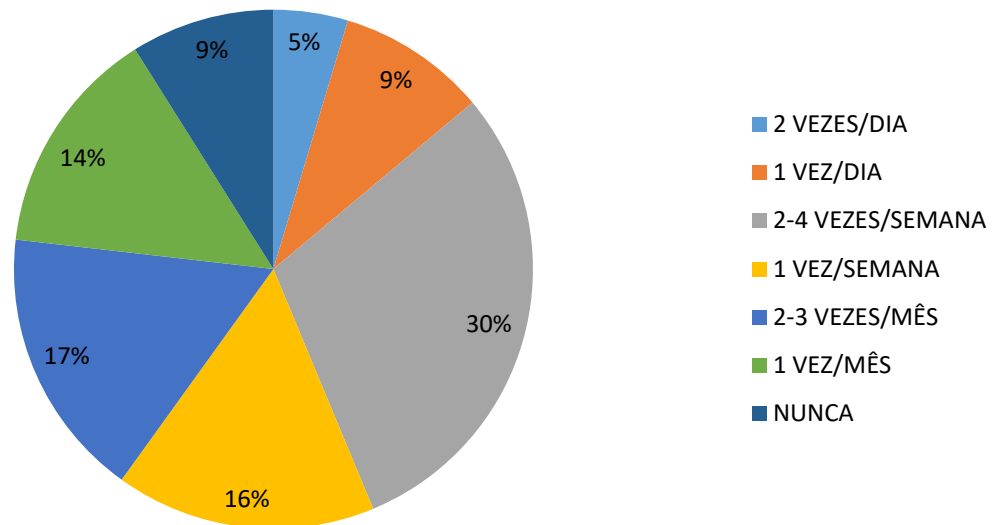
O QFA foi enviado de forma aleatória a grupos de consumidores da região metropolitana da cidade do Rio de Janeiro. Foram calculadas as médias e percentuais, baseadas nas respostas das pessoas participantes, de acordo com: a frequência de consumo de alface e cenoura e a quantidade consumida. No total, 300 indivíduos responderam ao QFA. Com base nas respostas foi possível calcular a média de consumo dos referidos vegetais daquela população respondente.

No presente estudo, 300 pessoas responderam ao questionário enviado eletronicamente, das quais todas elas responderam às perguntas relativas ao consumo das hortaliças, “Quantas vezes você consumiu esse item alimentar nos últimos 3 (três) meses”, e apenas 231 pessoas responderam às perguntas relativas a quantidade das porções de alface crespa, cenoura e tomate, “Quando você consome a hortaliça, qual a quantidade”.

Os indivíduos responderam com que frequência consomem alface crespa e cenoura, com intervalos de ≥ 2 vezes/dia, 1 vez/dia, 2-4 vezes/semana, 1 vez/semana, 2-3 vezes/mês, 1 vez/mês ou se nunca há o consumo. Quando perguntados quanto a quantidade de ingestão dessas hortaliças, as opções de respostas possíveis eram 2 colheres sopa/vez, 3 colheres sopa/vez, 5 colheres sopa/vez. Nesse contexto, as respostas 2 colheres sopa/vez, 3 colheres sopa/vez, 5 colheres sopa/vez, representam 16, 24 e 40 g de alface crespa e 24, 36, 60 g de cenoura.

Foi possível observar que: 90 respondentes consomem alface crespa de 2 a 4 vezes por semana; 50 respondentes consomem alface crespa 1 vez por semana; 28 respondentes relataram consumir a alface diariamente; 43 respondentes consomem a hortaliça 1 vez ao mês; 51 respondentes consomem alface 2 a 3 vezes por mês; 14 respondentes consomem até duas vezes ao dia e, 27 respondentes relataram nunca consumir alface crespa, conforme apresentado no Gráfico 3. Sendo assim, o maior número de respondentes consome a hortaliça de 2 a 4 vezes por semana, totalizando 30 % dos respondentes.

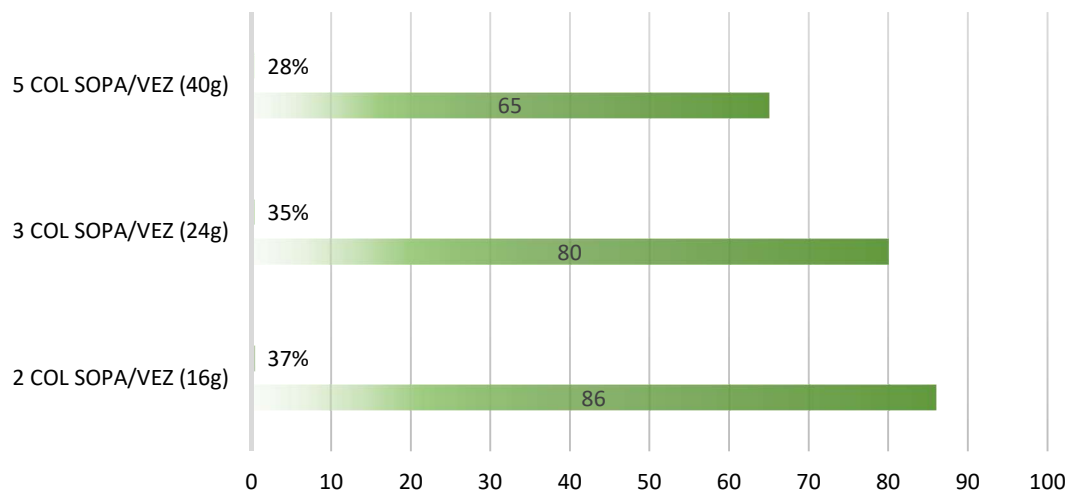
Gráfico 3 - Consumo de alface crespa (%) – “Quantas vezes você consumiu alface crespa nos últimos 3 (três) meses”.



Fonte – Dados QFA, 2018.

Quando perguntados sobre a quantidade do consumo da alface crespa, os respondentes consumiam entre 16 a 40 g por vez, ao analisar os resultados, a maior parte da população respondente consome 26 g por vez (Gráfico 4). Sendo que o maior número de respondentes, 86 pessoas, informaram consumir 2 colheres de sopa/vez, o que caracteriza 16 g de alface crespa, representando 37 % dos respondentes. Como demonstrado no Gráfico 3, 35 % relataram consumir 3 colheres de sopa/vez, o que corresponde a 24 g de alface. Em números, a diferença é de apenas seis respondentes. Em contrapartida, os demais respondentes, 65 pessoas, relataram consumir 5 colheres de sopa de alface por vez, ou seja, aproximadamente 40 g.

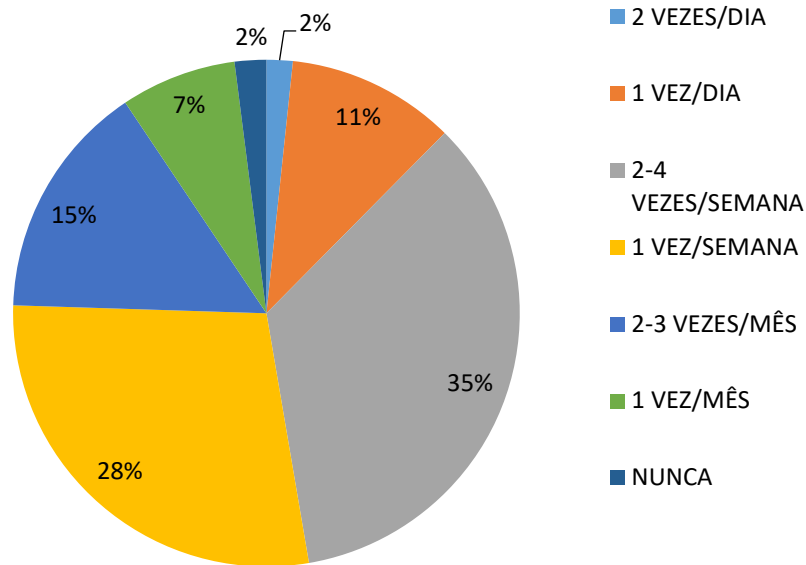
Gráfico 4 - Ingestão de alface crespa (g) - "Quando você consome alface crespa, qual a quantidade".



Fonte – Dados QFA, 2018.

A maioria dos respondentes, 104 participantes, quando perguntados “Quantas vezes você consumiu cenoura nos últimos 3 (três) meses”, relataram ter consumido de 2 a 4 vezes por semana, o que representa 35 % dos entrevistados. Outros 28 % relataram consumir cenoura 1 vez por semana e 15 % relataram consumir 2 a 3 vezes por mês, o que corresponde a 84 e 45 dos respondentes, respectivamente. 32 respondentes relataram consumir cenoura 1 vez ao dia, e 22 pessoas informaram consumir cenoura apenas 1 vez ao mês. Apenas 2 % relatam consumir cenoura duas vezes ao dia e outros 2 % nunca consomem cenoura, o que corresponde a somente 6 entrevistados (Gráfico 5).

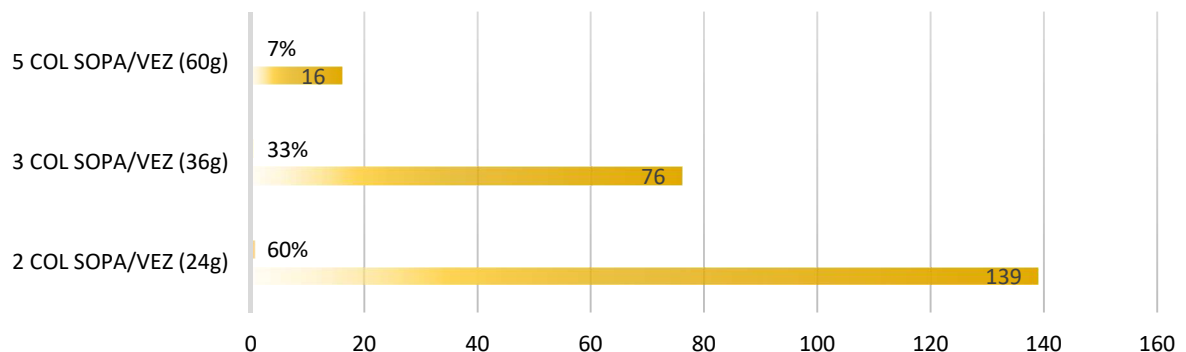
Gráfico 5 - Consumo de cenoura (%) – “Quantas vezes você consumiu cenoura nos últimos 3 (três) meses”.



Fonte – Dados QFA, 2018.

A maioria dos respondentes, segundo resultados do QFA, consomem 24 g de cenoura por vez, o que corresponde a 2 colheres de sopa. Outros 33 %, ou seja, 76 respondentes, consomem em média 36 g de cenoura, ou seja, 3 colheres de sopa por vez. Apenas 7 % dos respondentes consomem 60 g de cenoura por vez, o que representa 16 pessoas. Pode-se então considerar que, a população respondente, consome em média 24 g de cenoura por vez, representados por 2 colheres de sopa (Gráfico 6).

Gráfico 6 - Ingestão de cenoura (g) - "Quando você consome cenoura, qual a quantidade".



Fonte – Dados QFA, 2018.

4.4 AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO DE Cd ATRAVÉS DO CONSUMO DE ALFACE CRESPA E CENOURA CONVENCIONAIS

A exposição crônica aos metais vem sendo avaliada por vários estudos (AKESSON *et al.*, 2014; SATARUG *et al.*, 2010; LIU *et al.*, 2018; GUPTA *et al.*, 2019; GUO *et al.*, 2019; GEBEYEHU e BAYISSA, 2020; LIANG *et al.*, 2019; ALAM *et al.*, 2018; VAROL *et al.*, 2017; ANTONIE *et al.*, 2017).

Como discutido no item 1.6 desse estudo, é possível estimar o risco a saúde através do consumo de alimentos contaminados. Entre as equações utilizadas para avaliar esse risco, está a ingestão estimada diária de metais (*Estimated Daily Intake - EDI*), também denominada de ingestão diária de metais (*Daily Dietary Intake of metals - DDI*) por alguns autores (GUPTA *et al.*, 2019; GUO *et al.*, 2019; GEBEYEHU e BAYISSA, 2020; LIANG *et al.*, 2019; ALAM *et al.*, 2018; VAROL *et al.*, 2017; ANTONIE *et al.*, 2017).

Tanto o EDI quanto o THQ foram empregados no nosso estudo, seguindo os modelos utilizados por Gebeyehu e Bayissa (2020). A equação utilizada para cálculo do EDI foi apresentada no item 1.6, e na Tabela 13 dessa dissertação. A equação leva em consideração a frequência da exposição do indivíduo ao metal através do consumo de determinado alimento, em dias por ano, denominado na equação de E_f . Dados do QFA indicaram que, em média, os respondentes consomem a alface crespa e cenoura 10 vezes ao mês. Considerando o consumo anual, pode-se dizer que, em média, os respondentes consomem alface crespa e cenoura, 120 vezes ao ano. Logo, para o parâmetro de E_f , utilizou-se o valor de 120 (Tabela 13).

Como apresentado na Tabela 13, outra variável da equação de Gebeyehu e Bayissa (2020) é o tempo de exposição, ou E_D , que caracteriza a idade média da população estudada em anos. Considerou-se, no presente trabalho, a idade média dos brasileiros, de acordo com informações divulgadas pelo relatório do IBGE, a Tábua completa de mortalidade para o Brasil de 2018³⁹. De acordo com o documento, as mulheres brasileiras vivem em média 79,9 anos, enquanto os homens vivem até os 72,8 anos. Considerando a média entre os sexos, o valor usado para o presente estudo foi de 76,3 anos.

³⁹ https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/3097/tcmb_2018.pdf

Tabela 13 - Parâmetros e variáveis usados no cálculo de EDI e THQ.

Parâmetros	Vegetal		Equações
	Alface crespa	Cenoura	EDI
E_f (dias)	120	120	$EDI = \frac{E_f \times E_D \times F_{IR} \times C_M \times C_F}{B_W \times T_A} \times 0.001$
E_D (anos)	76,3	76,3	
F_{IR} (g dia⁻¹)	26	30	
C_M (mg kg⁻¹ de peso seco vegetais convencionais)	0,1549	0,1174	
C_M (mg kg⁻¹ de peso seco vegetais orgânicos)	0,0811	0,1064	THQ
C_F	0,085	0,085	$THQ = \frac{EDI}{RfD}$
B_W (kg)	71,2	71,2	
TA (dias)	9156	9156	
RfD	0,01	0,01	

Fonte: Dados da pesquisa bibliográfica, 2020.

Para o F_{IR}, ou, consumo de médio do vegetal por dia, em g / pessoa / dia, utilizou-se ainda os resultados fornecidos pelo QFA, o qual apontou um consumo médio de 26 g e 30 g para alface crespa e cenoura, respectivamente (Tabela 13).

Os valores de EDI encontrados neste estudo foram estimados com base na média das concentrações de Cd em amostras de alface e cenoura orgânicos e cultivadas de maneira convencional, empregado na equação como C_M é a concentração do metal (mg kg⁻¹). O C_F, ou fator de conversão de concentração para peso de vegetais frescos em peso seco, foi baseado na referência bibliográfica, onde os autores determinam o valor de 0,085 (GEBEYEHU E BAYISSA, 2020).

B_W é o peso médio do adulto na população estudada, no nosso estudo, para os cálculos de toxicidade, utilizou-se o peso médio da população adulta brasileira. Segundo pesquisa realizado pelo IBGE⁴⁰, os adultos pesam em média 65,9 kg, onde mulheres apresentam a média de peso de 60,7 kg e homens adultos uma média de 71,2 kg (Tabela 13).

Os valores de EDI para Cd encontrados em alface crespa convencional e orgânica, foram de 5,1980 x 10⁻⁶ mg dia⁻¹ e 2,7164 x 10⁻⁶ mg dia⁻¹, respectivamente,

⁴⁰ <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/2645>

considerando um consumo de 26 g dia. Enquanto para cenoura, considerando um consumo de 30 g dia, a EDI estimada foi de $4,5273 \times 10^{-6}$ mg dia⁻¹ e $4,1171 \times 10^{-6}$ mg dia⁻¹ para cenoura convencional e orgânica, respectivamente, conforme Tabela 13.

A literatura sugere que a ingestão diária tolerável (MTDI) para Cd esteja entre 0,02 a 0,07 mg dia. Os valores de EDI, ou seja, a ingestão diária de metais estimadas para os vegetais estudados estão abaixo do MTDI para o metal (ZHENG *et al.*, 2007; SHAHEEN *et al.*, 2016; BASHA *et al.*, 2014).

No estudo de Gebeyehu e Bayissa (2020), foi avaliado o EDI de metais de indivíduos que residiam na Etiópia, observou que, devido consumo de repolho e tomate, a ingestão diária máxima tolerável para As, Pd, Cd e Hg, estava abaixo do recomendado pelos órgãos competentes. O valor de EDI encontrado para Cd foi de $1,76 \times 10^{-4}$ mg dia⁻¹ devido ao consumo de 240 g dia⁻¹ de tomate e $4,9 \times 10^{-4}$ mg dia⁻¹ devido ao consumo da mesma quantidade de repolho.

Cabe ressaltar que, o presente estudo, avaliou um metal, o Cd, através do consumo de apenas duas hortaliças, alface e cenoura, o que pode subestimar os riscos do consumo de alimentos contaminados por metais, visto que, a população pode estar exposta através de diversas outras fontes concomitantemente, como discorrido no referencial teórico dessa dissertação.

Estudos sugerem que a exposição a fontes de contaminantes, não pode ser avaliado individualmente, visto que, ocorre ao mesmo tempo. Concentrações próximas ou abaixo dos limites estabelecidos pelos órgãos reguladores, podem encobrir um potencial risco à saúde para a população exposta. Deve-se ainda levar em consideração que os contaminantes químicos podem agir sinergicamente, o que potencializaria os riscos à saúde (TSATSAKIS *et al.*, 2016; JARDIM E CALDAS, 2009).

Ao comparar-se os valores de EDI encontrados nos vegetais convencionais e orgânicos, pode-se perceber que, o EDI proveniente do consumo da alface convencional é quase 2 vezes maior do que se considerar-se o consumo da alface orgânica, e EDI proveniente do consumo de cenouras não apresentou diferença significativa.

Outro índice utilizado para estimar o prejuízo a saúde através do consumo de alimentos contaminados com metais é o quociente de risco alvo (*Target hazard quotients* – THQ), o qual avalia risco não carcinogênico do consumo de vegetais, como discutido no item 1.6 dessa dissertação, e apresentado na Tabela 13 (GUPTA *et al.*,

2019; GUO *et al.*, 2019; GEBEYEHU e BAYISSA, 2020; LIANG *et al.*, 2019; ALAM *et al.*, 2018; VAROL *et al.*, 2017; ANTONIE *et al.*, 2017).

Na avaliação de risco não carcinogênico do consumo de vegetais, espera-se que valores de THQ estejam abaixo de 1, o que, teoricamente, nos garantiria que não os efeitos não cancerígenos para a saúde não são importantes, no consumo do vegetal avaliado. Por outro lado, valores de THQ superiores a 1, indicam a possível ocorrência de que efeitos adversos à saúde, a longo prazo, através do consumo do vegetal avaliado (GUPTA *et al.*, 2019; GUO *et al.*, 2019; GEBEYEHU e BAYISSA, 2020; LIANG *et al.*, 2019; ALAM *et al.*, 2018; VAROL *et al.*, 2017; ANTONIE *et al.*, 2017).

Os valores de THQ para Cd encontrados em alface crespa convencional e orgânica, foram de 0,0052 e 0,0027, respectivamente, considerando um consumo de 26 g dia. Enquanto para cenoura, considerando um consumo de 30 g dia, o THQ estimado foi de 0,0045 e 0,0041 para cenoura convencional e orgânica, respectivamente, conforme Tabela 14. Pode-se considerar que a contaminação dos vegetais estudados por Cd, não apresentam risco não carcinogênico a longo prazo. Entretanto, destaca-se que o EDI e o THQ para a alface são duas vezes maiores no cultivo convencional em relação ao orgânico.

A mesma problemática discutida nos resultados de EDI podem ser discutidas quanto aos resultados de THQ encontrados, visto que, a exposição à metais podem ocorrer através do consumo de outros alimentos pertencentes a dieta brasileira, assim como de outras fontes, como a poluição.

Tabela 14 - Comparativo da EDI encontrados para consumo de alface e cenoura convencionais e orgânicos, com a MTDI para Cd .

Hortaliças	Cultivo	EDI (mg dia ⁻¹)	THQ
	Convencional	5,1947 x 10 ⁻⁶	0,0052
Alface	Orgânico	2,7197 x 10 ⁻⁶	0,0027
	Convencional	4,5428 x 10 ⁻⁶	0,0045
Cenoura	Orgânico	4,1171 x 10 ⁻⁶	0,0041

Cabe ressaltar que, de acordo com Jardim e Caldas (2009), o processamento do alimento, como descasque, higienização, e o próprio cozimento, pode alterar a concentração de contaminantes. Isso pode ocorrer pela degradação química do contaminante, com conseqüente diminuição da exposição e risco perante o consumo.

Apesar deste estudo não ter avaliado o tipo de preparação consumida pelos respondentes, um levantamento realizado pelo IBGE nos anos de 2008 a 2012, e citado por Canella *et al.* (2018), mostraram que os brasileiros têm maior tendência a preferir o consumo de hortaliças cruas. De acordo com a pesquisa, 59,2 % dos vegetais são consumidos crus, seguido por 17,4 %, 15,4 % e 6,8% cozidos, em sopas e refogados, respectivamente. Logo, pode-se pressupor que tanto a alface crespa quanto a cenoura, são hortaliças consumidas, em sua maioria, cruas.

O índice de risco (*Hazard Index* – HI), mencionado no item 1.6, o qual avalia a exposição a diferentes metais concomitantemente, não foi empregado em nosso estudo, visto que, as amostras foram analisadas somente quanto a contaminação de um metal, o Cd.

4 CONCLUSÃO

Nos últimos anos houve um aumento do consumo de hortaliças em decorrência da busca da população por uma vida mais saudável. Entretanto, o consumo de vegetais pode ser uma importante rota para a exposição humana à metais tóxicos, visto que esses possuem grande capacidade de bioacumulação em plantas e uma meia-vida extensa. Entre as fontes de contaminação dos alimentos por metais está a utilização de agrotóxicos, o quais podem conter em suas formulações importantes concentrações de metais como o Cd. A exposição prolongada ao Cd está associada ao surgimento de diversas doenças, entre elas desordens endócrinas, cardiovasculares, lesões renais e câncer.

No presente trabalho, as concentrações médias de Cd nas amostras de alface convencional e orgânica estão abaixo dos limites estabelecidos pelos órgãos reguladores mundial. Ao avaliar individualmente, todas as amostras de alface crespa orgânica apresentaram concentrações de Cd abaixo do limite máximo estabelecido pela legislação brasileira e pelos órgãos reguladores do EUA, UE e China. Entretanto quase 1/3 das amostras de alface convencional apresentaram concentrações acima do estabelecido. As amostras de cenoura orgânica e convencional apresentaram uma concentração média de Cd maior do que o preconizado pela RDC nº42 da ANVISA. Quase 40 % das amostras de cenoura orgânica estavam com concentrações de Cd acima do limite e uma das amostras de cenoura convencional apresentou concentração três vezes maior do que o permitido.

A avaliação da exposição crônica ao Cd realizada com o emprego de concentrações médias e através do padrão de consumo dessas hortaliças foi satisfatória, não apresentando assim, potencial risco a saúde. Cabe ressaltar que os órgãos reguladores, os quais determinam concentrações consideradas seguras de metais em alimentos, podem subestimar o potencial risco a saúde. Estimar a exposição a diversos metais potencialmente tóxicos de diversas fontes concomitantemente levaria a uma melhor percepção do risco do consumo isolado de alimentos contaminados.

Os vegetais orgânicos, ou seja, cultivados sem o emprego de agrotóxicos, apresentaram concentrações mais baixas do metal, o que corrobora com trabalhos publicados em diversos países, descritos no referencial teórico dessa dissertação. A

maior tendência do acúmulo de Cd ocorreu na alface crespa, hortaliça folhosa, o que também foi descrito por outros autores.

|

REFERÊNCIAS

- AHMED, M.; MATSUMOTO, M.; OZAKI, A.; THINH, N.; KUROSAWA, K. Heavy Metal Contamination of Irrigation Water, Soil, and Vegetables and the Difference between Dry and Wet Seasons Near a Multi-Industry Zone in Bangladesh. **Water**, v.11, n. 3, 583, 2019. Disponível em: < <https://kyushu-u.pure.elsevier.com/en/publications/heavy-metal-contamination-of-irrigation-water-soil-and-vegetables-2> >. Acesso em: 16 ago. 2020.
- AISHATH, N. *et al.* A review on global metal accumulators—mechanism, enhancement, commercial application, and research trend. **Environmental Science and Pollution Research**, 2019. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/31363977> >. Acesso em: 16 ago. 2019.
- ANTONIE, J. M. R., *et al.* Assessment of the potential health risks associated with the aluminium, arsenic, cadmium and lead content in selected fruits and vegetables grown in Jamaica. **Toxicology Reports**, v. 4, p. 181-187, 2017. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28959639> >. Acesso em: 16 ago. 2019.
- AKESSON, A. *et al.* Non-renal effects and the risk assessment of environmental cadmium exposure. **Environmental Health Perspectives**, 122, 431–438, 2014. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24569905> >. Acesso em: 16 ago. 2019.
- ALAM, M. *et al.* Concentrations, dietary exposure, and human health risk assessment of heavy metals in market vegetables of Peshawar, Pakistan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, p. 505, 2018. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30088102> >. Acesso em: 16 ago. 2019.
- ALENCAR, G. V. *et al.* Percepção ambiental e uso do solo por agricultores de sistemas orgânicos e convencionais na Chapada da Ibiapaba, Ceará. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v.51, p.217-236, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-0032013000200001&script=sci_abstract&lng=pt>. Acesso em: 15 ago. 2019.
- ANTONIADIS, V. *et al.* Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining area in Germany. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 192 - 200, 2017. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27117508> >. Acesso em: 15 ago. 2019.
- AOSHIMA, K. Itai-itai disease: renal tubular osteomalacia induced by environmental exposure to cadmium-historical review and perspectives. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 62, p. 319–326, 2016. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23095355> >. Acesso em: 16 ago. 2019.
- ARAÚJO, M. C. *et al.* Elaboração de questionário de frequência alimentar semi quantitativo para adolescentes da região metropolitana do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista de Nutrição**, v. 23, n. 2, p. 179-189, 2010. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-52732010000200001>. Acesso em: 15 ago. 2019.
- ARAÚJO, E. M. *et al.* Using Machine Learning and Multi-Element Analysis to Evaluate the Authenticity of Organic and Conventional Vegetables. **Food Analytical Methods**, v. 12, n. 11, p. 2542-2554, 2019. Disponível em: < <https://link.springer.com/article/10.1007/s12161-019-01597-2> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

ARSCOTT, S. A.; TANUMIHARDJO, S. A. Carrots of many colors provide basic nutrition and bioavailable phytochemicals acting as a functional food. **Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety**, v. 9, p. 223–239, 2010. Disponível em: < <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1541-4337.2009.00103.x> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

BABA, H. *et al.* Histopathological analysis for osteomalacia and tubulopathy in itai-itai disease. **Toxicological Sciences**, v. 39, p. 91–94, 2014. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24418713/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.
BAIRD, C.; CANN, M. **Química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARREGARD, L. *et al.* Blood cadmium levels and incident cardiovascular events during follow-up in a population-based cohort of Swedish adults: the Malmo Diet and Cancer Study. **Environmental Health Perspectives**, v. 124, p. 594–600, 2016. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26517380/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

BAKKALI, K. *et al.* Determination of heavy metal content in vegetables and oils from Spain and Morocco by inductively coupled plasma mass spectrometry. **Analytical Letters**, v. 45, p. 907 - 919, 2012. Disponível em: < <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00032719.2012.655658> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

Basha, A. M. *et al.* Trace metals in vegetables and fruits cultivated around the surroundings of Tummalapalle uranium mining site, Andhra Pradesh, India. **Toxicology Reports**, 1:505–512., 2014. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214750014000560> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

BARROSO, S. H. *et al.* Organic food and the impact on human health. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, 2017. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29190113> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

BRANTSAETER, A. L. *et al.* Organic Food in the Diet: Exposure and Health Implications. **Annual Review of Public Health**, v. 20, p. 295-313, 2017. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27992727> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

BORGES, A. R. *et al.* Method development for the determination of chromium and thallium in fertilizer samples using graphite furnace atomic absorption spectrometry and direct solid sample analysis. **Microchemical Journal**, v. 119, p. 169 175, 2015. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0026265X14002161> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

BOTHE, H. Plants in heavy metal soils. **Detoxification of heavy metals**, p. 35–57, 2011. Disponível em: < https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-21408-0_2 >. Acesso em: 16 ago. 2019.

BRASIL. Decreto de nº 6.323, 27 de dezembro de 2007. Dispões sobre as atividades pertinentes ao desenvolvimento da agricultura orgânica, definidas pela Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003, ficam disciplinadas por este Decreto, sem prejuízo do cumprimento das demais normas que estabeleçam outras medidas relativas à qualidade dos produtos e processos. Brasília, DF, 27 dez. 2007.

BRASIL. Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003. Dispõe sobre a agricultura orgânica e dá outras providências. Brasília, DF, 23 dez. 2003.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa nº 18**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 20 de jun. de 2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Regulamento técnico de porções de alimentos embalados para fins de rotulagem nutricional. Resolução RDC nº 359, de 23 de dezembro de 2003. [Acesso em: 2016 mai 15] Disponível em: < <http://www.vigilanciasanitaria.sc.gov.br/index.php/download/category/192-rotulagem?download=918:resolucao-rdc-n-359-2003-porcao-e-medida-caseira> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

Canella D. S., *et al.* Consumo de hortaliças e sua relação com os alimentos ultraprocessados no Brasil. *Revista de Saúde Pública*, p. 52-50, 2018. Disponível em: < https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0034-89102018000100243&script=sci_abstract&lng=pt >. Acesso em: 15 ago. 2019.

CHEN, C. Y., *et al.* Cadmium toxicity induces ER stress and apoptosis via impairing energy homeostasis in cardiomyocytes. **Bioscience Reports**, v. 35: e00214, 2015. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4613727/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

cnabrazil.org.br/assets/arquivos/hortalicas_balanco_2017.pdf. Acessado em: 14 de agosto de 2019.

CORGUINHA, A. P. B. *et al.* Assessing arsenic, cadmium, and lead contents in major crops in Brazil for food safety purposes. **Journal Food Composition**, v. 37, p. 143 – 150, 2015. Disponível em: < <https://core.ac.uk/download/pdf/82456001.pdf> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

COUTINHO, E. L. M., *et al.* Adubação fosfatada em cultivares de alface cultivada em solos deficientes. **Nucleus**, v.5, p. 279 – 287, 2008. Disponível em: < <http://nucleus.feituverava.com.br/index.php/nucleus/article/view/87> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

DALA-PAULA, B. M. *et al.* Cadmium, copper and lead levels in different cultivars of lettuce and soil from urban agriculture. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 383 – 389, 2018. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29990946> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

Daniela Schiavo. Espectrometria de absorção atômica: Fundamentos, figuras de mérito, otimização do instrumento e aspectos práticos. Disponível em: < www.cnpsa.embrapa.br/met/images/arquivos/18MET/palestras/31-10-2013/Abs_Atomic_Daniela.pdf >. Acesso em: 16 ago. 2019.

DEFARGE, N.; VENDÔMOISB, J. S.; SÉRALINIA, G. E. Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. **Toxicology Reports**, v. 5, p. 156–163, 2018. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S221475001730149X> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

DOUAY, F. *et al.* Assessment of potential health risk for inhabitants living near a former lead smelter. Part 1: metal concentrations in soils, agricultural crops, and homegrown vegetables. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 3665–3680, 2013. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22886627> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

DROZDOVA, I. V. *et al.* The accumulating ability and nickel tolerance of Brassicaceae species of the North Caucasus in connection with the problem of phytoremediation. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. 235–241, 2017. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0375674217301668> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

EDOGBO, B. *et al.* Risk analysis of heavy metal contamination in soil, vegetables and fish around Challawa area in Kano State, Nigeria. **Scientific African**, v.7, 2020. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468227620300193?via%3Dihub> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

EL-KADY, A. A.; ABDEL-WAHH, M. A. Occurrence of trace metals in foodstuffs and their health impact. **Trends in Food Science & Technology**, v. 75, p. 36–45, 2018. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0924224418300177> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

EMBRAPA HORTALIÇAS - CNPH. **Situação das Safras de Hortaliças no Brasil - 2000-2012**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/hortalicas>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

ERIKSEN, K. T. *et al.* Dietary Cadmium Intake and Risk of Breast, Endometrial and Ovarian Cancer in Danish Postmenopausal Women: A Prospective Cohort Study. **Plos One**, v. 9, 2014. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4071014/> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

FAN, K.; ZHANG, M.; MUJUMDAR, A. S. Recent developments in high efficient freeze-drying of fruits and vegetables assisted by microwave: A review. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, 2018. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29319330> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

FILIPIC, M. Mechanisms of cadmium induced genomic instability. **Mutation Research**, v. 733, p. 69-77, 2012. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21945723/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

FRANÇA, F. C. *et al.* Heavy metals deposited in the culture of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by the influence of vehicular traffic in Pernambuco, Brazil. **Food and Chemical Toxicology**, n. 215, p. 171 – 176, 2017. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308814616312018> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

GRIFFITHS, A. M. *et al.* A retail market study of organic and conventional potatoes (*Solanum tuberosum*): mineral content and nutritional implications. **International Journal of Food Sciences and Nutrition**, v. 63, n. 4, p. 393–401, 2012. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22022779/> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

GAWEDA, M.; NIZIOL-LUKASZEWSKA, Z.; SZOPINSKA, A. The contents of selected metals in carrot cultivated using conventional, integrated and organic method. **Acta Horticulturae**, v. 936, p. 257–263, 2012. Disponível em: < https://www.actahort.org/books/936/936_31.htm >. Acesso em: 15 ago. 2019.

GOMIERO, T. Food quality assessment in organic vs. conventional agricultural produce: findings and issues. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 714 - 728, 2018. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139317302573> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

GONZALÉZ, N. *et al.* Occurrence of environmental pollutants in foodstuffs: A review of organic vs. conventional food. **Food and Chemical Toxicology**, v. 125, p. 370 – 375, 2019.

GOSADI, I. M. *et al.* Development of a Saudi Food Frequency Questionnaire and testing its reliability and validity. **Saudi Medical Journal**, vol. 38, n. 6, 2017. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28578444/> >. Acesso em: 15 ago.

GREEN, A. J. *et al.* Cadmium exposure increases the risk of juvenile obesity: A human and zebra fish comparative study. **International Journal of Obesity**, v. 42, n. 7, p. 1285 – 1295, 2017. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29511319> >. Acesso em: 15 ago. 2019

GUNATILAKE, S.; SENEFF, S.; ORLANDO, L. Glyphosate's Synergistic Toxicity in Combination with Other Factors as a Cause of Chronic Kidney Disease of Unknown Origin. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.16, p. 2734, 2019. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/31370256> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

GUPTA, N. *et al.* Trace elements in soil-vegetables interface: Translocation, bioaccumulation, toxicity and amelioration - A review. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 2927 – 2942, 2019. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718339202> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

GUO, G. *et al.* Probabilistic Human Health Risk Assessment of Heavy Metal Intake via Vegetable Consumption around Pb/Zn Smelters in Southwest. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, p. 3267, 2019. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31491979/> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

GEBEYEHU, H. R.; BAYISSA, L. D. Levels of heavy metals in soil and vegetables and associated health risks in Mojo area, Ethiopia. **PLoS ONE**, v. 15, n. 1, 2020. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6992214> >. Acesso em: 15 ago. 2020.

GÜVEN, D. E.; AKINCI, G. Comparison of acid digestion techniques to determine heavy metals in sediment and soil samples. **Gazi University Journal of Science**, v. 24, n. 1, p. 29 – 34, 2011. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832014000200029 >. Acesso em: 15 ago. 2019.

HADAYAT, N. *et al.* Assessment of trace metals in five most-consumed vegetables in the US: Conventional vs. organic. **Environmental Pollution**, v. 243, p. 292 - 300, 2018. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30193223> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

HANEETH, T.J.J. *et al.* Hazard potential of widespread but hidden historic offshore heavy metal (Pb, Zn) contamination (Gulf of Cadiz, Spain). **Science of the Total Environment**, p. 561 – 576, 2018. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29754090> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

HATTAB, S. *et al.* Metals and micronutrients in some edible crops and their cultivation soils in eastern-central region of Tunisia: a comparison between organic and conventional farming. **Food Chemistry**, v. 270, p. 293 – 298, 2018. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30174049> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

HELMFRID, I., *et al.* Exposure of metals and PAH through local foods and risk of cancer in a historically contaminated glassworks área. **Environment International**, v. 131, 2019.

Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412018331830> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

HERNÁNDEZ, *et al.* Toxic effects of pesticide mixtures at a molecular level: their relevance to human health. **Toxicology**, v. 307, p. 136–145, 2013. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22728724> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

HIROSE, A. *et al.* Tomato juice intake increases resting energy expenditure and improves hypertriglyceridemia in middle-aged women: an open-label, single-arm study. **Nutrition Journal**, p. 14 -34, 2015. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25880734> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

HU, A. W. *et al.* Heavy metals in intensive greenhouse vegetable production systems along Yellow Sea of China: Levels, transfer and health risk. **Chemosphere**, p. 167, 82 – 90, 2017. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27710846> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

HU, J. *et al.* 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, p. 455 - 461, 2013. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23273879> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

HUANG, X. *et al.* Reducing Cadmium Accumulation in Plants: Structure-Function Relations and Tissue-Specific Operation of Transporters in the Spotlight. **Plants-Basel**, v. 9, p. 223, 2020. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32050442/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

HUFF, J. *et al.* Cadmium-induced cancers in animals and in humans. **International Journal Occupation Environmental Health**, v. 13, p. 202–212, 2007. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3399253> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

HURTADO-BARROSOA, B. C. *et al.* Organic food and the impact on human health. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29190113> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

IARC. Agents Classified by the IARC Monographs, p.123, 2017. Disponível em: <<https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/09/ClassificationsAlphaOrder.pdf>>. Acesso em: 26 de mar. 2019.

ISLAM, M. A. *et al.* Trace metals accumulation in soil irrigated with polluted water and assessment of human health risk from vegetable consumption in Bangladesh. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 40, n.1, p.59–85, 2017. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/312523254_Trace_metals_accumulation_in_soil_irrigated_with_polluted_water_and_assessment_of_human_health_risk_from_vegetable_consumption_in_Bangladesh >. Acesso em: 26 de mar. 2019.

INSPEÇÕES E CERTIFICAÇÕES AGROPECUÁRIAS E ALIMENTÍCIAS. **IBD 4ª edição**: certificações de produtos orgânicos, 2018. Disponível em: < <http://ibd.com.br/pt/Default.aspx> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

ITERA - Integrated Risk Information System, 2013. Homepage of IRIS. Disponível em: <https://www.tera.org/iter/>. Acesso em: 16 ago. 2019.

JAMES, A. *et al.* An omics based assessment of cadmium toxicity in the green alga *Chlamydomonas reinhardtii*. **Aquatic Toxicology**, v. 126, p. 355 – 364, 2013. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23063003>>. Acesso em: 08 abr. 2020.

JARDIM, A. N.; CALDAS, E. L. Exposição humana a substâncias químicas potencialmente tóxicas na dieta e os riscos para saúde. **Química Nova**, v. 32, 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422009000700036>. Acesso em: 08 abr. 2020.

JOSEPH, P. Mechanisms of cadmium carcinogenesis. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 238, p. 272–279, 2009. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/19371617/>>. Acesso em: 08 abr. 2020.

JECFA, 2016. Summary and Conclusions of the Sixty-first Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), pp. 18 - 22. Disponível em: <<https://www.who.int/ipcs/en/>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

KIBBLEWHITE, M. G. Contamination of agricultural soil by urban and peri-urban highways: overlooked priority? **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1331 – 1336, 2018. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30125843>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

KOOKANA, R. S. *et al.* Nanopesticides: guiding principles for regulatory evaluation of environmental risks. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 62, p. 4227–4240, 2014. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24754346>>. Acesso em: 16 ago. 2019.

KREJCOVÁ, A. *et al.* An elemental analysis of conventionally, organically and self-grown carrots. **Food and Chemical Toxicology**, v. 192, p. 242 - 249, 2016. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26304343>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

KUMARI, D.; JOHN, S. Health Risk Assessment of Pesticide Residues. In: Fruits and Vegetables from Farms and Markets of Western Indian Himalayan Region. **Chemosphere**, 2019. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30822723>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, regulamentada pelo Decreto nº 4.074/2002, em seu artigo 2º

LI, G. *et al.* Urban soil and human health: a review. **European Journal of Soil Science**, v. 69, p. 196-215, 2018. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ejss.12518>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

LI, N. *et al.* 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. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969715003563>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

LIMA, J. C. S. *et al.* Desempenho de cultivares de alface do grupo crespa em Jataí-GO. **XX Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XVI Encontro Latino Americano de Pós-Graduação e VI Encontro de Iniciação à Docência – Universidade do Vale do Paraíba**, 2018. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1069390/1/Milanez2016.pdf>>. Acesso em: 16 ago. 2019.

LI, P. *et al.* Alleviation of chilling injury in tomato fruit by exogenous application of oxalic acid. **Food Chemistry**, v. 202, p. 125–132, 2016. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26920276> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

LIU, P. *et al.* Maximum cadmium limits establishment strategy based on the dietary exposure estimation: an example from Chinese populations and subgroups. **Environmental Science Pollution Research International**, v. 25, p. 18762, 2018. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29713972> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

LIANG, G. *et al.* Analysis of Heavy Metals in Foodstuffs and an Assessment of the Health Risks to the General Public via Consumption in Beijing, China. **International Journal Environmental Research and Public Health**, v. 16, p. 909, 2019. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30871239> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

Lotter, D. W. Organic agriculture. **Journal of Sustainable Agriculture**, v. 21, p. 59–128, 2003. Disponível em: < https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1300/J064v21n04_06 >. Acesso em: 16 ago. 2019.

LU, C. *et al.* Neonicotinoid Residues in Fruits and Vegetables: An Integrated Dietary Exposure Assessment Approach. **Environmental Science & Technology**, v. 52, p. 3175–3184, 2018. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29380592> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

LUCCHINI, R. G., *et al.* Neurocognitive impact of metal exposure and social stressors among schoolchildren in Taranto, Italy. **Environmental Health**, p. 18 – 67, 2019. Disponível em: < <https://ehjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12940-019-0505-3> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

LUEVANO, J.; DAMODARAN, C. A review of molecular events of cadmium-induced carcinogenesis.. **Journal Environmental Pathology Toxicology Oncol**, v. 33, p. 183-194, 2014. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25272057/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

MACHADO, C. S. *et al.* Health risks of environmental exposure to metals and herbicides in the Pardo River, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28643278> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

MAHMOUD-HAMED, M. S. E *et al.* Distribution and health risk assessment of cadmium, lead, and mercury in freshwater fish from the right bank of Senegal River in Mauritania. **Environmental Monitoring and Assessment**, p. 191:493, 2019. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/31300901> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

MOHAMED, E. I. *et al.* Quantitative analysis of acetamiprid and imidacloprid residues in tomato fruits under greenhouse conditions. **Journal of Environmental Science and Health**, 2019. Disponível em: < <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/03601234.2019.1641389?needAccess=true> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

MEDINA, M. F. *et al.* Early signs of toxicity in testes and sperm of rats exposed to low cadmium doses. **Toxicology Ind Health**, v. 33, p. 576-587, 2017. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28678676/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

MEN, C. *et al.* Uncertainty analysis in source apportionment of heavy metals in road dust based on positive matrix factorization model and geographic information system. **Science of**

The Total Environment, p. 27:39, 2019. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718341032>>. Acesso em: 19 jun. 2020.

MYONG, J. P. *et al.* Association between blood cadmium levels and 10-year coronary heart disease risk in the general Korean population: the Korean National Health and Nutrition Examination Survey. **PLOS ONE**, v. 9, p. , 2014. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25383551/>>. Acesso em: 19 jun. 2020.

NABULO, G.; BLACK, C. R.; YOUNG, S. D. Trace metal uptake by tropical vegetables grown on soil amended with urban sewage sludge. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 368 – 376, 2011. Disponível em: < <http://europepmc.org/abstract/med/21129831>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

NAIKA, S. *et al.* A Cultura do tomate. Wageningen: Fundação Agromisa e CTA, p. 104, 2006. Disponível em: < <https://www.doccity.com/pt/cultura-do-tomate/4770394/>>. Acesso em: 16 ago. 2019.

NAILA, A. *et al.* A review on global metal accumulators—mechanism, enhancement, commercial application, and research trend. **Environmental Science and Pollution Research**, 2019. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/31363977>>. Acesso em: 16 ago. 2019.

NAKAMURA, C. S. *et al.* Metal(loid)s in Cucurbita pepo in a Uranium Mining Impacted Area in Northwestern New Mexico, USA. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, 2019. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/31323819>>. Acesso em: 16 ago. 2019.

ODAI, T. *et al.* Unsalted tomato juice intake improves blood pressure and serum low-density lipoprotein cholesterol level in local Japanese residents at risk of cardiovascular disease. **Food Science & Nutrition**, p. 1-9, 2019. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/31367355>>. Acesso em: 16 ago. 2019.

OLAIA, *et al.* Accumulation and translocation of essential and nonessential elements by tomato plants (*Solanum lycopersicum*) cultivated in open-air plots under organic or conventional farming techniques. **Journal Agriculture Food Chemical**, v. 63, p. 9461–9470, 2015. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26457684/>>. Acesso em: 20 jun. 2020.

PANAGOS, P. *et al.* Contaminated sites in Europe: Review of the current situation based on data collected through a European network. **Journal of Environmental Public Health**, 2013. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23843802/>>. Acesso em: 19 jun. 2020.

PARENTE, C. E. T. *et al.* Multi-temporal accumulation and risk assessment of available heavy metals in poultry litter fertilized soils from Rio de Janeiro upland region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n.1, p.1-13, 2019. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30591972/>>. Acesso em: 19 jun. 2020.

PARODI, D. A. *et al.* Alteration of Mammary Gland Development and Gene Expression by *In Utero* Exposure to Cadmium. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 18, 2017. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5618588/>>. Acesso em: 19 jun. 2020.

PEDRAZA, D. F.; MENEZES, T. N. Questionários de Frequência de Consumo Alimentar desenvolvidos e validados para população do Brasil: revisão da literatura. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 20, n. 9, p. 2697-2720, 2015. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-81232015000902697&script=sci_abstract&lng=pt >. Acesso em: 15 ago. 2019.

PERALTA-VIDEA, J. R. *et al.* The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. **International Journal of Biochemistry and Cell Biology**, v. 41 n.8, p.1665 – 1677, 2009. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19433308> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

PERVEEN, R. *et al.* Tomato (*Solanum lycopersicum*) Carotenoids and Lycopenes Chemistry; Metabolism, Absorption, Nutrition, and Allied Health Claims- A Comprehensive Review. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, v. 55, p. 919-929, 2015. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24915375> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

POSSENT, J. C., *et al.* A agricultura convencional e suas implicações para o meio ambiente. **I Seminário Sistemas de Produção Agropecuária, 2007**- Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Dois Vizinhos (UTFPR, DV). Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0303-76572012000100014>. Acesso em: 15 ago. 2019.

RANI, A. *et al.* Cellular mechanisms of cadmium- induced toxicity: a review. **International Journal of Environmental Health Research**, v. 24, p. 378-399, 2014. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24117228/>>. Acesso em: 19 jun. 2020.

REN, Y. *et al.* (2019), Mechanism of cadmium poisoning on testicular injury in mice. **Oncology Letters**, v. 18, p. 1035-1042, 2019. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6607104/>>. Acesso em: 19 jun. 2020.

REBOREDO, F. *et al.* Metal content in edible crops and agricultural soils due to intensive use of fertilizers and pesticides in Terras da Costa de Caparica (Portugal). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n.3, p. 2512-2522, 2019. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30471064/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

REGANOLD, J. P., WACHTER, J. M. Organic agriculture in the twenty-first century. **Nature Plants**, v. 2, p. 15221, 2016. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27249193/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

Revista Brasileira de Agricultura Irrigada v.10, nº.1, p. 460 - 467, 2016 ISSN 1982-7679 (Online) Fortaleza, CE, INOVAGRI – <http://www.inovagri.org.br> DOI: 10.7127/rbai.v10n100372 Protocolo 372.16 – 16/11/2015 Aprovado em 02/02/2016 PRODUTIVIDADE DE CULTIVARES DE CENOURAS IRRIGADAS EM DIFERENTES ESPAÇAMENTOS ENTRE PLANTAS Geraldo Milanez de Resende1* , Nivaldo Duarte Costa2 , Jony Eshi Yuri1 , José Hortêncio Mota3

SANDERSA, A. P. *et al.* Combined exposure to lead, cadmium, mercury, and arsenic and kidney health in adolescents age 12–19 in NHANES 2009–2014. **Environment International**, v. 131, 2019. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412019301990> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

SARAH, R. *et al.* Bioaccumulation of heavy metals in *Channa punctatus* (Bloch) in river Ramganga (U.P.), India. **Saudi Journal of Biological Sciences**, 2019. Disponível em: <

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1319562X19300336> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

SARWAR, N. *et al.* Role of mineral nutrition in minimizing cadmium accumulation by plants. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 90, p. 925–937, 2010. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/20355131/> >. Acesso em: 25 jun. 2020.

SATARUG, S. *et al.* Cadmium, environmental exposure, and health outcomes. **Environmental Health Perspectives**, v. 118, p. 182–190, 2010. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20123617> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

<saude.br/index.php/articles/artigos/doencas-cronicas-nao-transmissiveis/111-doencas-cronicas-nao-transmissiveis/236-aumenta-o-consumo-de-frutas-e-hortalicas-na-populacao-brasileira-contudo-a-mesma-permanece-sedentaria>. Acessado em: 14 de agosto de 2019.

SAWUT, A. C. R. *et al.* Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in the vegetable bases of northwest China. **Science of the Total Environment**, v. 642, p. 864 – 878, 2018. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29925057> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

SHAHEEN, N. *et al.* Presence of heavy metals in fruits and vegetables: Health risk implications in Bangladesh, *Chemosphere*, v. 152, p. 431–438, 2016. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653516302120> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

SHARAFI, K. *et al.* Bioaccessibility analysis of toxic metals in consumed rice through an in vitro human digestion model – Comparison of calculated human health risk from raw, cooked and digested rice. **Food Chemistry**, v. 299, 2019. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/31284243> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

SHERIEF, L. M. *et al.* Cadmium status among pediatric cancer patients in Egypt. **Medicine**, p. 740, 2015. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4602885/> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

<sidra.ibge.gov.br> . Acessado em: 14 de agosto de 2019.

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**, 2013. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23887889> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

SIMON, P. W. *et al.* Carrot. **Vegetables II Fabaceae, Liliaceae, Solanaceae, and Umbelliferae**, 327–357, 2008. Disponível em: <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-0-387-74110-9_8>. Acesso em: 16 ago. 2019.

SIMON, P. W., BOWMAN, M. J., TANUMIHARDJO, S. A. Horticultural crops as a source of carotenoids. **Carotenoids and human health**, p. 293–301, 2013. Disponível em: < https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-62703-203-2_18 >. Acesso em: 15 ago. 2019.

SONG, Y. *et al.* Dietary cadmium exposure assessment among the Chinese population. **PLoS ONE**, v. 12, p. 5, 2017. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5436861> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

SULTANA, M. S. *et al.* Health risk assessment for carcinogenic and noncarcinogenic heavy metal exposures from vegetables and fruits of Bangladesh. **Cogent Environmental Science**, v. 3, 2017. Disponível em: < <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/23311843.2017.1291107> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

STOLARCZYJ, J.; JANICK, J. Carrot: history and iconography. **Chronica Horticulturae**, v. 51, 2011. Disponível em: < <https://hort.purdue.edu/newcrop/pdfs/ch5102-carrot.pdf> >. Acesso em: 16 ago. 2019. FAO/WHO, 2016. Codex Committee on Contaminants in Foods 10th Session.

TELLEZ-PLAZA, M. *et al.* Cadmium exposure and all-cause and cardiovascular mortality in the US general population. **Environmental Health Perspectives**, v. 120, p. 1017–1022, 2012. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22472185/#:~:text=The%20population%20attributable%20risks%20associated,%2C%20respectively%2C%20for%20CVD%20mortality> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

TINKOV, A. A. *et al.* Cadmium and atherosclerosis: A review of toxicological mechanisms and a meta-analysis of epidemiologic studies. **Environmental Research**, v. 162, p. 240–260, 2018. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29358116/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

TOKUMOTO, M.; LEE, J. Y.; SATOH, M. Transcription Factors and Downstream Genes in Cadmium Toxicity. **Biological and Pharmaceutical Bulletin**, v. 42, p. 1083–1088, 2019. Disponível em: < https://www.istage.jst.go.jp/article/bpb/42/7/42_b19-00204/article-char/en >. Acesso em: 16 ago. 2019.

Toxicological profile for cadmium. Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. **Department of Health and Human Services**, 2012.

TREUREN, R. V. *et al.* Metabolite variation in the lettuce gene pool: towards healthier crop varieties and food. **Metabolomics**, v. 14, p. 146, 2018. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30830450> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

TSATSAKIS, A. M.; DOCEA, A. O.; TSITSIMPIKOU, C. New challenges in risk assessment of chemicals when simulating real exposure scenarios; simultaneous multi-chemicals' low dose exposure. **Food and Chemical Toxicology**, v. 96, p. 174–176, 2016. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27515866> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

US Environmental Protection Agency. Soil screening guidance: technical background document. 1996. Disponível em: < <https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/download/reference.../755533> >. Acesso em: 16 ago. 2019

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soil and oils, METHOD 3051A: . United States **Environmental Protection Agency**, 2007. Disponível em: < <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

USEPA, “Method 3050B Acid digestion of sediments, sludges and soils”, Revision 2, **Environmental Protection Agency**, Washington, USA 3-5, 1996. Disponível em: < <https://www.epa.gov/esam/epa-method-3050b-acid-digestion-sediments-sludges-and-soils> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

VAN TREUREN, R.; COQUIN, P.; LOHWASSER, U. Genetic resources collections of leafy vegetables (lettuce, spinach, chicory, artichoke, asparagus, lamb's lettuce, rhubarb and rocket salad): Composition and gaps. **Genetic Resources and Crop Evolution**, v. 59, p. 981–997, 2012. Disponível em: < <https://link.springer.com/article/10.1007/s10722-011-9738-x> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

VAROL, M., KAYA, G. K., ALP, A. Heavy metal and arsenic concentrations in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farmed in a dam reservoir on the Firat (Euphrates) River: Risk-based consumption advisories. **Science of the Total Environment**, p. 1288–1296, 2017. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28525936> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

WANG, M. *et al.* Heavy metal contamination and ecological risk assessment of swine manure irrigated vegetable soils in Jiangxi Province, China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 54, n. 5, p. 1350 – 1356, 2018. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29546499> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

WANI, A. F.; ARA, A.; USMANI, J. A. Lead toxicity: a review. **Interdiscip Toxicol**, p. 55–64, 2015. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4961898/> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

ZORRIG, W. *et al.* Genetic Analysis of Cadmium Accumulation in Lettuce (*Lactuca Sativa*). *Plant Physiol Biochem*, v. 136, p. 67-75, 2019. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30658286/> >. Acesso em: 25 jun. 2020.

WELZ, B. *et al.* High-resolution continuum-source atomic absorption spectrometry – What can we expect? **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 14, 2003. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-50532003000200007&script=sci_abstract&lng=pt >. Acesso em: 16 ago. 2019.

WELZ, B.; SPERLING, M. *Atomic Absorption Spectrometry*, 3rd ed., WileyVCH: Weinheim, 1999. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0375674217301668> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

WILLETT, W. C. *Nutritional Epidemiology*. **The American Journal of Clinical Nutrition**, 1998. Disponível em: < <https://academic.oup.com/ajcn/article/69/5/1020/4714912> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

Working Document for Information and Use in Discussions Related to Contaminants and Toxins in the GSCTFF, Netherlands, vol. 4. Disponível em: < http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FMeetings%252FCX-735-12%252FWD%252Fcf12_INF01x.pdf >. Acesso em: 16 ago. 2019.

WRONIAK, M.; REKAS, A. A preliminary study of PCBs, PAHs, pesticides and trace metals contamination in cold-pressed rapeseed oils from conventional and ecological cultivations. **Journal Food Scientists & Technologists**, 2017. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28416887> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

XUE, D. *et al.* Comparative proteomic analysis provides new insights into cadmium accumulation in rice grain under cadmium stress. **Journal Hazardous Materials**, v. 280, p. 269–278, 2014. Disponível em: <

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389414006657>>. Acesso em: 10 jun. 2020.

XU, M. Y. *et al.* Joint toxicity of chlorpyrifos and cadmium on the oxidative stress and mitochondrial damage in neuronal cells. **Food and Chemical Toxicology**, v. 103, p. 246 – 252, 2017. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28286310> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

YADAV, K. K. *et al.* Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: a review on application and future prospects. **Journal of Ecological Engineering**, v. 120, p. 274–298, 2018. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857418302027> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

YAMANOBÉ, Y. *et al.* Sex Differences in Shotgun Proteome Analyses for Chronic Oral Intake of Cadmium in Mice. **Plos One**, v. 10:e0121819, 2015. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25793409/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

YANG, D. *et al.* Effect of cadmium accumulation on mineral nutrient levels in vegetable crops: potential implications for human health. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 19744-53, 2016. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27411535/> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

YANG, J. *et al.* Heavy metal contamination in soils and vegetables and health risk assessment of inhabitants in Daye, China. **Journal of International Medical Research**, v. 46, n.8, p.3374–3387, 2018. Disponível em: < <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0300060518758585> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

YOUNG, J. L. *et al.* Cadmium and High-Fat Diet Disrupt Renal, Cardiac and Hepatic Essential Metals. **NATURE**, v. 9:14675, 2019. Disponível em: < <https://www.nature.com/articles/s41598-019-50771-3> >. Acesso em: 19 jun. 2020.

ZHENG, L. Y., *et al.* Environmental exposures and pediatric kidney function and disease: A systematic review. **Environmental Research**, v. 158, p. 625–648, 2017. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5821495/> >. Acesso em: 16 ago. 2019.

ZHENG, N. *et al.* Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 4, p. 726 – 733, 2010. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969709010572> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

ZHENG, N. *et al.* Population health risk due to dietary intake of heavy metals in the industrial area of Huludao city, China. **Science of the Total Environment**, v. 387, p. 96–104, 2007. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896970700784X> >. Acesso em: 15 ago. 2019.

ZHU, F. *et al.* Health risk assessment of eight heavy metals in nine varieties of edible vegetable oils consumed in China. **Food and Chemical Toxicology**, v. 49, p. 3081 - 3085, 2011. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21964195> >. Acesso em: 15 ago. 2019.