

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA A SUSTENTABILIDADE  
DEPARTAMENTO DE FÍSICA, QUÍMICA E MATEMÁTICA

Victor Dubas da Silva

**ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE  
TÓXICOS EM HORTALIÇAS CULTIVADAS DE MODO CONVENCIONAL,  
HIDROPÔNICO E ORGÂNICO**

Sorocaba - SP

2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA A SUSTENTABILIDADE  
DEPARTAMENTO DE FÍSICA, QUÍMICA E MATEMÁTICA

Victor Dubas da Silva

**ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE  
TÓXICOS EM HORTALIÇAS CULTIVADAS DE MODO CONVENCIONAL,  
HIDROPÔNICO E ORGÂNICO**

Trabalho de conclusão de curso apresentado como requisito parcial para obtenção do título de Licenciado em Química pela Universidade Federal de São Carlos – (UFSCar).

Orientação: Profa. Dra. Luciana Camargo de Oliveira.

Financiamento: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP): auxílio n° 16/10796-5. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES): Edital Pró-Equipamento n° 11/2014, proposta n° 189683. Este trabalho foi desenvolvido em parte enquanto o autor era aluno de ICT sem remuneração da UFSCar e CNPq (edital ProPq 001/2019).

Sorocaba - SP

2022

Silva, Victor Dubas da

Análise da concentração de elementos potencialmente tóxicos em hortaliças cultivadas de modo convencional, hidropônico e orgânico / Victor Dubas da Silva -- 2022.  
48f.

TCC (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Luciana Camargo de Oliveira

Banca Examinadora: Giovanni Pimenta Mambrini, Luana Maria Tavares Rosa

Bibliografia

1. Contaminação alimentar. 2. Elementos potencialmente tóxicos. 3. Cultivo de vegetais. I. Silva, Victor Dubas da. II. Título.



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

COORDENAÇÃO DO CURSO DE LICENCIATURA EM QUÍMICA - CCQL-So/CCTS

Rod. João Leme dos Santos km 110 - SP-264, s/n - Bairro Itinga, Sorocaba/SP, CEP 18052-780

Telefone: (15) 3229-8828 - <http://www.ufscar.br>

DP-TCC-ADP nº 4/2022/CCQL-So/CCTS

**Graduação: Defesa Pública de Trabalho de Conclusão de Curso**

**Ata da Defesa Pública (GDP-TCC-ADP)**

Aos dezoito dias do mês de agosto de 2022, por meio de videoconferência, realizou-se a Defesa Pública do Trabalho de Conclusão de Curso do estudante Victor Dubas da Silva do Curso de Licenciatura em Química - QL-So da Universidade Federal de São Carlos – Campus Sorocaba, devidamente matriculado na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso, perante a Banca Examinadora, composta pelos Professores Profa. Dra. Luciana Camargo de Oliveira, Prof. Dr. Giovanni Pimenta Mambrini e MSc. Luana Maria Tavares Rosa segundo o estabelecido nas Normas para apresentação de Trabalho de Conclusão do Curso.

Após a apresentação e arguições, a Banca deliberou, segundo os critérios estabelecidos nas normas supracitadas:

Nome do Docente	Função	Nota
Profa. Dra. Luciana Camargo de Oliveira	Orientador	10,0
Prof. Dr. Giovanni Pimenta Mambrini	Membro da Banca 1	10,0
Msc. Luana Maria Tavares Rosa	Membro da Banca 2	10,0

Com isso, o Trabalho foi considerado aprovado , com nota final 10,0.

Sorocaba, 18 de agosto de 2022.



Documento assinado eletronicamente por **Giovanni Pimenta Mambrini, Docente**, em 18/08/2022, às 15:55, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Luciana Camargo de Oliveira, Docente**, em 18/08/2022, às 15:55, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufscar.br/autenticacao>, informando o código verificador **0784987** e o código CRC **FB2412AB**.

**Referência:** Caso responda a este documento, indicar expressamente o Processo nº 23112.029462/2022-61

SEI nº 0784987



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

COORDENAÇÃO DO CURSO DE LICENCIATURA EM QUÍMICA - CCQL-So/CCTS

Rod. João Leme dos Santos km 110 - SP-264, s/n - Bairro Itinga, Sorocaba/SP, CEP 18052-780

Telefone: (15) 3229-8828 - <http://www.ufscar.br>

DP-TCC-FA nº 4/2022/CCQL-So/CCTS

Graduação: Defesa Pública de Trabalho de Conclusão de Curso

Folha Aprovação (GDP-TCC-FA)

FOLHA DE APROVAÇÃO

VICTOR DUBAS DA SILVA

ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM HORTALIÇAS CULTIVADAS DE MODO CONVENCIONAL, HIDROPÔNICO E ORGÂNICO

Trabalho de Conclusão de Curso

Universidade Federal de São Carlos – Campus Sorocaba

Sorocaba, 18 de agosto de 2022

#### ASSINATURAS E CIÊNCIAS

Cargo/Função	Nome Completo
Orientador	Profa. Dra. Luciana Camargo de Oliveira
Membro da Banca 1	Prof. Dr. Giovanni Pimenta Mambrini
Membro da Banca 2	Msc. Luana Maria Tavares Rosa



Documento assinado eletronicamente por **Luciana Camargo de Oliveira, Docente**, em 18/08/2022, às 15:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Giovanni Pimenta Mambrini, Docente**, em 18/08/2022, às 15:55, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufscar.br/autenticacao>, informando o código verificador **0784986** e o código CRC **A7C2A6DD**.

Referência: Caso responda a este documento, indicar expressamente o Processo nº 23112.029462/2022-61

SEI nº 0784986

*Aos meus pais, pelo apoio incondicional.*

## AGRADECIMENTO

À minha família, que sempre me apoiou.

À minha orientadora, que sempre esteve disponível, parece ter uma paciência ilimitada e me recebeu de braços abertos enquanto eu estava em desespero considerável.

À G. V., que me acompanhou de modo significativo em parte do desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus amigos, em especial G. M., J. M. e L. A., que certamente já cansaram de me ouvir falar do TCC, mas evidentemente não se cansaram de me ajudar. Também ao V. S., pelas ótimas palavras em um momento de grande necessidade.

Ao C. E., pela grande figura que representou para mim.

À UFSCar, pelas experiências que vivi, o aprendizado que obtive e as oportunidades que me foram dadas.

À CAPES e à FAPESP, pelos recursos sem os quais este trabalho não seria possível.

Muitíssimo obrigado.

## RESUMO

Em busca de uma melhor qualidade de vida, é comum atualmente a procura por produtos orgânicos, que costumam ser vistos como mais saudáveis, sendo uma das razões a possibilidade de possuírem menor quantidade de contaminantes. Dentre os principais contaminantes, têm-se os elementos potencialmente tóxicos (EPTs), como, por exemplo, cádmio, cobre, cromo e chumbo. Motivado pelos riscos oferecidos pelo consumo de alimentos contaminados com EPTs e pela disponibilidade de hortaliças cultivadas utilizando diferentes tipos de manejo, este trabalho analisou as concentrações de Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr e Zn em alface crespa e lisa, couve, escarola e rúcula cultivadas de modo convencional, hidropônico e orgânico, objetivando investigar possíveis relações entre as concentrações de EPTs e os métodos de cultivo. As amostras foram obtidas na região de Sorocaba – SP em comércios locais, e as concentrações determinadas por espectroscopia de emissão atômica com plasma induzido por micro-ondas (MP-AES). Pelos resultados obtidos, pôde-se observar concentrações maiores de Al, Ba e Fe nas hortaliças oriundas de cultivo convencional (C), se comparadas às de cultivo orgânico (O), e estas superiores às de cultivo hidropônico (H) (tendência  $C > O > H$ ). K, Pb e Zn apresentaram a tendência  $O > C$ ; Sr:  $C > O = H$ ; Mn:  $C > O$ ; Mo estava presente em menor concentração em amostras de cultivo convencional; e para Cr e Cu não foram observadas tendências. As concentrações de Cd, Co e Ni estavam abaixo do limite de detecção na maioria das amostras e, portanto, não foi possível determinar qualquer tendência para estes elementos. Neste contexto, para as amostras estudadas, não foi possível afirmar que um determinado método de cultivo favoreça maiores ou menores concentrações dos elementos analisados de modo geral. Entretanto, o conhecimento das concentrações de EPTs em hortaliças é fundamental para o monitoramento dessas espécies no ambiente, bem como, para a manutenção de um controle de qualidade em alimentos.

Palavras-chave: contaminação alimentar; alimentação saudável; cultivo de vegetais; agricultura orgânica; elementos potencialmente tóxicos.



## ABSTRACT

In search of a better quality of life, it is currently common to look for organic products, which tend to be seen as healthier, one of the reasons being the possibility of them having less contaminants. Amongst the main contaminants are the potentially toxic elements (PTEs), as, for instance, cadmium, copper, chromium and lead. Motivated by the risks posed by the consumption of food contaminated with PTEs and the availability of vegetables grown by different farming methods, this study analysed the concentrations of Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr and Zn in curly and smooth lettuce, collard greens, escarole and rocket grown by conventional farming, hydroponics and organic farming, aiming to investigate possible relations between the concentrations of PTEs and the farming methods. The samples were obtained in the region of Sorocaba – SP in local commerce, and the concentrations were determined by microwave plasma atomic emission spectroscopy (MP-AES). Higher concentrations of Al, Ba and Fe were observed on vegetables from conventional farming (C), when compared to those from organic farming (O), and the latter higher than those from hydroponics (H) (trend  $C > O > H$ ). K, Pb and Zn showed the trend  $O > C$ ; Sr:  $C > O = H$ ; Mn:  $C > O$ ; Mo was present in a lower concentration on vegetables from conventional farming; and for Cr and Cu no tendencies were observed. Cd, Co and Ni concentrations were below the limit of detection in most samples and, therefore, it was not possible to find any trend for these elements. In this context, for the studied samples, it was not possible to affirm that a given farming method favours higher or lower concentrations of the analysed elements in general. However, the knowledge about PTEs concentrations on vegetables is fundamental to the monitoring of these species on the environment, as it is for the maintenance of a food quality control.

Keywords: food contamination; healthy eating; vegetable farming; organic farming; potentially toxic elements.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Selo do Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade Orgânica.....	22
Figura 2 – Amostra de escarola de manejo convencional antes da secagem.....	24
Figura 3 – Amostras secas, mas ainda não maceradas, de rúcula hidropônica (1), escarola convencional (2), alface lisa convencional (3), alface lisa hidropônica (4), alface crespa convencional (5), couve manteiga convencional (6) e alface bicolor parte roxa (7).....	24
Figura 4 – Balão volumétrico com amostra digerida.....	25
Figura 5 – Ilustração das concentrações de EPTs determinadas neste estudo.....	30
Figura 6 – Concentração de Al em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	31
Figura 7 – Concentração de Ba em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	32
Figura 8 – Concentração de Pb em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	33
Figura 9 – Concentração de Cu em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	34
Figura 10 – Concentração de Cr em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	34
Figura 11 – Concentração de Sr em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	35
Figura 12 – Concentração de Fe em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	35
Figura 13 – Concentração de Mn em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	36
Figura 14 – Concentração de Mo em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	36
Figura 15 – Concentração de K em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	37
Figura 16 – Concentração de Zn em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.....	37

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Comprimentos de onda, intervalos de concentração e valores de LD e LQ referentes às curvas analíticas utilizadas na análise de cada elemento.....	26
Tabela 2 – Valores determinados para as concentrações de Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr e Zn em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola oriundas de cultivos convencionais, orgânicos e hidropônicos.....	27

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ANVISA Agência Nacional de Vigilância Sanitária
- AvGas Gasolina de Aviação
- DDT Diclorodifeniltricloroetano
- EPT Elemento Potencialmente Tóxico
- FAO Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (do inglês *Food and Agriculture Organization*)
- FMA Fungos Micorrízicos Arbusculares
- LD Limite de Detecção
- LQ Limite de Quantificação
- MAPA Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
- MPT Metal Potencialmente Tóxico
- OMS Organização Mundial da Saúde
- PARA Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos
- QAV Querosene de Aviação
- QI Quociente de Inteligência

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	14
2.1. ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS.....	14
2.1.1. CONTAMINAÇÃO DE PLANTAS COM EPTS .....	14
2.1.2. EPTS E A SAÚDE HUMANA.....	16
2.2. MÉTODOS DE CULTIVO .....	19
2.2.1. O CULTIVO CONVENCIONAL.....	19
2.2.2. O CULTIVO ORGÂNICO.....	21
2.2.3. O CULTIVO HIDROPÔNICO.....	22
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	23
3.1. COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS .....	23
3.2. DIGESTÃO ÁCIDA PARA QUANTIFICAÇÃO DOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPTS).....	25
3.3. QUANTIFICAÇÃO DOS EPTS UTILIZANDO ESPECTROSCOPIA DE EMISSÃO ATÔMICA COM PLASMA INDUZIDO POR MICROONDAS .....	25
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	26
4.1. ANÁLISE INDIVIDUAL DE EPTS NAS HORTALIÇAS OBTIDAS POR DIFERENTES TIPOS DE MANEJO.....	31
4.2. ANÁLISE COMPARATIVA DOS TEORES DE EPTS NOS DIFERENTES TIPOS DE CULTIVOS .....	38
<b>5. CONCLUSÕES</b> .....	39
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	40

## 1. INTRODUÇÃO

Ao escolher hortaliças para consumo em supermercados e feiras, o consumidor geralmente encontra três opções: as hortaliças cultivadas de modo convencional, as hortaliças cultivadas em sistemas orgânicos e as de origem hidropônica (cultivadas por hidroponia).

Os três sistemas de cultivo se distinguem por características específicas. No caso do sistema de cultivo convencional, o objetivo é a maximização de lucros, muitas vezes com pouca preocupação com impactos ambientais e com possíveis problemas causados na saúde da população geral devido ao uso excessivo de agroquímicos (BOTELHO *et al.*, 2020; MARIANI; HENKES, 2014). A agricultura orgânica, por outro lado, se contrapõe às técnicas de cultivo mais utilizadas atualmente, visando ser um sistema de agricultura mais sustentável (FAVARO-TRINDADE *et al.*, 2007; HADAYAT *et al.*, 2018). Já a hidroponia tem como diferencial a troca do cultivo em solo pelo cultivo a base de uma solução nutritiva (FAVARO-TRINDADE *et al.*, 2007).

Um dos fatores a serem considerados na escolha da hortaliça a ser consumida é a sua possível contaminação, sendo que os alimentos cultivados de modo convencional costumam ser vistos como possivelmente mais contaminados do que os de origem orgânica (HOEFKENS *et al.*, 2009; MARIANI; HENKES, 2014). Dentre os contaminantes que podem estar presentes em hortaliças está a classe dos elementos potencialmente tóxicos (EPTs), que é constituída tanto por elementos que são considerados essenciais para a nutrição humana, mas que oferecem risco se ingeridos em doses inadequadas, como Cu e Zn, quanto por elementos que são estritamente tóxicos, como Cd e Pb. Esta classe engloba os metais potencialmente tóxicos (MPT) e parte dela ainda é mais conhecida por “metal pesado”, termo reconhecido como problemático há décadas (DUFFUS, 2002; POURRET; HURSTHOUSE, 2019; RASKIN *et al.*, 1994).

Os EPTs podem afetar a saúde humana de formas bastante significativas, como é o caso da redução de QI causada pelo chumbo (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2021). Como a contaminação de alimentos com EPTs já foi observada em outros estudos (GUERRA *et al.*, 2012; HATTAB *et al.*, 2019; KREJČOVÁ *et al.*, 2016; MALMAURET *et al.*, 2002), a determinação e análise das concentrações de tais elementos em alimentos comumente consumidos têm potencial para contribuir com a melhoria da qualidade de vida de toda a população. Deste modo, objetiva-se neste trabalho a análise das concentrações de EPTs em hortaliças comumente consumidas no Brasil, cultivadas de modo convencional,

hidropônico e orgânico, visando descobrir se o modo de cultivo é capaz de influenciar significativamente as concentrações de EPTs nas hortaliças analisadas.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS**

Comumente, metais e semimetais são de importante relevância devido às suas potenciais toxicidades, como os elementos As, Cd, Cu, Hg, Pb e Zn que são denominados “metais pesados”. No entanto, o uso desta denominação é desencorajado na literatura há décadas, até mesmo pela IUPAC, devido à sua imprecisão e possibilidade de indução a erros (DUFFUS, 2002; POURRET; HURSTHOUSE, 2019; RASKIN *et al.*, 1994). Para ilustrar as controvérsias da utilização da denominação “metal pesado”, pode-se observar que a palavra “pesado” estaria relacionada aos metais organizados a partir de um determinado valor de massa molar ou densidade, mas o que se verifica é que os elementos incluídos neste grupo muitas vezes se destacam por conta de suas características toxicológicas. Pode-se notar por exemplo, o arsênio, que é comumente incluído em estudos acerca de “metais pesados”, porém sua classificação se engloba no grupo dos semimetais (DUFFUS, 2002; POURRET; HURSTHOUSE, 2019).

Como resultado, encontra-se na literatura a recomendação de que se opte pelo uso de outros termos para se referir a estes elementos e se reserve “metal pesado” para o gênero musical (CHAPMAN, 2007). Neste trabalho, adota-se “elementos potencialmente tóxicos” (EPTs) para se referir a elementos químicos com relevante toxicidade em potencial. Este termo é recomendado por Pourret e Hursthouse (2019) e têm sido amplamente adotado na literatura (CARVALHO; BOTERO; OLIVEIRA, 2022). Cabe destacar que se encontra também o uso da denominação “elementos traço” em estudos semelhantes (HADAYAT *et al.*, 2018).

#### **2.1.1. CONTAMINAÇÃO DE PLANTAS COM EPTS**

Diferentemente de contaminantes sintéticos, como os microplásticos, os EPTs são constituintes naturais de nosso planeta e, em especial para este trabalho, do solo terrestre. Além disto, tendem a ser persistentes. Como exemplo, o período de persistência do Pb no solo é de 150-5000 anos (DURUIBE; OGWUEGBU; EGWURUGWU, 2007; KHALID *et al.*, 2016). Formas naturais pelas quais os EPTs podem contaminar solos incluem a erosão de rochas ricas em minérios e atividade vulcânica. Já as formas antropogênicas incluem atividades industriais, resíduos domiciliares, mineração, uso de agroquímicos e fertilizantes,

irrigação com águas residuais (esgoto) e o tráfego veicular, sendo que algumas destas formas atingem o solo indiretamente, por deposição atmosférica (ALI; KHAN; SAJAD, 2013; CARVALHO; BOTERO; OLIVEIRA, 2022; GHOLIZADEH *et al.*, 2020; GUPTA *et al.*, 2019).

Uma vez presentes no ambiente, é natural que os EPTs sejam encontrados em plantas, dado que, conforme Raskin e colaboradores (1994), “*In many ways, living plants can be compared to solar driven pumps that can extract and concentrate certain elements from their environment.*”<sup>1</sup> De interesse particular para este estudo, é sabido que vegetais folhosos apresentam a tendência de acumular elementos potencialmente tóxicos como As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn (GUERRA *et al.*, 2012; HU *et al.*, 2017).

Na literatura, o caso específico de contaminação com o chumbo é geralmente atribuído ao tráfego veicular e à contaminação de fertilizantes e agroquímicos em geral (CARVALHO; BOTERO; OLIVEIRA, 2022; HUANG *et al.*, 2012; KHAN, S.; KHAN, M. A.; REHMAN, 2011; NABULO *et al.*, 2012; REHMAN *et al.*, 2017). No caso da contaminação devida ao tráfego veicular, uma fonte histórica era o uso do tetraetilchumbo como aditivo para aumento da octanagem da gasolina automobilística. Entretanto, esta prática é proibida no Brasil já há décadas, sendo que hoje o limite de contaminação da gasolina com chumbo é de 5 mg L<sup>-1</sup> (AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCMBUSTÍVEIS, 2020). A legislação que estabelece as especificações do etanol combustível e do óleo diesel rodoviário não determina limites máximos para a concentração de chumbo (AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCMBUSTÍVEIS 2013; 2015). Todavia, de modo bastante interessante e ausente na literatura, o tetraetilchumbo ainda é utilizado como aditivo na gasolina de aviação (AvGas). A AvGas é geralmente utilizada por aviões de pequeno porte, sendo que aviões comerciais costumam utilizar a querosene de aviação (QAV), o que limita o potencial de contaminação do aditivo (EXXONMOBIL, 2022; FIGUEIREDO, 2013; ROBERTO, 2020). Outras fontes veiculares ainda presentes são: a erosão da sinalização viária de cor amarela, que utiliza cromato de chumbo ou sulfeto de cádmio como pigmento, e o desprendimento e decomposição de “pesos” de chumbo utilizados no balanceamento de rodas de carros (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2021a; 2021b; COMPANHIA DE ENGENHARIA DE TRÁFEGO DO RIO DE JANEIRO, 2020; EMPRESA DE DESENVOLVIMENTO URBANO E SOCIAL DE SOROCABA – URBES, 2014; WISEMAN; ZEREINI; PÜTTMANN, 2013). O tráfego

---

<sup>1</sup> “Em vários aspectos, plantas vivas podem ser comparadas a bombas movidas a energia solar que conseguem extrair e concentrar certos elementos de seus ambientes”, em tradução livre.



veicular é reconhecido na literatura como fonte relevante de contaminação de EPT em plantas, ao ponto que Nabulo, Oryem-Origa e Diamond recomendam que vegetais folhosos sejam plantados distante de ruas, independentemente da densidade de tráfego (2006). De modo particularmente interessante, Zhang e colaboradores observaram que a concentração de As, Cd, Cu, Pb e Zn em plantas se reduz de modo exponencial em função da distância da plantação de rodovias (2016).

Já no caso do uso de fertilizantes contaminados, o fosfato de rocha é reconhecido como possível fonte de contaminação com EPTs. A contaminação se dá, pois, naturalmente, EPTs podem surgir como impurezas em minerais naturais, podendo se acumular no solo com o uso de longo prazo dos minerais como fertilizantes (CHERAGHI *et al.*, 2013; SABIHA-JAVIED *et al.*, 2009). Cheraghi e colaboradores identificaram o uso de longo prazo de fosfato contaminado como uma fonte de contaminação de As, Cr, Cu, Pb e Zn (CHERAGHI; LORESTANI; MERRIKPHOUR, 2012; CHERAGHI *et al.*, 2013). O uso de fosfato de rocha, e pós de rocha em geral, é permitido no cultivo orgânico; para os pós de rocha, há limites máximos de contaminantes a serem respeitados. Com relação aos elementos analisados neste trabalho, os limites máximos são (em mg kg<sup>-1</sup>): Cd: 0,7; Cr: 0,0 (hexavalente), 70 (total); Cu: 70; Ni: 25; Pb: 45 e Zn: 200 (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2021).

No Brasil, Campos e colaboradores analisaram as concentrações de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em fosfatos comercializados no sul do estado de Minas Gerais e determinaram concentrações no intervalo de 5±0,6 a 145±13 mg kg<sup>-1</sup> para o Cd, de 80±7 a 514±42 mg kg<sup>-1</sup> para o Cr, de 4,2±0,2 a 115±5 mg kg<sup>-1</sup> para o Cu, de até 258±22 mg kg<sup>-1</sup> para o Ni, de 17±2 a 234±9 mg kg<sup>-1</sup> para o Pb e de 20±3 a 1013±44 mg kg<sup>-1</sup> para o Zn (CAMPOS *et al.*, 2005).

Uma fonte antropogênica que também merece atenção no que diz respeito à contaminação ambiental com EPTs é a mineração. Em uma revisão de literatura, Carvalho, Botero e Oliveira identificaram que atividades de mineração estão principalmente associadas com a contaminação do ambiente com As, Cu, Pb e Zn (2022). A contaminação relacionada com estas atividades pode ocorrer tanto em minas ativas quanto em minas desativadas, em que geralmente são deixados rejeitos de mineração que podem eventualmente contaminar o ambiente via drenagem ácida (CARVALHO; BOTERO; OLIVEIRA, 2022).

### 2.1.2. EPTS E A SAÚDE HUMANA

Dos diversos EPTs possíveis para análise, neste trabalho foram determinadas as concentrações de Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr e Zn. Nesta seção, são

apresentados possíveis efeitos na saúde humana relacionados à ingestão destes elementos em níveis inadequados.

Não são conhecidas funções fisiológicas do alumínio em humanos, mas sabe-se que este elemento é neurotóxico, gera estresse oxidativo e danifica os rins (KLOTZ *et al.*, 2017; PETO, 2010). A exposição ao Al exclusivamente via dieta não é vista com preocupação (KLOTZ *et al.*, 2017; TIETZ *et al.*, 2019). No entanto, a exposição via dieta aliada a outras formas de exposição, como o uso de cosméticos que contêm alumínio, pode resultar na ingestão de níveis excessivos de alumínio (TIETZ *et al.*, 2019).

O bário é um elemento não-essencial para a alimentação humana, e cuja toxicidade depende fortemente de sua biodisponibilidade. O  $\text{BaCl}_2$ , altamente solúvel em água, é conhecidamente tóxico, sendo letal a ingestão de uma dose de aproximadamente 3-4 g para uma pessoa de 70 kg. Os efeitos de exposições crônicas a baixas concentrações via alimentação ainda carecem de estudos (KRAVCHENKO *et al.*, 2014; OSMAN; YANG; MASSEY, 2019). Em uma investigação sobre possíveis efeitos cardiovasculares em humanos (comuns em episódios de intoxicação aguda), 11 homens saudáveis passaram quatro semanas ingerindo 1,5 L de água por dia com  $\text{BaCl}_2$  na concentração de  $5 \text{ mg L}^{-1}$ , seguidas de outras quatro semanas ingerindo o mesmo volume de água com  $\text{BaCl}_2$  na concentração de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , e não foram observados efeitos significativos (WONES; STADLER; FROHMAN, 1990).

Cádmio é um elemento exclusivamente tóxico, e seus efeitos toxicológicos se manifestam principalmente nos rins, podendo causar um aumento no risco de desenvolvimento de cálculos renais, aumento na excreção de proteínas na urina (geralmente irreversível) e acidificação da urina. Para além dos rins, é carcinógeno e pode causar hipertensão, osteoporose, perda de audição, doença cardíaca e inflamação do fígado, sendo alguns destes efeitos observados em níveis séricos menores do que  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ . Por fim, pode levar décadas para ser eliminado do corpo (JEAN *et al.*, 2018; ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2010; SATARUG; VESEY; GOBE, 2017). O tabaco é a principal fonte de exposição em fumantes, pois o cádmio acumula naturalmente na planta. Em não fumantes, a principal fonte de exposição é a alimentação (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2010). Por se acumular no organismo por décadas, é recomendado eliminar todas as formas de exposição a este metal, a fim de se evitar que eventualmente se acumule em nível suficiente para causar efeitos adversos (JEAN *et al.*, 2018).

A toxicidade do chumbo é notória, sendo conhecidas diversas formas em que esta se manifesta em humanos. Segundo a OMS, não há um nível de exposição ao chumbo que seja seguro (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2021). Uma revisão de literatura feita

por Boskabady e colaboradores encontrou relatos de toxicidade neurocomportamental com níveis séricos de Pb a partir de  $1 \mu\text{g dL}^{-1}$  (BOSKABADY *et al.*, 2018). Dentre os efeitos adversos neurológicos, encontram-se: distúrbios do sono (insônia e sonolência excessiva); redução de QI (seis pontos associados a um aumento do nível sérico de Pb de  $< 1 \mu\text{g dL}^{-1}$  para  $10 \mu\text{g dL}^{-1}$ ); redução de desempenho em testes de função cognitiva e comportamento por até duas décadas em pessoas que sofreram exposição a Pb na infância e aumentos nas taxas de hiperatividade, falta de atenção e uso de drogas (BOSKABADY *et al.*, 2018). Para além dos efeitos neurológicos, cabe ressaltar que já foi observada uma associação entre exposição ao chumbo e aumento da taxa de mortalidade por doença cardiovascular até mesmo em concentrações menores do que  $5 \mu\text{g dL}^{-1}$ , e que concentrações superiores a  $10 \mu\text{g dL}^{-1}$  estão associadas a um aumento da chance de aborto espontâneo (BOSKABADY *et al.*, 2018; GIDLOW, 2015). Sua absorção acontece em maior parte via sistemas digestivos e respiratórios, e crianças são particularmente vulneráveis, pois absorvem de quatro a cinco vezes mais Pb de uma mesma fonte (BOSKABADY *et al.*, 2018; ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2021).

O cobalto é essencial para a alimentação humana por ser um constituinte da vitamina B<sub>12</sub>. A dieta é a principal fonte de exposição de humanos a este elemento, e acredita-se que esta fonte não oferece riscos à saúde. Efeitos negativos na saúde humana já foram reportados com níveis séricos de  $20 \mu\text{g dL}^{-1}$ , mas acredita-se que estes são explicados por uma elevada suscetibilidade à toxicidade do Co, sendo que, para a população geral, não são esperados efeitos adversos em níveis séricos abaixo de  $100 \mu\text{g dL}^{-1}$ . Alguns dos efeitos observados são: perda de audição, hipotireoidismo e cardiomiopatia (LEYSSSENS *et al.*, 2017).

Cobre é um elemento essencial para a nutrição humana, e a principal fonte pela qual humanos o obtém é pela dieta. Seu déficit pode ser fatal se não tratado corretamente (MYINT *et al.*, 2018), enquanto a ingestão de líquidos contendo elevadas concentrações ( $> 30 \text{ ppm}$ ) está associada a dores abdominais e vômitos. Sua intoxicação crônica, apesar de rara, afeta principalmente o fígado (BARCELOUX, 1999a).

Os efeitos fisiológicos do cromo variam de modo interessante de acordo com a sua forma. Na forma  $\text{Cr}^{3+}$ , é um elemento essencial para a nutrição humana, e seus compostos geralmente apresentam baixa toxicidade. Já a forma  $\text{Cr}^{6+}$  é altamente tóxica, carcinógena e mutagênica. O déficit de cromo está associado a infertilidade, problemas cardiovasculares e diabetes (BARCELOUX, 1999b; OSMAN; YANG; MASSEY, 2019).

A ação do estrôncio no corpo humano está, em grande parte, associada à sua similaridade com o cálcio, podendo substituir este elemento e interferir no desenvolvimento ósseo, mas sua ingestão pela dieta não é vista com preocupação (USUDA *et al.*, 2007).

O ferro é um elemento essencial para o metabolismo aeróbico, e o seu déficit é a principal causa de anemia, o transtorno alimentar mais comum no mundo (PETTIT; ROWLEY; BROWN, 2011; CAMASCHELLA, 2015).

Outro elemento essencial para a nutrição humana é o manganês, sendo necessário para o crescimento e formação óssea normal. Seu déficit é raro e toxicidade originada na alimentação não foi reportada (ASCHNER; ERIKSON, 2017).

O molibdênio é também um elemento essencial, com baixa toxicidade, e seu déficit devido a insuficiência alimentar ainda não foi relatado em humanos (NOVOTNY; PETERSON, 2018).

Compostos de níquel apresentam toxicidade elevada via exposição respiratória, sendo classificados como carcinógenos (sua forma metálica é classificada como possivelmente carcinógena). A exposição oral, no entanto, não é vista como carcinogênica (BUXTON *et al.*, 2019). Não se conhece valor nutricional para este elemento (GENCHI *et al.*, 2020).

Potássio é um elemento comumente encontrado em um leve déficit em humanos, e é importante para a saúde do coração e ossos. Está também positivamente associado a baixa pressão arterial. Em pessoas com função renal normal, os riscos relacionados à ingestão de potássio em excesso são baixos, pois o excesso deste elemento é prontamente eliminado na urina (KOVESDY *et al.*, 2017; WEAVER, 2013). Recomendações de ingestão diária deste elemento variam de 3,9 g a 4,7 g, sendo que a ingestão de 2 a 3 g por dia define uma dieta baixa em potássio (CUIPISTI *et al.*, 2018).

O zinco é um elemento essencial. Quando em déficit, está associado a problemas de crescimento e desenvolvimento. Quando em excesso e desproporcionalmente elevado se comparado ao cobre, pode induzir déficit de cobre (MARET; SANDSTEAD, 2006).

## **2.2. MÉTODOS DE CULTIVO**

### **2.2.1. O CULTIVO CONVENCIONAL**

Archer (2003 *apud* STOTZ, 2012) define a agricultura convencional “como um sistema agrícola industrializado caracterizado pela mecanização, monocultura e uso de insumos químicos como fertilizantes e pesticidas, com ênfase na máxima produtividade e lucratividade.” Em verdade, como apontado por Sumberg e Giller (2022), este é um termo de difícil definição, sendo comumente utilizado para definir por exclusão as formas de cultivo

que não se encaixam em uma denominação alternativa específica, como as agriculturas orgânica e hidropônica. No caso destas últimas, há especificações rígidas a serem seguidas para pertencer à classificação, como o cultivo à base de uma solução nutritiva para ser considerada agricultura hidropônica. Já as formas de manejo que não pertencem a uma classificação específica, por outro lado, podem apresentar grande variação exatamente por não estarem limitadas a uma fundamentação ou conjunto de regras específico. Neste trabalho, como avalia-se as hortaliças disponíveis para consumo, adota-se o ponto de vista do consumidor, que não tem informação adicional sobre as técnicas específicas utilizadas no cultivo do produto adquirido, e sabe apenas se a hortaliça é de origem orgânica, hidropônica ou convencional.

A agricultura convencional, como conhecida hoje, é produto da necessidade de produzir alimentos para uma população global sempre crescente, e surge na década de 1950, em que uma revolução nos métodos utilizados em plantações intensificou o uso de agroquímicos, fertilizantes e da mecanização, às custas de impactos no ambiente (ROSSET *et al.*, 2014). O principal ponto que chama a atenção com relação à agricultura convencional, tanto na população geral quanto na literatura especializada, parece ser o uso excessivo de agroquímicos, que é confirmado pela literatura (BOTELHO *et al.*, 2020; MARIANI; HENKES, 2014). Cabe destacar aqui o notório resultado do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA) da ANVISA de 2011, em que amostras de nove culturas foram coletadas no mercado varejista e analisadas em busca de resíduos de agroquímicos. Do total de amostras analisadas (n = 1628), 32% apresentaram resíduos de agroquímicos não autorizados, sendo o resultado mais alarmante o do pimentão, que contou com agroquímicos não autorizados em 84% das amostras analisadas (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA, 2013).

Em busca de evitar a ingestão de agroquímicos, por vezes se buscam vegetais orgânicos. Neste sentido, pode-se citar uma análise de solos europeus, em que foram determinadas concentrações de resíduos de pesticidas 70-90% menores em amostras de sistemas de cultivo orgânico quando comparadas às de cultivo convencional, sendo as concentrações das amostras de cultivo orgânico atribuídas a aplicações possivelmente realizadas em um período anterior à conversão da plantação para o sistema orgânico, dado que foram detectados até mesmo metabólitos de diclorodifeniltricloroetano (DDT) (banido há décadas nos países de análise) e que o período de conversão de dois anos exigido pela Comissão Europeia não é suficiente para eliminação completa de todos os resíduos (GEISSEN *et al.*, 2021).

### 2.2.2. O CULTIVO ORGÂNICO

A agricultura orgânica, aqui também chamada de “cultivo orgânico” ou “manejo orgânico”, é uma das formas de produção de plantas mais populares contemporaneamente. Tem como objetivo ser uma forma de cultivo mais sustentável holisticamente, minimizando impactos ambientais e o uso de agroquímicos, preferindo sempre métodos alternativos como a rotação de plantações e o uso de biofertilizantes (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS; ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2007).

No cenário global, há orientações gerais sobre o cultivo orgânico elaboradas em conjunto pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO, do inglês *Food and Agriculture Organization*) e pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS; ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2007). Já no Brasil, o cultivo orgânico é regulado pela Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003, pelo decreto nº 6.323, de 27 de dezembro de 2007, e por instruções normativas e portarias do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) (BRASIL, 2003, 2007; MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2021).

Dentre as regulações da legislação brasileira para a agricultura orgânica, encontram-se diretrizes. Algumas delas são: o uso de práticas sustentáveis, o consumo responsável e, principalmente, a “oferta de produtos saudáveis, isentos de contaminantes” (BRASIL, 2007). Os detalhes de métodos e produtos agroquímicos que podem ser utilizados na agricultura orgânica estão disponíveis na Portaria nº 52, de 15 de março de 2021, do MAPA. Pertinente a este trabalho, cabe destacar que: plantações convencionais podem ser convertidas ao manejo orgânico, respeitando um determinado período de conversão (intervalo de tempo com duração que varia de no mínimo 12 a 18 meses), é proibido o cultivo com base em solução nutritiva (como na hidroponia), e é permitido o uso de alguns produtos agroquímicos sintéticos, como o sulfato de cobre, mas com restrições (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2021).

Devido às restrições no uso de agroquímicos e ao uso de técnicas como a rotação de culturas, a agricultura orgânica é, geralmente, vista como sendo mais “natural” e, seus produtos, como mais saudáveis (por supostamente possuírem menos contaminantes e mais nutrientes) (CRINNION, 2010; HA *et al.*, 2019; HOEFKENS *et al.*, 2009). O valor do título de “orgânico” é tão grande que o próprio fato de um produto ser anunciado como orgânico pode fazer com que as suas propriedades sensoriais sejam percebidas como

superiores às dos demais produtos (CUNHA *et al.*, 2019). Na literatura, têm-se evidências de que plantas cultivadas de modo orgânico possuem uma concentração maior de antioxidantes e vitamina C, e concentrações menores de agroquímicos, quando comparadas a plantas de cultivos convencionais (CRINNION, 2010). Devido à menor concentração de agroquímicos em plantas orgânicas, investiga-se também a relação entre o seu consumo e a incidência de câncer, com resultados variados (BAUDRY *et al.*, 2018; BRADBURY *et al.*, 2014).

A agricultura orgânica, no entanto, não tem como objetivo apenas o menor uso de agroquímicos. Como mencionado, entre os seus objetivos encontra-se também o menor impacto ambiental de modo geral. Neste sentido, a literatura aponta para um menor impacto ambiental por área de plantação, mas devido à menor eficiência do cultivo orgânico, este menor impacto ambiental não está presente da mesma forma se considerada a unidade de produto orgânico resultante (MONDELAERS; AERTSENS; HUYLENBROECK, 2009; TUOMISTO *et al.*, 2012).

De acordo com o artigo 20 do decreto n° 6.323, de 27 de dezembro de 2007, os produtos comercializados como orgânicos deverão conter o selo do Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade Orgânica (Figura 1) (BRASIL, 2007). A presença do selo não é necessária em apenas um caso: o de “comercialização direta aos consumidores, por parte dos agricultores familiares, inseridos em processos próprios de organização e controle social, previamente cadastrados junto ao órgão fiscalizador” (BRASIL, 2003).

Figura 1 - Selo do Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade Orgânica.



Fonte: extraída de Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2017).

A presença do selo facilita a identificação dos produtos orgânicos pelos consumidores e indica que estes produtos são autênticos. No caso mencionado da comercialização direta aos consumidores, como em feiras, a comprovação de autenticidade é feita pela apresentação da Declaração de Cadastro do produtor.

### 2.2.3. O CULTIVO HIDROPÔNICO

Também conhecido por “hidroponia”, o cultivo hidropônico é uma forma de cultivo sem solo. Nesta forma de cultivo, o solo é substituído por uma solução nutritiva que contém todos os nutrientes necessários para o crescimento adequado da planta. Além da submersão das raízes diretamente na solução nutritiva, pode-se utilizar também um substrato inerte de

suporte, como areia ou misturas de pó de serra, casca de arroz e bagaço de cana-de-açúcar (HUSSAIN *et al.*, 2014). Ainda, o cultivo hidropônico é realizado em estufas, o que garante que as plantas fiquem protegidas de fatores ambientais, como geadas e granizo (FAVARO-TRINDADE *et al.*, 2007).

A solução nutritiva pode ser preparada manualmente, pela dissolução de sais de íons específicos, seguindo-se uma orientação, ou pela dissolução de misturas prontas disponíveis comercialmente. Em ambos os métodos, tem-se um controle preciso dos nutrientes que entram em contato com a planta cultivada, o que coloca a hidroponia em vantagem sobre os cultivos convencionais e orgânicos com relação à facilidade de otimização de nutrição das plantações (HUSSAIN *et al.*, 2014). Pode-se esperar, também, que este controle preciso presente na hidroponia reduza a presença de contaminantes que interagem com as plantas. Uma vez preparada, a solução deve ser monitorada periodicamente. Os parâmetros comumente monitorados são: pH, condutividade elétrica e temperatura. Em particular, o pH da solução deve ser ajustado de acordo com a planta cultivada (HUSSAIN *et al.*, 2014).

Apesar das vantagens mencionadas, a hidroponia também possui suas desvantagens. Em primeiro lugar, devido às suas particularidades, como o sistema hidráulico e a estufa, o investimento inicial para se montar um sistema hidropônico de cultivo é consideravelmente elevado. Leite e colaboradores encontraram o custo de R\$ 80.000,00 para a instalação de um sistema hidropônico composto por seis estufas com área total de 1400 m<sup>2</sup> (LEITE *et al.*, 2016). Em segundo lugar, o monitoramento da solução nutritiva exige mão de obra especializada. Por fim, cabe mencionar também que há um custo energético para bombear a solução nutritiva pelo sistema hidropônico (FAVARO-TRINDADE *et al.*, 2007; HUSSAIN *et al.*, 2014).

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1. COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS**

Amostras de alface crespa (*Lactuca sativa* var. *crispa*) e lisa (*Lactuca sativa*), couve (*Brassica oleracea* var. *acephala*), escarola (*Cichorium endivia* var. *latifolia*) e rúcula (*Eruca vesicaria*) foram adquiridas em supermercados, feiras ou diretamente com os produtores na região de Sorocaba - SP, em outubro de 2019. Alface crespa e rúcula foram adquiridas de cultivo convencional, hidropônico e orgânico. Escarola e couve foram obtidas de cultivos convencional e orgânico, dada a indisponibilidade de amostras cultivadas de modo hidropônico. Alface lisa foi adquirida de cultivos convencional e hidropônico, dada a



indisponibilidade de amostras oriundas de cultivo orgânico. As amostras oriundas de cultivo orgânico estavam certificadas conforme a legislação brasileira (BRASIL, 2007).

As amostras foram enxaguadas com água da torneira para remoção de resíduos superficiais, e então lavadas três vezes com água deionizada. As partes comestíveis das amostras foram separadas e cortadas em pedaços pequenos, conforme a Figura 2, então secadas em estufa a 70 °C até atingir massa constante (Figura 3). Em seguida, as amostras secas foram maceradas com almofariz e pistilo, e armazenadas a temperatura ambiente até a digestão (HADAYAT *et al.*, 2018; ISLAM *et al.*, 2014).

Figura 2 - Amostra de escarola de manejo convencional antes da secagem.



Fonte: acervo pessoal.

Figura 3 - Amostras secas, mas ainda não maceradas, de rúcula hidropônica (1), escarola convencional (2), alface lisa convencional (3), alface lisa hidropônica (4), alface crespa convencional (5), couve manteiga convencional (6) e alface bicolor parte roxa (7).



Fonte: acervo pessoal.

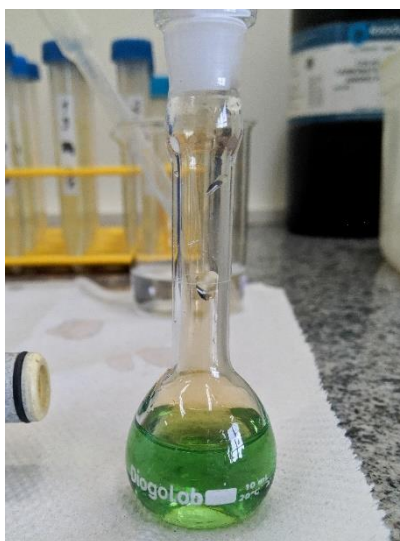
### 3.2. DIGESTÃO ÁCIDA PARA QUANTIFICAÇÃO DOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPTS)

As amostras passaram por digestão ácida assistida por micro-ondas a alta temperatura e pressão, de acordo com o método “*Generic Organic A*” disponível no digestor (Multiwave Pro, Anton Paar).

Triplicatas de aproximadamente 0,5 g de cada amostra foram digeridas com 6 mL de ácido nítrico 65% (m/m) nas seguintes condições: rampa 20 min 180 °C, manutenção a 180 °C por 20 min, resfriamento até 70 °C; 1000 W (potência máxima) e 0,5 bar s<sup>-1</sup> (taxa máxima de aumento de pressão). A solução utilizada na digestão foi escolhida com base em testes realizados no laboratório (dados não exibidos). As amostras digeridas foram diluídas para um volume final de 10 mL com água ultrapura em balão volumétrico e utilizadas na quantificação dos EPTs. Para a análise de potássio, as soluções foram diluídas com um fator de diluição de 200, devido à elevada concentração deste elemento nas soluções.

Uma amostra digerida, mas ainda não diluída, pode ser visualizada na Figura 4.

Figura 4 - Balão volumétrico com amostra digerida.



Fonte: acervo pessoal.

### 3.3. QUANTIFICAÇÃO DOS EPTS UTILIZANDO ESPECTROSCOPIA DE EMISSÃO ATÔMICA COM PLASMA INDUZIDO POR MICROONDAS

A quantificação dos EPT foi realizada por espectroscopia de emissão atômica com plasma induzido por micro-ondas (MP-AES 4200, Agilent Technologies). As concentrações de Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr e Zn foram quantificadas utilizando curvas de calibração analítica preparadas a partir de soluções padrão multielementares (Agilent Technologies), exceto as de Fe e K (Sigma-Aldrich). As curvas foram repassadas a cada 30 amostras. A Tabela 1 apresenta os intervalos de concentração utilizados nas

preparações das curvas, os comprimentos de onda escolhidos para cada elemento, e os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ), definidos conforme Harris (2007). Toda vidraria utilizada foi submersa em ácido nítrico (10% v/v) antes da realização do procedimento.

Tabela 1 - Comprimentos de onda, intervalos de concentração e valores de LD e LQ referentes às curvas analíticas utilizadas na análise de cada elemento.

Elemento	Comprimento de onda (nm)	Intervalo (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>†</sup>	LD (µg L <sup>-1</sup> )	LQ (µg L <sup>-1</sup> )	LD (mg kg <sup>-1</sup> )	LQ (mg kg <sup>-1</sup> )
Al*	396,152	0,010-2,500 (8)	0,625	2,083	0,012	0,042
Al	396,152	1,000-15,000 (7)	1,563	5,209	1,563	5,209
Ba	455,403	0,010-2,500 (8)	1,538	5,126	0,031	0,103
Cd	228,802	0,010-2,500 (8)	2,772	9,241	0,055	0,185
Co	340,512	0,010-2,500 (8)	1,921	6,402	0,038	0,128
Cr	425,433	0,010-2,500 (8)	0,619	2,065	0,012	0,041
Cu	327,395	0,010-2,500 (8)	1,208	4,026	0,024	0,081
Fe	371,993	5,000-25,000 (7)	48,192	160,640	0,964	3,213
K	766,491	2,500-25,000 (7)	17,181	57,269	68,72	229,08
Mn	403,076	0,010-2,500 (8)	0,559	1,863	0,011	0,037
Mn**	403,076	1,000-15,000 (7)	2,029	6,765	0,041	0,135
Mo	379,825	0,010-2,500 (8)	1,265	4,218	0,025	0,084
Ni	352,454	0,010-2,500 (8)	2,433	8,110	0,049	0,162
Pb	405,781	0,010-2,500 (8)	3,318	11,060	0,066	0,221
Sr	407,771	0,010-2,500 (8)	1,816	6,052	0,036	0,121
Sr***	407,771	0,100-7,500 (5)	4,845	16,150	0,097	0,323
Zn	213,857	0,010-2,500 (8)	2,193	7,310	0,044	0,146

<sup>†</sup>O número entre parênteses indica a quantia de pontos utilizados na curva, incluindo o branco.

\*Curva utilizada para as amostras de: alface lisa hidropônica, alface crespa hidropônica e orgânica e couve convencional e orgânica.

\*\*Curva utilizada para as amostras de: alface crespa convencional, couve convencional e rúcula hidropônica.

\*\*\*Curva utilizada apenas para a amostra de couve convencional.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados da análise foram organizados de acordo com elemento, hortaliça e modo de cultivo, e podem ser conferidos integralmente na Tabela 2, por elemento nas Figuras 6-16 e, de modo ilustrativo e sintetizado, na Figura 5.

Tabela 2 - Valores determinados para as concentrações de Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr e Zn em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola oriundas de cultivos convencionais, orgânicos e hidropônicos.

	Al (mg kg <sup>-1</sup> )			Ba (mg kg <sup>-1</sup> )			Cd		
	Convencional	Orgânica	Hidropônica	Convencional	Orgânica	Hidropônica	Convencional	Orgânica	Hidropônica
Rúcula	236,06±18,45	120,97±9,67	49,72±4,00	22,72±2,77	3,15±0,09	1,09±0,01	<LD	<LD	<LD
Alface c.	249,47±18,87	27,35±3,39	13,66±0,91	10,01±0,38	2,32±0,12	0,82±0,03	<LD	<LQ	<LD
Alface l.	53,01±2,98	-	31,55±2,45	11,49±1,10	-	0,56±0,04	<LD	-	<LD
Couve	41,49±1,19	12,85±2,17	-	36,41±1,09	10,96±0,08	-	<LD	<LD	-
Escarola	451,91±12,94	85,36±3,37	-	6,78±0,34	2,70±0,25	-	<LD	<LD	-
	<b>Co</b>			<b>Cr (mg kg<sup>-1</sup>)</b>			<b>Cu (mg kg<sup>-1</sup>)</b>		
	Convencional	Orgânica	Hidropônica	Convencional	Orgânica	Hidropônica	Convencional	Orgânica	Hidropônica
Rúcula	<LD	<LD	<LD	<LD	0,59±0,11	0,51±0,07	3,77±0,27	3,95±0,52	4,46±0,10
Alface c.	<LD	<LD	<LD	0,44±0,02	0,18±0,05	0,06±0,03	3,89±0,28	3,40±0,30	3,94±0,53
Alface l.	<LD	-	<LD	0,44±0,01	-	0,39±0,04	5,61±0,59	-	4,93±0,48
Couve	<LD	<LD	-	0,13±0,03	0,17±0,08	-	1,84±0,04	1,28±0,14	-
Escarola	<LD	<LD	-	0,81±0,03	0,33±0,03	-	3,45±0,08	4,60±0,24	-

	Fe (mg kg <sup>-1</sup> )			K (g kg <sup>-1</sup> )			Mn (mg kg <sup>-1</sup> )		
	Convencional	Orgânica	Hidroponica	Convencional	Orgânica	Hidroponica	Convencional	Orgânica	Hidroponica
Rúcula	185,52±6,18	132,09±16,86	103,06±4,77	52,47±1,13	70,99±5,69	73,92±1,96	14,94±3,74	29,55±3,81	52,43±1,98
Alface c.	241,09±4,79	146,32±12,17	135,09±69,00	66,04±2,41	51,09±1,78	52,68±1,44	62,51±4,93	13,79±0,76	13,79±1,67
Alface l.	98,32±1,53	-	68,57±3,27	63,57±0,81	-	77,75±2,07	19,89±0,73	-	36,54±0,89
Couve	71,03±3,95	41,74±6,83	-	31,17±0,52	38,12±1,16	-	118,44±3,64	12,53±2,05	-
Escarola	315,47±6,47	239,33±38,76	-	77,23±1,86	85,85±2,89	-	30,18±0,09	24,70±1,06	-
	<b>Mo (mg kg<sup>-1</sup>)</b>			<b>Ni (mg kg<sup>-1</sup>)</b>			<b>Pb (mg kg<sup>-1</sup>)</b>		
	Convencional	Orgânica	Hidroponica	Convencional	Orgânica	Hidroponica	Convencional	Orgânica	Hidroponica
Rúcula	1,38±0,53	6,91±1,09	6,48±0,44	<LD	<LD	0,20±0,04	0,90±0,48	1,35±0,13	<LD
Alface c.	<LD	0,11±0,05	0,70±0,28	<LD	<LD	<LD	0,78±0,16	1,54±0,02	2,61±0,09
Alface l.	<LD	-	1,52±0,14	0,25±0,01	-	0,25±0,02	1,08±0,02	-	0,59±0,05
Couve	<LD	2,22±0,62	-	<LD	<LD	-	<LD	0,44±0,10	-
Escarola	2,42±0,09	0,71±0,04	-	<LD	<LD	-	0,87±0,04	2,29±0,06	-

	Sr (mg kg <sup>-1</sup> )				Zn (mg kg <sup>-1</sup> )			
	Convencional	Orgânica	Hidropônica	Convencional	Orgânica	Hidropônica	-	-
Rúcula	43,92±4,58	25,10±1,03	21,92±0,24	26,32±1,84	36,96±1,71	33,46±0,74	-	-
Alface c.	16,25±0,65	7,38±0,43	6,27±0,31	25,74±1,76	42,79±7,14	26,12±6,74	-	-
Alface l.	22,27±1,81	-	9,98±0,57	34,56±1,46	-	25,59±0,51	-	-
Couve	81,52±0,65	22,95±0,45	-	42,20±0,96	16,65±1,80	-	-	-
Escarola	18,68±0,77	10,67±1,06	-	13,19±0,05	22,38±1,63	-	-	-

Alface c.: alface crespa. Alface l.: alface lisa.

<LD: abaixo do limite de detecção; <LQ: abaixo do limite de quantificação, mas acima do limite de detecção.

Traços indicam hortaliças que não foram encontradas no momento da análise.

Os valores são referentes a massa seca e representam a média aritmética de três amostras ± o desvio padrão.



Figura 5 - Ilustração das concentrações de EPTs determinadas neste estudo.



As dimensões das siglas dos elementos são proporcionais às suas concentrações e, no caso do potássio, as dimensões foram reduzidas com um fator 1000.

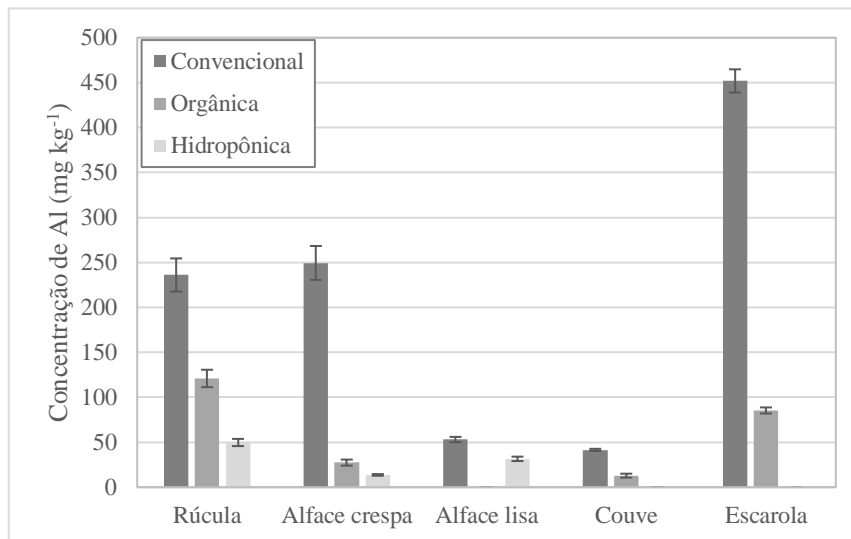
Siglas translúcidas indicam elementos com concentração < LD.

Fonte: elaborada pelo autor a partir de fotos próprias e imagens de uso livre.

#### 4.1. ANÁLISE INDIVIDUAL DE EPTS NAS HORTALIÇAS OBTIDAS POR DIFERENTES TIPOS DE MANEJO

De modo geral, o **alumínio** se mostrou presente em maior concentração em amostras oriundas de cultivo convencional, se comparadas às demais (Tabela 2 e Figura 6). Em seguida, as amostras de origem orgânica apresentaram maior concentração de Al do que as de origem hidropônica, o que indica a seguinte tendência de concentração para este elemento:  $C > O > H$  (em que: C representa a amostra cultivada de modo convencional, O de modo orgânico e H hidropônico). Esta tendência também se mostrou presente em um estudo brasileiro que analisou as concentrações de diversos elementos em alface crespa (STERTZ *et al.*, 2005). Por outro lado, um estudo tcheco que analisou cenouras cultivadas de forma convencionais e orgânicas quantificou concentrações maiores de Al nas amostras de origem orgânica do que nas de origem convencional (KREJČOVÁ *et al.*, 2016).

Figura 6 - Concentração de Al em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.

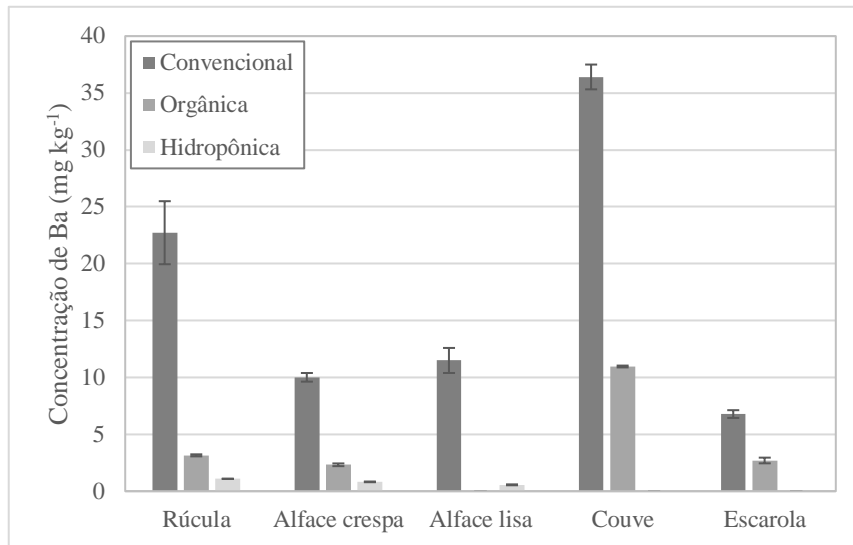


Fonte: elaborado pelo autor.

As concentrações de **bário** apresentaram grande variação de acordo com o método de cultivo empregado (Tabela 2 e Figura 7). No caso da rúcula, a concentração de Ba na amostra de origem convencional é aproximadamente 7 vezes maior do que a observada na amostra de origem orgânica, e aproximadamente 21 vezes maior do que a observada na amostra de origem hidropônica. Variação semelhante foi observada nas amostras de alface crespa. De modo geral, a tendência observada neste estudo para a concentração de Ba é a mesma observada para o Al:  $C > O > H$ . Um estudo americano que analisou alface, batata, cebola, cenoura e tomate de origem convencional e orgânica observou a tendência  $C > O$  em todos estes, exceto no tomate (HADAYAT *et al.*, 2018).



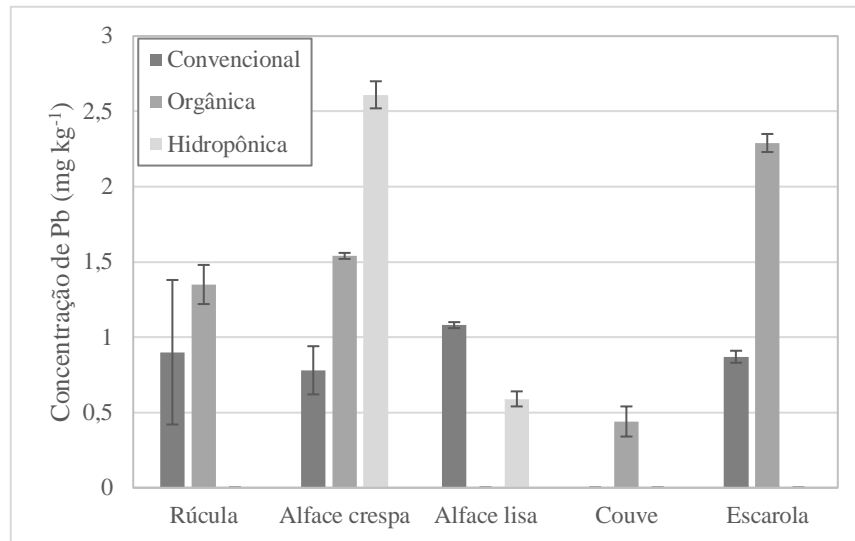
Figura 7 - Concentração de Ba em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.



Fonte: elaborado pelo autor.

O **chumbo** se mostrou ser um caso particularmente interessante (Tabela 2 e Figura 8). Como apresentado na seção 2.1.2, a toxicidade deste elemento é notória e, aliando-se a isto a expectativa de produtos orgânicos contribuírem para uma alimentação mais saudável, pode-se esperar que sua concentração seja menor nas amostras de origem orgânica. Entretanto, isto não foi observado neste estudo. Ao se analisar a sua concentração nas amostras de alface crespa, couve, escarola e rúcula (vegetais que foram encontrados tanto com origem convencional como com origem orgânica), observa-se de modo consistente valores mais elevados nas amostras de origem orgânica quando comparados aos das amostras de origem convencional, sendo a diferença mais discrepante nos casos da couve (concentração abaixo do limite de detecção para a amostra de origem convencional e  $0,44 \pm 0,10 \text{ mg kg}^{-1}$  para a amostra de origem orgânica) e da escarola (convencional:  $0,87 \pm 0,04 \text{ mg kg}^{-1}$ , orgânica:  $2,29 \pm 0,06 \text{ mg kg}^{-1}$ ; diferença de aproximadamente 2,6x). Ao se examinar suas concentrações nas amostras hidropônicas, observa-se que estas são menores do que as das amostras de origem convencional para a rúcula e para a alface lisa, mas 3,3x maior para a alface crespa. Na comparação de amostras hidropônicas e orgânicas, observa-se que este elemento aparece em menor concentração na rúcula hidropônica, se comparada à orgânica, e em maior concentração na alface crespa hidropônica, também se comparada à orgânica. Como consequência, os resultados deste estudo permitem apenas estabelecer a tendência  $O > C$ .

Figura 8 - Concentração de Pb em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.



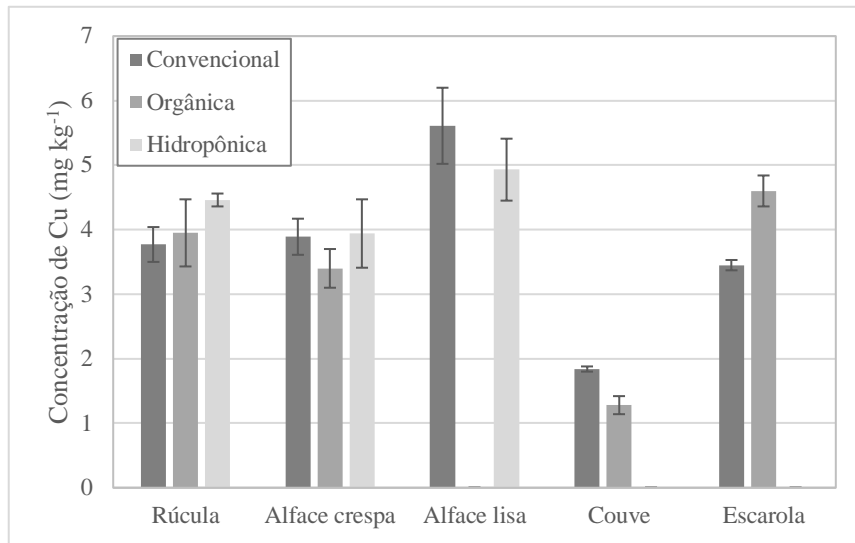
As concentrações nas amostras de rúcula hidropônica e couve convencional ficaram abaixo do LD (< 0,066 mg kg<sup>-1</sup>).

Fonte: elaborado pelo autor.

Na literatura, não há um consenso para a diferença de concentração de Pb entre amostras de diferentes cultivos, sendo encontrados estudos que verificaram concentrações maiores nas amostras de origem convencional do que orgânica (HADAYAT *et al.*, 2018), mas também o oposto, como o presente estudo (MALMAURET *et al.*, 2002; ROSSI *et al.*, 2008; STERTZ *et al.*, 2005), e, por fim, resultados mistos, como o de Araújo e colaboradores, que verificaram concentrações maiores em alface crespa de origem convencional do que de orgânica, mas não encontraram diferenças nas amostras de tomate e pimentão (ARAÚJO *et al.*, 2014).

Ao contrário do observado nas concentrações de bário, as concentrações de **cobre** se mostraram muito semelhantes em todos os vegetais de todos os métodos de cultivo analisados (Tabela 2 e Figura 9). Não é possível inferir tendências com relação à concentração de cobre e o método de cultivo empregado, o que está em acordo com estudos que compararam vegetais convencionais e orgânicos na Turquia (ARSLANBAŞ; BAYDAN, 2013), nos EUA (HADAYAT *et al.*, 2018), e em Portugal (GUILHERME *et al.*, 2020), mas em desacordo com um estudo da Tunísia, que verificou a tendência  $C > O$  (HATTAB *et al.*, 2019).

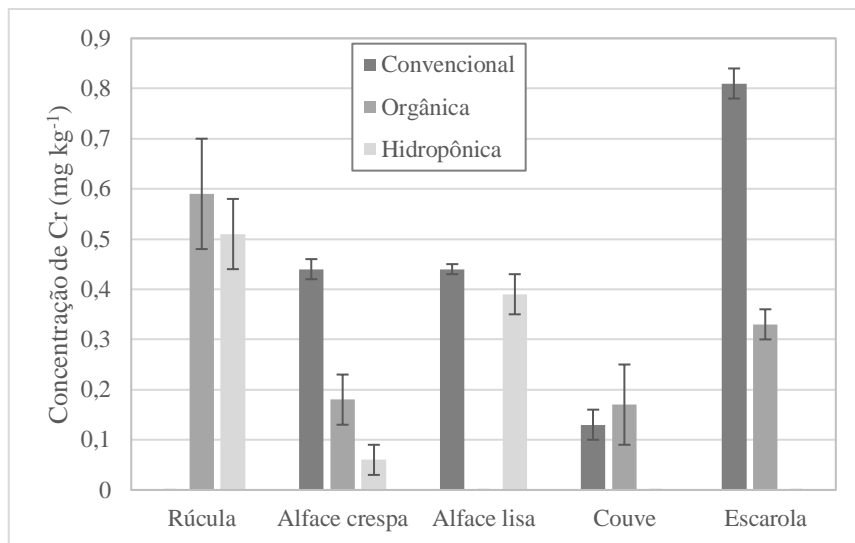
Figura 9 - Concentração de Cu em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.



Fonte: elaborado pelo autor.

Nenhuma tendência pôde ser observada nas concentrações de **chromo** nas amostras analisadas, de modo compatível com um estudo anterior (Tabela 2 e Figura 10) (HADAYAT *et al.*, 2018).

Figura 10 - Concentração de Cr em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.

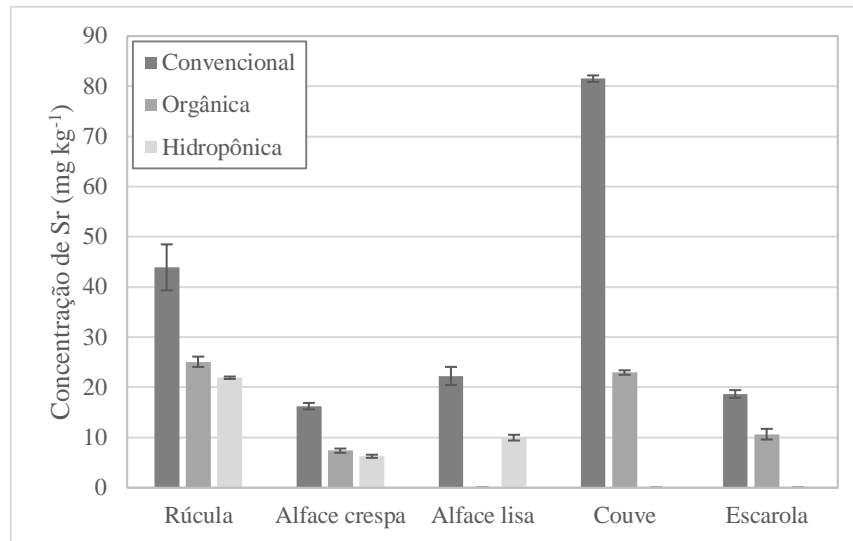


A concentração na amostra de rúcula convencional ficou abaixo do LD (< 0,012 mg kg<sup>-1</sup>).

Fonte: elaborado pelo autor.

No caso do **estrôncio**, as amostras de origem convencional apresentaram as maiores concentrações, enquanto as de origem hidropônica e orgânica apresentaram concentrações semelhantes entre si (Tabela 2 e Figura 11). Disto, infere-se a tendência  $C > O = H$ . A maior concentração nas amostras de origem convencional está em acordo com um estudo que analisou alface e tomate de origem convencional e orgânica (KELLY; BATEMAN, 2010).

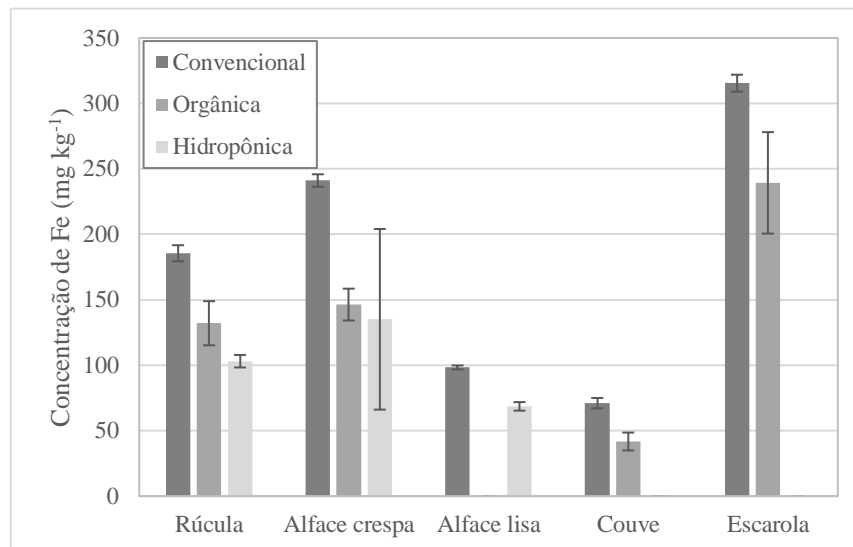
Figura 11 - Concentração de Sr em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.



Fonte: elaborado pelo autor.

As concentrações de **ferro** variaram de modo consistente de acordo com o método utilizado para cultivar o vegetal analisado (Tabela 2 e Figura 12). Observa-se que, assim como o Al e o Ba, o Fe apresenta a tendência  $C > O > H$ . Na literatura, encontram-se estudos brasileiros que observaram a tendência  $C > H > O$  em alface (STERTZ *et al.*, 2005), e  $O > C$  também em alface, mas  $C > O$  em pimenta (ARAÚJO *et al.*, 2014). Para além do Brasil, Hattab e colaboradores observaram a tendência  $O > C$  em alface, tomate e morango (2019).

Figura 12 - Concentração de Fe em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.

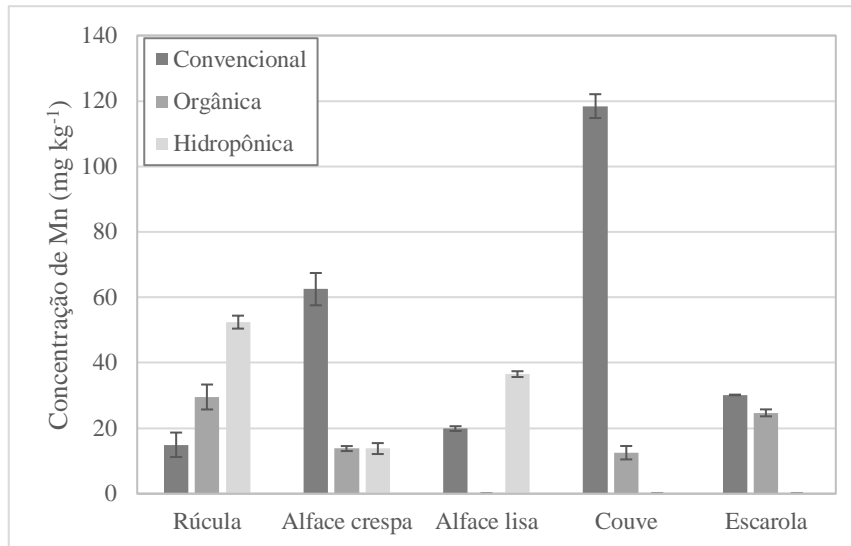


Fonte: elaborado pelo autor.

Com exceção da rúcula, foram verificadas maiores concentrações de **manganês** em amostras de origem convencional sobre as de origem orgânica (Tabela 2 e Figura 13). Na literatura, encontram-se resultados semelhantes (GUILHERME *et al.*, 2020; KREJČOVÁ *et al.*, 2016; STERTZ *et al.*, 2005), mas também contrários (HATTAB *et al.*, 2019). Nossos

resultados não permitem estabelecer uma relação envolvendo as amostras de origem hidropônica.

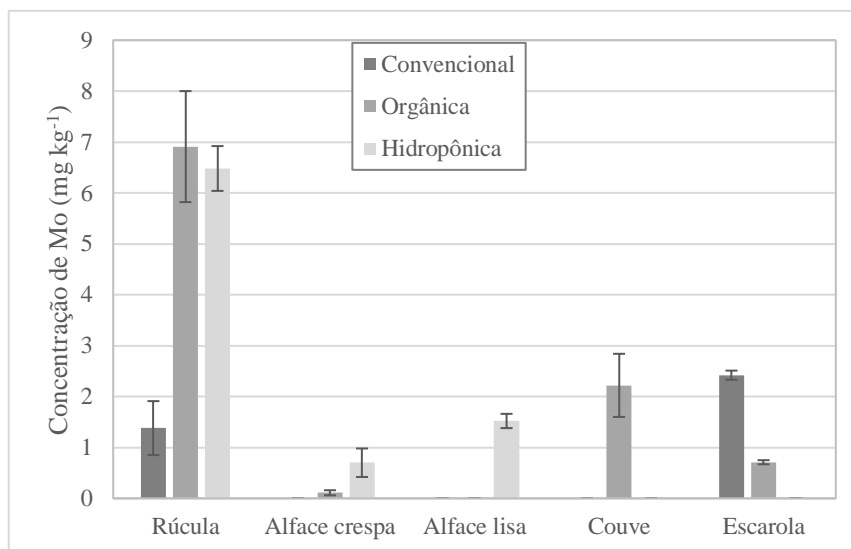
Figura 13 - Concentração de Mn em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.



Fonte: elaborado pelo autor.

Nas amostras de alface crespa, observa-se o **molibdênio** na ordem H > O > C (Tabela 2 e Figura 14). Nas amostras de rúcula, as concentrações são similares nos modos de cultivo hidropônico e orgânico, sendo estas superiores à do modo convencional. Com exceção da escarola, as amostras de origem convencional apresentaram as menores concentrações de Mo, que são superiores ao LD apenas nas amostras de rúcula e de escarola.

Figura 14 - Concentração de Mo em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.



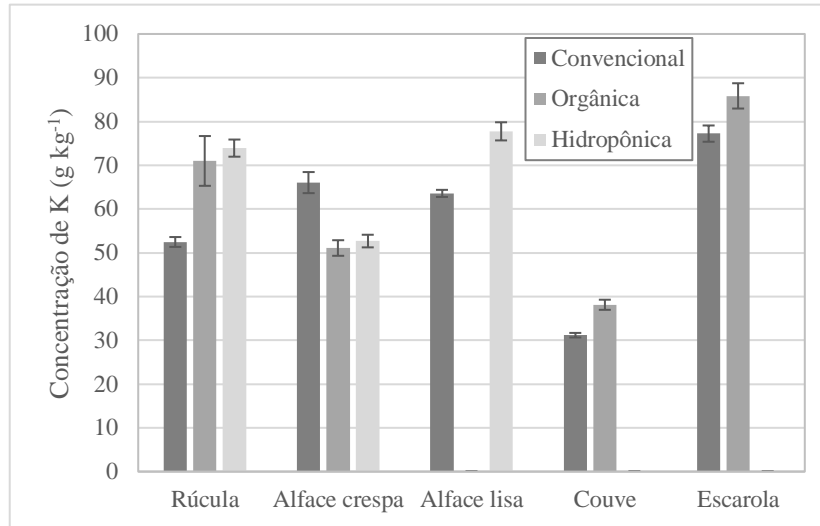
As concentrações nas amostras de alface crespa, alface lisa e couve convencionais ficaram abaixo do LD (< 0,025 mg kg<sup>-1</sup>).

Fonte: elaborado pelo autor.

As concentrações de **potássio**, excetuando a alface crespa, se mostraram mais elevadas em amostras de origem orgânica do que convencional (Tabela 2 e Figura 15). Na rúcula e na

alface crespa, as concentrações das amostras orgânicas e hidropônicas se mostraram semelhantes. De modo geral, infere-se a tendência  $O > C$ . A mesma tendência foi observada em outros estudos (ARAÚJO *et al.*, 2014; GUILHERME *et al.*, 2020; HATTAB *et al.*, 2019; KREJČOVÁ *et al.*, 2016).

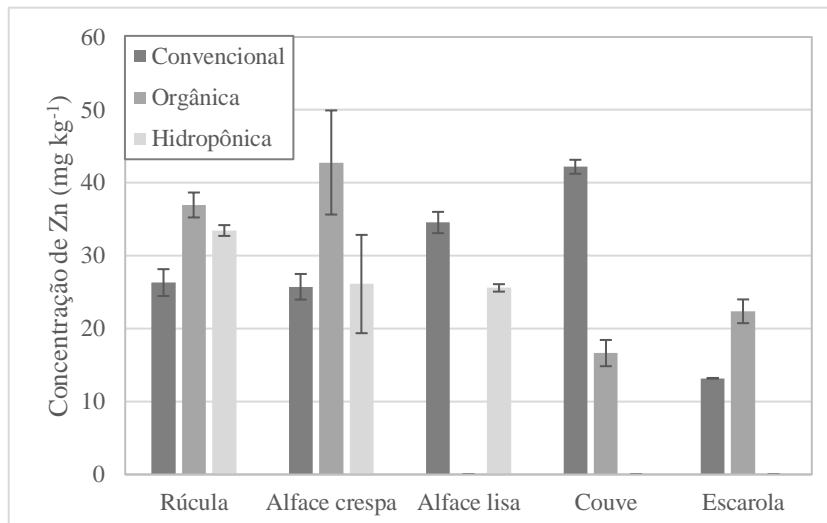
Figura 15 - Concentração de K em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.



Fonte: elaborado pelo autor.

No caso do **zinco**, as concentrações observadas nas amostras de origem orgânica são maiores do que as de origem convencional, com a exceção da couve (Tabela 2 e Figura 16). A tendência observada está em acordo com a encontrada por Krejčová e colaboradores (2016), mas em desacordo com a encontrada por outros estudos (GUILHERME *et al.*, 2020; HATTAB *et al.*, 2019; STERTZ *et al.*, 2005). Hadayat *et al.* não observaram tendência em suas análises (2018). Assim como em casos anteriores, não é possível inferir relações com as amostras de origem hidropônica.

Figura 16 - Concentração de Zn em amostras de rúcula, alface crespa, alface lisa, couve e escarola.



Fonte: elaborado pelo autor.

## 4.2. ANÁLISE COMPARATIVA DOS TEORES DE EPTS NOS DIFERENTES TIPOS DE CULTIVOS

Todos os vegetais analisados apresentaram concentrações acima do limite de detecção (LD) para os elementos Al, Ba, Cu, Fe, K, Mn, Sr e Zn (Tabela 2). A concentração de Cr foi inferior ao LD apenas para a rúcula de origem convencional, enquanto as concentrações de Cd, Co, Mo, Ni e Pb ficaram abaixo do LD em dois ou mais vegetais (Tabela 2). De modo geral, Al, Fe e K estavam presentes nas maiores concentrações, enquanto Cd, Co e Ni nas menores. O Cd só foi detectado na amostra de alface crespa orgânica, mas ainda abaixo do LQ. Já o Co não foi detectado nas amostras analisadas. O Ni, por sua vez, pôde ser quantificado apenas nas amostras de rúcula hidropônica e alface lisa convencional e hidropônica (Tabela 2).

Por não terem sido detectados na maior parte das amostras analisadas, não é possível examinar as concentrações de Cd, Co e Ni em busca de possíveis relações com o método de cultivo utilizado.

De modo geral, não foi observada uma tendência única para a concentração de todos os elementos analisados, sendo que alguns apresentaram tendências bem definidas e outros não. De todo modo, algumas tendências foram observadas, e algumas até mesmo compartilhadas por diversos elementos. As tendências observadas foram: Al, Ba e Fe: C > O > H; K, Pb e Zn: O > C; Sr: C > O = H; Mn: C > O; Mo: menores concentrações em cultivo convencional, não sendo possível definir ordem entre os cultivos hidropônico e orgânico; Cr e Cu: sem tendência observada.

Na literatura, aponta-se que a presença de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) nos solos de cultivos orgânicos influencia a concentração de alguns elementos nos vegetais cultivados. O uso de agroquímicos em cultivos convencionais é usualmente responsável por suprimir esta presença. Mais especificamente, atribui-se à presença dos FMA níveis mais elevados de Cu, K e Zn em vegetais oriundos de cultivo orgânico, quando comparados a vegetais oriundos de cultivos convencionais, e níveis menores de Mn (AZAIZEH *et al.*, 1995; GOSLING *et al.*, 2006; KELLY; BATEMAN, 2010). As tendências para K, Mn e Zn estão em acordo com as observadas no presente trabalho, mas a tendência para Cu não, dado que não foram observadas tendências para este elemento neste estudo.

## 5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho indicam que o método utilizado para cultivar hortaliças influencia as concentrações de determinados elementos (Al, Ba, Fe, K, Mn, Mo, Sr, Pb e Zn), mas não de todos (Cr e Cu). De modo interessante, a influência observada não é igual para todos os elementos. Portanto, não é possível afirmar que um método em particular favorece maiores concentrações de todos os elementos em geral, ou mesmo apenas de elementos notoriamente tóxicos.

Este trabalho contribui com a literatura de modo significativo ao reduzir a escassez de estudos nacionais deste tipo. Investigações futuras podem objetivar expandir para outros vegetais os dados aqui obtidos, dada a falta de consenso encontrada na literatura, ou visar encontrar as causas específicas para os resultados obtidos, realizando análises mais detalhadas, incluindo as concentrações de elementos potencialmente tóxicos em agroquímicos, fertilizantes e solo (ou solução nutritiva) utilizados nos cultivos.



## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. *PROGRAMA DE ANÁLISE DE RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM ALIMENTOS (PARA)*: RELATÓRIO DE ATIVIDADES DE 2011 E 2012. Brasília, 2013. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/agrotoxicos/programa-de-analise-de-residuos-em-alimentos/arquivos/3791json-file-1>. Acesso em: 05 jun. 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. Resolução ANP N° 50, de 23.12.2013. Disponível em: <https://atosoficiais.com.br/anp/resolucao-n-50-2013>. Acesso em: 22 abr. 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. Resolução ANP N° 19, de 15.4.2015. Disponível em: <https://atosoficiais.com.br/anp/resolucao-n-19-2015>. Acesso em: 22 abr. 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. Resolução ANP N° 807, de 23.01.2020. Disponível em: <https://atosoficiais.com.br/anp/resolucao-n-807-2020-estabelece-a-especificacao-da-gasolina-de-uso-automotivo-e-as-obrigacoes-quanto-ao-controle-da-qualidade-a-serem-atendidas-pelos-agentes-economicos-que-comercializarem-o-produto-em-todo-o-territorio-nacional>. Acesso em: 22 abr. 2022.
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A.; Phyto remediation of heavy metals – Concepts and applications. *Chemosphere*, v. 91, p. 869-881, 2013.
- ARAÚJO, D. F. S.; SILVA, A. M. R. B.; LIMA, L. L. A.; VASCONCELOS, M. A. S.; ANDRADE, S. A. C.; SARUBBO, L. A. The concentration of minerals and physicochemical contaminants in conventional and organic vegetables. *Food Control*, v. 44, p. 242-248, 2014.
- ARCHER, A. Organic agriculture. *A glossary of terms for farmers and gardeners*. University of California Cooperative Extension, 2003. Disponível em <http://ucce.ucdavis.edu/files/filelibrary/1068/8286.pdf>. Acesso em: 25 nov. 2010.
- ARSLANBAŞ, E.; BAYDAN, E. Metal levels in organically and conventionally produced animal and vegetable products in Turkey. *Food Additives & Contaminants: Part B*, v. 6, n. 2, p. 130-133, 2013.
- ASCHNER, M.; ERIKSON, K. Manganese. *Advances in Nutrition*, v. 8, n. 3, p. 520-521, 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 13132*: Sinalização horizontal viária – Termoplástico aplicado pelo processo de extrusão. Rio de Janeiro, 2021a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 13159*: Sinalização horizontal viária – Termoplástico aplicado pelo processo de aspersão. Rio de Janeiro, 2021b.
- AZAIZEH, H. A.; MARSCHNER, H.; RÖMHELD, V.; WITTENMAYER, L. Effects of a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus and other soil microorganisms on growth, mineral nutrient acquisition and root exudation of soil-grown maize plants. *Mycorrhiza*, v. 5, p. 321-327, 1995.

BARCELOUX, D. G. Copper. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, v. 37, n. 2, p. 217-230, 1999a.

BARCELOUX, D. G. Chromium. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, v. 37, n. 2, p. 173-194, 1999b.

BAUDRY, J.; ASSMANN, K. E.; TOUVIER, M.; ALLÈS, B.; SECONDA, L.; LATINO-MARTEL, P.; EZZEDINE, K.; GALAN, P.; HERCBERG, S.; LAIRON, D.; KESSE-GUYOT, E. Association of Frequency of Organic Food Consumption With Cancer Risk Findings From the NutriNet-Santé Prospective Cohort Study. *JAMA Internal Medicine*, v. 178, n. 12, p. 1597-1605, 2018.

BRADBURY, K. E.; BALKWILL, A.; SPENCER, E. A.; RODDAM, A. W.; REEVES, G. K.; GREEN, J.; KEY, T. J.; BERAL, V.; PIRIE, K.; THE MILLION WOMEN STUDY COLLABORATORS. Organic food consumption and the incidence of cancer in a large prospective study of women in the United Kingdom. *British Journal of Cancer*, v. 110, p. 2321-2326, 2014.

BRASIL. Lei n° 10.831, de 23 de dezembro de 2003. Dispõe sobre a agricultura orgânica e dá outras providências. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/2003/L10.831.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/2003/L10.831.htm). Acesso em: 06 fev. 2022.

BRASIL. Decreto n° 6.323, de 27 de dezembro de 2007. Regulamenta a Lei n° 10.831, de 23 de dezembro de 2003, que dispõe sobre a agricultura orgânica, e dá outras providências. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6323.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6323.htm). Acesso em: 06 fev. 2022.

BOSKABADY, M.; MAREFATI, N.; FARKHONDEH, T.; SHAKERI, F.; FARSHBAF, A.; BOSKABADY, M. H. The effect of environmental lead exposure on human health and the contribution of inflammatory mechanisms, a review. *Environment International*, v. 120, p. 404-420, 2018.

BOTELHO, M. G. L.; PIMENTEL, B. S.; FURTADO, L. G.; LIMA, M. C. S.; CARNEIRO, C. R. O.; BATISTA, V. A.; MARINHO, J. L. M.; MONTEIRO, A. L. P. R.; SILVA, T. P.; PONTES, A. N.; COSTA, M. S. S. Agrotóxicos na agricultura: agentes de danos ambientais e a busca pela agricultura sustentável. *Research, Society and Development*, v. 9, n. 8, e396985806, 2020.

BUXTON, S.; GARMAN, E.; HEIM, K. E.; LYONS-DARDEN, T.; SCHLEKAT, C. E.; TAYLOR, M. D.; OLLER, A. R. Concise Review of Nickel Human Health Toxicology and Ecotoxicology. *Inorganics*, v. 7, n. 7, 89, 2019.

CAMASCHELLA, C. Iron-deficiency anemia. *New England Journal of Medicine*, v. 372, n. 19, p. 1832-1843, 2015.

CAMPOS, M. L.; SILVA, F. N.; NETO, A. E. F.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; ANTUNES, A. S. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 40, n. 4, p. 361-367, 2005.

CARVALHO, M. A. R.; BOTERO, W. G.; OLIVEIRA, L. C. Natural and anthropogenic sources of potentially toxic elements to aquatic environment: a systematic literature review. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022.

CHAPMAN, P. M. Heavy metal – music, not science. *Environmental Science & Technology*, v. 41, n. 12, p. 6, 2007.

CHERAGHI, M.; LORESTANI, B.; MERRIKPHOUR, H. Investigation of the Effects of Phosphate Fertilizer Application on the Heavy Metal Content in Agricultural Soils with Different Cultivation Patterns. *Biological Trace Element Research*, v. 145, p. 87-92, 2012.

CHERAGHI, M.; LORESTANI, B.; MERRIKHPOUR, H.; ROUNIASI, N. Heavy metal risk assessment for potatoes grown in overused phosphate-fertilized soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 185, p. 1825-1831, 2013.

COMPANHIA DE ENGENHARIA DE TRÁFEGO DO RIO DE JANEIRO. *MANUAL DE ESPECIFICAÇÃO DE MATERIAIS: VOLUME 1: Sinalização Horizontal*. Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <https://www.rio.rj.gov.br/documents/7033801/c6be258f-a65d-4be3-8d4b-888165e9eb8c>. Acesso em: 07 mai. 2022.

CRINNION, W. J. Organic Foods Contain Higher Levels of Certain Nutrients, Lower Levels of Pesticides, and May Provide Health Benefits for the Consumer. *Alternative Medicine Review*, v. 15, n. 1, p. 4-12, 2010.

CUNHA, D. T.; ANTUNES, A. E. C; ROCHA, J. G.; DUTRA, T. G.; MANFRINATO, C. V.; OLIVEIRA, J. M.; ROSTAGNO, M. A. Differences between organic and conventional leafy green vegetables perceived by university students: Vegetables attributes or attitudinal aspects? *British Food Journal*, v. 121, n. 7, p. 1579-1591, 2019.

CUPISTI, A.; KOVESDY, C. P.; D’ALESSANDRO, C.; KALANTAR-ZADEH, K. Dietary Approach to Recurrent or Chronic Hyperkalaemia in Patients with Decreased Kidney Function. *Nutrients*, v. 10, n. 3, p. 261, 2018.

DUFFUS, J. H. “HEAVY METALS” – A MEANINGLESS TERM? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

DURUIBE, J. O.; OGWUEGBU, M. O. C.; EGWURUGWU, J. N. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, v. 2, n. 5, p. 112-118, 2007.

EMPRESA DE DESENVOLVIMENTO URBANO E SOCIAL DE SOROCABA – URBES. *CONTRATO N° 011/14*. Sorocaba, 2014. Disponível em: <https://www.urbes.com.br/uploads/contrato-0011-2014.pdf>. Acesso em: 07 mai. 2022.

EXXONMOBIL. *ExxonMobil Avgas: ExxonMobil Commercial-Fuel, Brazil*, 2022. Disponível em: <https://www.exxonmobil.com/en/aviation/products-and-services/products/avgas-100ll>. Acesso em: 23 abr. 2022.

FAVARO-TRINDADE, C. S.; MARTELLO, L. S.; MARCATTI, B.; MORETTI, T. S.; PETRUS, R. R.; ALMEIDA, E.; FERRAZ, J. B. S. Efeito dos Sistemas de Cultivo Orgânico,

Hidropônico e Convencional na Qualidade de Alface Lisa. *Brazilian Journal of Food Technology*, v. 10, n. 2, p. 111-115, 2007.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS; ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. Guidelines for the production, processing, labelling and marketing of organically produced foods. *Organically Produced Foods*. 3. ed. Roma: FAO, 2007. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a1385e/a1385e00.pdf>. Acesso em: 06 fev. 2022.

FIGUEIREDO, L. A. G. Motores e combustíveis de aviação. *AERO MAGAZINE*, 2013. Disponível em: [https://aeromagazine.uol.com.br/artigo/motores-e-combustiveis-de-aviacao\\_808.html](https://aeromagazine.uol.com.br/artigo/motores-e-combustiveis-de-aviacao_808.html). Acesso em: 23 abr. 2022.

GEISSEN, V.; SILVA, V.; LWANGA, E. H.; BERIOT, N.; OOSTINDIE, K.; BIN, Z.; PYNE, E.; BUSINK, S.; ZOMER, P.; MOL, H.; RITSEMA, C. J. Cocktails of pesticide residues in conventional and organic farming systems in Europe – Legacy of the past and turning point for the future. *Environmental Pollution*, v. 278, 116827, 2021.

GENCHI, G.; CAROCCI, A.; LAURIA, G.; SINICROPI, M. S.; CATALANO, A. Nickel: Human Health and Environmental Toxicology. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 17, n. 3, 679, 2020.

GHOLIZADEH, A.; SABERIOON, M.; BEN-DOR, E.; ROSSEL, R. A. V.; BORŮVKA, L. Modelling potentially toxic elements in forest soils with vis-NIR spectra and learning algorithms. *Environmental Pollution*, v. 267, 115574, 2020.

GIDLOW, D. A. Lead toxicity. *Occupational Medicine*, v. 65, p. 348-356, 2015.

GOSLING, P.; HODGE, A.; GOODLASS, G.; BENDING, G. D. Arbuscular mycorrhizal fungi and organic farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 113, p. 17-35, 2006.

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

GUILHERME, R.; REBOREDO, F.; GUERRA, M.; RESSURREIÇÃO, S.; ALVARENGA, N. Elemental Composition and Some Nutritional Parameters of Sweet Pepper from Organic and Conventional Agriculture. *Plants*, v. 9, 863, 2020.

GUPTA, N.; YADAV, K. K.; KUMAR, V.; KUMAR, S.; CHADD, R. P.; KUMAR, A. Trace elements in soil-vegetables interface: Translocation, bioaccumulation, toxicity and amelioration – A review. *Science of the Total Environment*, v. 651, p. 2927-2942, 2019.

HA, T. M.; SHAKUR, S.; DO, K. H. P. Rural-urban differences in willingness to pay for organic vegetables: Evidence from Vietnam. *Appetite*, v. 141, 2019.

HADAYAT, N.; OLIVEIRA, L. M.; SILVA, E.; HAN, L.; HUSSAIN, M.; LIU, X.; MA, L. Q. Assessment of trace metals in five most-consumed vegetables in the US: Conventional vs. organic. *Environmental Pollution*, 243, 292–300, 2018.

HARRIS, D. C. *Quantitative Chemical Analysis*. 7. ed. Nova Iorque: W. H. Freeman and Company, 2007.

HATTAB, S.; BOUGATTASS, I.; HASSINE, R.; DRIDI-AL-MOHANDES, B. 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, 2019.

HOEFKENS, C.; VERBEKE, W.; AERTSENS, J.; MONDELAERS, K.; CAMP, J. V. The nutritional and toxicological value of organic vegetables: Consumer perception versus scientific evidence. *British Food Journal*, v. 110, n. 10, p. 1062-1077, 2009.

HOSSAIN, A. M. M. M.; ISLAM, M. S.; MAMUN, M. M.; AL-JONAED, H. M.; IMRAN, M.; RAHMAN, M. H.; KAZI, M. A. I.; ELAHI, S. F. Environmental surveillance of commonly-grown vegetables for investigating potential lead and chromium contamination intensification in Bangladesh. *SpringerPlus*, v. 5, 2016.

HU, W.; HUANG, B.; TIAN, K.; HOLM, P. E.; ZHANG, Y. Heavy metals in intensive greenhouse vegetable production systems along Yellow Sea of China: Levels, transfer and health risk. *Chemosphere*, v. 167, p. 82-90, 2017.

HUANG, Z. Y.; CHEN, T.; YU, J.; QIN, D. P.; CHEN, L. Lead contamination and its potential sources in vegetables and soils of Fujian, China. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 34, p. 55-65, 2012.

HUSSAIN, A.; IQBAL, K.; AZIEM, S.; MAHATO, P.; NEGI, A. K. A Review On The Science Of Growing Crops Without Soil (Soilless Culture) – A Novel Alternative For Growing Crops. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*, v. 7, n. 11, p. 833-842, 2014.

ISLAM, M. S.; AHMED, M. K.; HABIBULLAH-AL-MAMUN, M.; MASUNAGA, S. Trace metals in soil and vegetables and associated health risk assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, p. 8727–8739, 2014.

JEAN, J.; SIROT, V.; HULIN, M.; CALVEZ, E. L.; ZINCK, J.; NOËL, L.; VASSEUR, P.; NESSLANY, F.; GORECKI, S.; GUÉRIN, T.; RIVIÈRE, G. Dietary exposure to cadmium and health risk assessment in children – Results of the French infant total diet study. *Food and Chemical Toxicology*, v. 115, p. 358-364, 2018.

KELLY, S. D.; BATEMAN, A. S. Comparison of mineral concentrations in commercially grown organic and conventional crops – Tomatoes (*Lycopersicon esculentum*) and lettuces (*Lactuca sativa*). *Food Chemistry*, v. 119, n. 2, p. 738-745, 2010.

KHALID, S.; SHAHID, M.; NIAZI, N. K.; MURTAZA, B.; BIBI, I.; DUMAT, C. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 182, p. 247-268, 2017.

KHAN, S.; KHAN, M. A.; REHMAN, S. Lead and Cadmium Contamination of Different Roadside Soils and Plants in Peshawar City, Pakistan. *Pedosphere*, v. 21, n. 3, p. 351-357, 2011.

KLOTZ, K.; WEISTENHÖFER, W.; NEFF, F.; HARTWIG, A.; THRIEL, C. V.; DREXLER, H. The Health Effects of Aluminum Exposure. *Deutsches Arzteblatt International*, v. 114, n. 39, p. 653-659, 2017.

KOVESDY, C. P.; APPEL, L. J.; GRAMS, M. E.; GUTEKUNST, L.; MCCULLOUGH, P. A.; PALMER, B. F.; PITT, B.; SICA, D. A.; TOWNSEND, R. R. Potassium homeostasis in health and disease: A scientific workshop cosponsored by the National Kidney Foundation and the American Society of Hypertension. *Journal of the American Society of Hypertension*, v. 11, n. 12, p. 783-800, 2017.

KRAVCHENKO, J.; DARRAH, T. H.; MILLER, R. K.; LYERLY, H. K.; VENGOSH, A. A review of the health impacts of barium from natural and anthropogenic exposure. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 36, n. 4, p. 797-814, 2014.

KREJČOVÁ, A.; NÁVESNÍK, J.; JIČÍNSKÁ, J.; ČERNOHORSKÝ, T. An elemental analysis of conventionally, organically and self-grown carrots. *Food Chemistry*, v. 192, p. 242-249, 2016.

LEITE, D.; MIGLIAVACCA, R. A.; MOREIRA, L. A.; ALBRECHT, A. J. P.; FAUSTO, D. A. Viabilidade econômica da implantação do sistema hidropônico para alface com recursos do PRONAF em Matão-SP. *Revista iPecege*, v. 2, n. 1, p. 57-65, 2016.

LEYSSSENS, L.; VINCK, B.; STRAETEN, C. V. D.; WUYTS, F.; MAES, L. Cobalt toxicity in humans – A review of the potential sources and systemic health effects. *Toxicology*, v. 387, p. 43-56, 2017.

MALMAURET, L.; PARENT-MASSIN, D.; HARDY, J. L.; VERGER, P. Contaminants in organic and conventional foodstuffs in France. *Food Additives and Contaminants*, v. 19, n. 6, p. 524-532, 2002.

MARET, W.; SANDSTEAD, H. H. Zinc requirements and the risks and benefits of zinc supplementation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, v. 20, n. 1, p. 3-18, 2006.

MARIANI, C. M.; HENKES, J. A. Agricultura orgânica x agricultura convencional: soluções para minimizar o uso de insumos industrializados. *Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 3, n. 2, p. 315-338, 2014.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Portaria nº 52, de 15 de março de 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-n-52-de-15-de-marco-de-2021-310003720>. Acesso em: 27 mar. 2022.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. *Folder – Produto Orgânico*. 2017. Disponível em: [https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/organicos/arquivos-publicacoes-organicos/folder-organico\\_web.pdf/view](https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/organicos/arquivos-publicacoes-organicos/folder-organico_web.pdf/view). Acesso em: 29 ago. 2022.

MONDELAERS, K.; AERTSENS, J.; HUYLENBROECK, G. V. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*, v. 111, n. 10, p. 1098-1119, 2009.

MYINT, Z. W.; OO, T. H.; THEIN, K. Z.; TUN, A. M.; SAEED, H. Copper deficiency anemia: review article. *Annals of Hematology*, v. 97, n. 9, p. 1527-1534, 2018.

NABULO, G.; BLACK, C. R.; CRAIGON, J.; YOUNG, S. D. Does consumption of leafy vegetables grown in peri-urban agriculture pose a risk to human health? *Environmental Pollution*, v. 162, p. 389-398, 2012.

NABULO, G.; ORYEM-ORIGA, H.; DIAMOND, M. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. *Environmental Research*, v. 101, p. 42-52, 2006.

NOVOTNY, J. A.; PETERSON, C. A. Molybdenum. *Advances in Nutrition*, v. 9, n. 3, p. 272-273, 2018.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. *EXPOSURE TO CADMIUM: A MAJOR PUBLIC HEALTH CONCERN*, 2010. Disponível em: <https://www.who.int/ipcs/features/cadmium.pdf>. Acesso em: 27 mar. 2022.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. *Lead poisoning*, 2021. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>. Acesso em: 21 mar. 2022.

OSMAN, M. A.; YANG, F.; MASSEY, I. Y. Exposure routes and health effects of heavy metals on children. *Biometals*, v. 32, n. 4, p. 563-573, 2019.

PETO, M. V. Aluminium and iron in humans: bioaccumulation, pathology, and removal. *Rejuvenation Research*, v. 13, n. 5, p. 589-598, 2010.

PETTIT, K.; ROWLEY, J.; BROWN, N. Iron deficiency. *Paediatrics and child health*, v. 21, n. 8, p. 339-342, 2011.

POURRET, O.; HURSTHOUSE, A. It's Time to Replace the Term "Heavy Metals" with "Potentially Toxic Elements" When Reporting Environmental Research. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 16, n. 22, 4446, 2019.

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

REHMAN, Z. U.; KHAN, S.; BRUSSEAU, M. L.; SHAH, M. T. Lead and cadmium contamination and exposure risk assessment via consumption of vegetables grown in agricultural soils of five-selected regions of Pakistan. *Chemosphere*, v. 168, p. 1589-1596, 2017.

ROBERTO, I. Quais combustíveis os aviões utilizam? *AEROFLAP*, 2020. Disponível em: <https://www.aeroflap.com.br/combustiveis-dos-avioes/>. Acesso em: 23 abr. 2022.

ROSSET, J. S.; COELHO, G. F.; GRECO, M.; STREY, L.; JUNIOR, A. C. G. Agricultura convencional *versus* sistemas agroecológicos: modelos, impactos, avaliação da qualidade e perspectivas. *Scientia Agraria Paranaensis*, v. 13, n. 2, p. 80-94, 2014.

ROSSI, F.; GODANI, F.; BERTUZZI, T.; TREVISAN, M.; FERRARI, F.; GATTI, S. Health-promoting substances and heavy metal content in tomatoes grown with different farming techniques. *European Journal of Nutrition*, v. 47, p. 266-272, 2008.

SABIHA-JAVIED; MEHMOOD, T.; CHAUDHRY, M. M.; TUFAIL, M.; IRFAN, N. Heavy metal pollution from phosphate rock used for the production of fertilizer in Pakistan. *Microchemical Journal*, v. 91, p. 94-99, 2009.

SATARUG, S.; VESEY, D. A.; GOBE, G. C. Current health risk assessment practice for dietary cadmium: Data from different countries. *Food and Chemical Toxicity*, v. 106, p. 430-445, 2017.

STERTZ, S. C.; FREITAS, R. J. S.; ROSA, M. I. S.; PENTEADO, P. T. P. S. Qualidade Nutricional e contaminantes de alface (*Lactuca sativa* L.) convencional, orgânica e hidropônica. *Visão Acadêmica*, v. 6, n. 1, p. 51-59, 2005.

STOTZ, E. N. Os limites da agricultura convencional e as razões de sua persistência: estudo do caso de Sumidouro, RJ. *Revista Brasileira de Saúde Ocupacional*, v. 37, n. 125, p. 114-126, 2012.

SUMBERG, J.; GILLER, K. E. What is ‘conventional’ agriculture? *Global Food Security*, v. 32, 100617, 2022.

TIETZ, T.; LENZNER, A.; KOLBAUM, A. E.; ZELLMER, S.; RIEBELING, C.; GÜRTLER, R.; JUNG, C.; KAPPENSTEIN, O.; TENTSCHERT, J.; GIULBUDAGIAN, M.; MERKEL, S.; PIROW, R.; LINDTNER, O.; TRALAU, T.; SCHÄFER, B.; LAUX, P.; GREINER, M.; LAMPEN, A.; LUCH, A.; WITTKOWSKI, R.; HENSEL, A. Aggregated aluminium exposure: risk assessment for the general population. *Archives of Toxicology*, v. 93, p. 3503-3521, 2019.

TUOMISTO, H. L.; HODGE, I. D.; RIORDAN, P.; MACDONALD, D. W. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, v. 112, p. 309-320, 2012.

USUDA, K.; KONO, K.; DOTE, T.; WATANABE, M. SHIMIZU, H.; TANIMOTO, Y.; YAMADORI, E. An overview of boron, lithium, and strontium in human health and profiles of these elements in urine of Japanese. *Environmental Health and Preventive Medicine*, v. 12, n. 6, p. 231-237, 2007.

WEAVER, C. M. Potassium and health. *Advances in Nutrition*, v. 4, n. 3, p. 368S-377S, 2013.

WISEMAN, C. L. S.; ZEREINI, F.; PÜTTMANN, W. Traffic-related trace element fate and uptake by plants cultivated in roadside soils in Toronto, Canada. *Science of the Total Environment*, v. 442, p. 86-95, 2013.



WONES, R. G.; STADLER, B. L.; FROHMAN, L. A. Lack of Effect of Drinking Water Barium on Cardiovascular Risk Factors. *Environmental Health Perspectives*, v. 85, p. 355-359, 1990.

ZHANG, H.; ZHANG, Y.; WANG, Z.; DING, M.; JIANG, Y.; XIE, Z. Traffic-related metal(loid) status and uptake by dominant plants growing naturally in roadside soils in the Tibetan plateau, China. *Science of the Total Environment*, v. 573, p. 915-923, 2016.