

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARCELLO LOCATELLI BARBATO

OCORRÊNCIA DE ELEMENTOS TRAÇO EM HORTAS COMUNITÁRIAS NAS
ÁREAS DE AGRICULTURA URBANA DE CURITIBA, PR, BRASIL

CURITIBA

2022

MARCELLO LOCATELLI BARBATO

OCORRÊNCIA DE ELEMENTOS TRAÇO EM HORTAS COMUNITÁRIAS NAS
ÁREAS DE AGRICULTURA URBANA DE CURITIBA, PR, BRASIL

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Pedrosa Gomes

CURITIBA

2022

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA

Barbato, Marcello Locatelli

Ocorrência de elementos traço em horta comunitárias nas áreas de agricultura urbana de Curitiba, PR, Brasil / Marcello Locatelli Barbato. - Curitiba, 2022.
1 recurso online: PDF.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Pedrosa Gomes.

1. Alface. 2. Couve. 3. Segurança alimentar. 4. Solos – Contaminação. 5. Agricultura urbana. I. Gomes, Marcelo



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO CIÊNCIA DO SOLO -
40001016014P4

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação CIÊNCIA DO SOLO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **MARCELLO LOCATELLI BARBATO** intitulada: **OCORRÊNCIA DE ELEMENTOS TRAÇO EM HORTA COMUNITÁRIAS NAS ÁREAS DE AGRICULTURA URBANA DE CURITIBA, PR, BRASIL**, sob orientação do Prof. Dr. MARCELO PEDROSA GOMES, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 13 de Abril de 2022.

Assinatura Eletrônica

18/04/2022 09:19:01.0

MARCELO PEDROSA GOMES

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

13/04/2022 16:50:49.0

HUGO PACHECO DE FREITAS FRAGA

Avaliador Externo (DEPARTAMENTO BOTÂNICA -UFPR)

Assinatura Eletrônica

13/04/2022 15:59:25.0

LEILA TERESINHA MARANHÃO

Avaliador Externo (PESQUISADOR AUTÔNOMO)

Rua dos Funcionários, 1540 - CURITIBA - Paraná - Brasil
CEP 80035-050 - Tel: (41) 3350-5648 - E-mail: pgcisol@ufpr.br

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.
Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 174575

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp>
e insira o código 174575

À minha mãe, Niusa Maria Locatelli. À minha companheira Mariane de Siqueira. A todos que perderam pessoas queridas durante a pandemia e, principalmente, a todos e todas cientistas que diariamente dedicam as suas vidas e esforços buscando contribuir para o avanço da humanidade.

...DEDICO

AGRADECIMENTOS

Expresso gratidão especial à minha mãe Niusa Maria Locatelli, pela dedicação à minha formação profissional e, principalmente, enquanto ser humano. Também a minha companheira Mariane de Siqueira, pelo incentivo e apoio em todos os momentos.

Agradeço a dedicação do orientador, Prof. Dr. Marcelo Pedrosa Gomes, pelas contribuições enquanto pesquisador e amizade que iniciamos.

Aos professores responsáveis pelos laboratórios de Nutrição Mineral de Plantas e Mineralogia do Solo, do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Paraná (UFPR). As técnicas destes laboratórios Fabiana Gavelaki e Maria Aparecida de Carvalho Santos, pelas orientações e oportunidade de aprendizado.

Aos amigos de trabalho do Departamento de Farmácia da UFPR, docentes e técnicos administrativos em educação, em especial a técnica Heliane Monteiro Maieves e os docentes Obdúlio Gomes Miguel e Tomoe Nakashima, pelo incentivo. Ao amigo de trabalho do Departamento de Nutrição, Jair José de Lima, pelo apoio e incentivo.

Aos amigos e amigas que fiz na pós-graduação, com os quais aprendi muito.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da UFPR e seus docentes pela oportunidade de cursar o Mestrado em uma universidade pública, gratuita e de qualidade, que contribui todos os dias com a sociedade, através do ensino, da pesquisa e extensão.

Um agradecimento especial aos profissionais da Unidade de Agricultura Urbana da Prefeitura Municipal de Curitiba (Paraná), aos responsáveis pelas hortas nas comunidades e aos profissionais do Centro de Paranaense de Referência em Agroecologia, sem esta parceria não seria possível este trabalho.

Por fim, agradeço a oportunidade de amizade e aprendizado junto aos colegas do Laboratório de Fisiologia de Plantas sob Estresse, do Departamento de Botânica da UFPR.

***“A vida é bela. Que as futuras gerações a livrem de todo mal,
opressão e violência, e a desfrutem plenamente.”***

Leon Trotsky

***“E se o mundo não corresponde em todos os aspectos aos
nossos desejos é culpa da ciência ou dos que querem impor
os seus desejos ao mundo?”***

Carl Segal

RESUMO

As plantas olerícolas cultivadas em grandes cidades podem ser contaminadas por elementos traço tóxicos de várias formas. A produção de resíduos, o tráfego de veículos, a emissão de gases, a construção civil, os impactos da indústria, o uso de agrotóxicos, fertilizantes e lodo de esgoto, constituem fontes poluidoras que introduzem quantidades elevadas de elementos traço no meio ambiente. A contaminação de solos, águas e plantas é alarmante e implica em preocupação em todo mundo, visto que impacta a saúde humana. Neste contexto, ganha importância o desenvolvimento científico e tecnológico relacionado à agricultura urbana, cuja definição abrange diversos sistemas, de subsistência, de âmbito doméstico e a agricultura direcionada à comercialização de produtos. Atualmente, a agricultura urbana é vista como uma forma de capital natural relacionado à produção de alimentos no espaço urbano das cidades. O objetivo deste trabalho foi avaliar a segurança de alimentos produzidos em hortas urbanas de Curitiba e região metropolitana, no Estado do Paraná, quanto à presença dos elementos traço Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn). As avaliações foram feitas em plantas de alface (*Lactuca sativa*) e couve (*Brassica oleracea*) provenientes de quatro hortas urbanas, bem como em plantas provenientes de área agroecológica e plantas comercializadas em supermercados (utilizadas como controle). Também foi avaliada a presença desses elementos traço no solo de cultivo e na água de irrigação utilizadas na produção dos vegetais. Não houve detecção de Cd nas amostras de solos. Os elementos traço detectados em concentrações crescentes foram Ni < As < Pb < Cu < Cr < Zn < Mn < Fe. Os solos das hortas urbanas e da área de agroecologia estão em conformidade quanto ao limite máximo recomendado para teor destes compostos inorgânicos. As maiores concentrações destes elementos ocorreram para o solo da horta Pantanal, o que era esperado devido à localização próxima ao pátio de abastecimento e oficina de manutenção de locomotivas de trens - que pode ser fonte de elementos traço para a horta. Nas amostras de água usada na irrigação não houve detecção de As, Cd, Cr, Pb e Ni, sendo que concentrações de Cu, Fe e Zn foram encontradas nas amostras de todas as áreas, e o Mn apenas na horta Pantanal. As concentrações encontradas para água estão dentro do estabelecido na legislação e padrões considerados neste estudo. Não houve detecção de Cd, Ni e Pb para as amostras de alface e couve. Concentrações de As ocorreram apenas para as amostras de alface da horta CPRA e de supermercado, sendo que somente o teor médio das amostras de supermercado ultrapassou o limite máximo recomendado para hortaliças folhosas. As concentrações detectadas de Cr, Cu, Fe, Mn e Zn, em ambas olerícolas estão dentro dos padrões recomendados para estes compostos inorgânicos. Ambas as hortaliças cultivadas nas hortas urbanas e na área de agroecologia são seguras para alimentação humana.

Palavras chave: *Lactuca sativa*. *Brassica oleracea*. Segurança de alimentos. Contaminação do solo. Agricultura urbana.

ABSTRACT

Vegetable plants grown in large cities can be contaminated by toxic trace elements in several ways. Waste production, vehicle traffic, gas emissions, civil construction, the impacts of industry, the use of pesticides, fertilizers and sewage sludge are polluting sources that introduce high amounts of trace elements into the environment. The contamination of soils, waters and plants is alarming and implies worldwide concern, as they impact human health. In this context, scientific and technological development related to urban agriculture gains importance, whose definition encompasses several systems, subsistence, domestic and agriculture directed to the commercialization of products. Currently, urban agriculture is seen as a form of natural capital related to food production in the urban space of cities. The objective of this work was to evaluate the safety of food produced in urban gardens in Curitiba and metropolitan area, State of Paraná, regarding the presence of trace elements Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Copper (Cu), Iron (Fe), Manganese (Mn), Nickel (Ni), Lead (Pb) and Zinc (Zn). The evaluations were carried out on lettuce (*Lactuca sativa*) and kale (*Brassica oleracea*) plants from four urban gardens, as well as on plants from an agro-ecological zone and those sold in supermarkets (used as a control). The presence of these trace elements in the cultivation soil and in the irrigation, water used in the production of vegetables was also evaluated. There was no detection of Cd in the soil samples. The trace elements detected in increasing concentrations were $Ni < As < Pb < Cu < Cr < Zn < Mn < Fe$. Soils in urban gardens and in the agro-ecological zone comply with the maximum recommended limit for the content of these inorganic compounds. The highest concentrations of these elements occurred in the soil of the Pantanal vegetable garden, which was expected due to the location close to the supply yard and train locomotive maintenance workshop - which can be a source of trace elements for the vegetable garden. In the samples of water used in irrigation, there was no detection of As, Cd, Cr, Pb and Ni, and concentrations of Cu, Fe and Zn were found in samples from all areas, and Mn only in the Pantanal vegetable garden. The concentrations found for water are within the established in the legislation and standards considered in this study. There was no detection of Cd, Ni and Pb for the lettuce and cabbage samples. As concentrations occurred only for lettuce samples from the CPRA garden and supermarket, and only the average content of the supermarket samples exceeded the maximum recommended limit for leafy vegetables. The detected concentrations of Cr, Cu, Fe, Mn and Zn in both vegetable crops are within the recommended standards for these inorganic compounds. Both vegetables grown in urban gardens and in the agro-ecological zone are safe for human consumption.

Keywords: *Lactuca sativa*. *Brassica oleracea*. Food safety. Soil contamination. Urban agriculture.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - FONTES DE ELEMENTOS TRAÇO.....	23
FIGURA 2 - MOSTRA AS MÉDIAS DAS CONCENTRAÇÕES COM O DESVIO PADRÃO PARA OS ELEMENTOS TRAÇO DETECTADOS NAS PLANTAS DE ALFACE.....	79
FIGURA 3 - MOSTRA AS MÉDIAS DAS CONCENTRAÇÕES COM O DESVIO PADRÃO PARA OS ELEMENTOS TRAÇO DETECTADOS NAS PLANTAS DE COUVE.....	83

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - PROGRAMAÇÃO DAS COLETAS DE AMOSTRAS NAS HORTAS...67

QUADRO 2 - LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DAS HORTAS DO ESTUDO.....69

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - PRINCIPAIS PAÍSES MINERADORES DE ARSÊNIO, CÁDMIO, COBRE, FERRO, MERCÚRIO, MANGANÊS, NÍQUEL, CHUMBO E ZINCO.....	26
TABELA 2 - TEORES DE ELEMENTOS TRAÇO RELATADOS NA LITERATURA PARA DIFERENTES ESPÉCIES DE PLANTAS E AS RESPECTIVAS FONTES DE CONTAMINAÇÃO.....	30
TABELA 3 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE ELEMENTOS TRAÇO DETECTADOS PARA AS AMOSTRAS DE ÁGUA DE IRRIGAÇÃO COLETADAS EM DIFERENTES HORTAS URBANAS DE CURITIBA, PR, BRASIL.....	73
TABELA 4 - LIMITE MÁXIMO TOLERADO PARA ELEMENTOS TRAÇO ANALISADOS PARA SOLO, ÁGUA E HORTALIÇAS FOLHOSAS EM DIFERENTES PAÍSES.....	76
TABELA 5 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DOS ELEMENTOS TRAÇO DETECTADOS PARA AS AMOSTRAS DE SOLOS COLETADAS NAS HORTAS URBANAS DE CURITIBA-PR, NO BRASIL.....	77

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	14
REFERÊNCIAS.....	16
2 CAPÍTULO I: ELEMENTOS TRAÇO EM ÁREAS DE AGRICULTURA URBANA E PERIURBANA: UMA REVISÃO	18
2.1 RESUMO.....	18
2.2 ABSTRACT	19
2.3 INTRODUÇÃO	20
2.4 FONTES DE ELEMENTOS TRAÇO	22
2.4.1 Atividades industriais.....	23
2.4.1.1 Mineração.....	25
2.5 RESÍDUOS SÓLIDOS.....	25
2.6 FERTILIZANTES, HERBICIDAS E PESTICIDAS	26
2.7 IRRIGAÇÃO	27
2.8 BIOACUMULAÇÃO EM PLANTAS	28
2.9 ELEMENTOS TRAÇO NO MEIO AMBIENTE	29
2.9.1 Propriedades do solo.....	29
2.9.1.1 pH do solo	31
2.9.1.2 Potencial redox.....	31
2.9.1.3 Matéria orgânica.....	32
2.9.1.4 Textura do solo.....	32
2.9.1.5 Interações entre elementos	33
2.10 CARACTERÍSTICAS DAS PLANTAS	34
2.11 INTERAÇÕES NO SISTEMA SOLO-PLANTA	35
2.11.1 Estratégias de tolerância	40
2.12 ELEMENTOS TRAÇO NA AGRICULTURA URBANA	42
2.13 CONCLUSÃO.....	44
REFERÊNCIAS	45
3 CAPITULO II: ELEMENTOS TRAÇO EM HORTAS DE ÁREA DE AGRICULTURA URBANA DE CURITIBA.....	60
3.1 RESUMO.....	60
3.2 ABSTRACT	61
3.3 INTRODUÇÃO	62

SUMÁRIO

3.4 MATERIAL E MÉTODOS	67
3.4.1 Áreas de estudo	67
3.4.2 Características das hortas	68
3.4.3 Avaliações dos solos	70
3.4.4 Avaliações de água	70
3.4.5 Análises de plantas	71
3.4.6 Limites recomendados	72
3.4.7 Análises de dados	72
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
3.5.1 Concentrações limítrofes de elementos traço	73
3.5.2 Elementos traço na água	73
3.5.3 Elementos traço no solo	74
3.5.4 Elementos traço em alface	75
3.5.5 Elementos traço em couve	82
3.6 CONCLUSÕES	86
3.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	87
REFERÊNCIAS	88

1 INTRODUÇÃO GERAL

A maior concentração da população mundial está localizada em grandes centros urbanos, que abrigará cerca de 67% da humanidade até 2050 (BRASIL, 2018). Nos centros urbanos, a produção de resíduos, o tráfego de veículos, a emissão de gases, a construção civil, os impactos da indústria, o uso de agrotóxicos, fertilizantes e lodo de esgoto, constituem fontes poluidoras que introduzem concentrações elevadas de elementos traço (ET) no meio ambiente (GUPTA et al., 2019a; SINGH; KUMAR, 2006). A contaminação de solos, águas e plantas é alarmante e implica em preocupação em todo mundo (CHAUHAN; CHAUHAN, 2014), visto que impacta a saúde humana. Desta forma, cresce a preocupação para com a resiliência, adaptação e a habitabilidade das cidades (BRASIL, 2018).

Em decorrência da contaminação do solo, ar e águas, os ET entram na cadeia alimentar por meio da sua bioacumulação por plantas (FYTIANOS et al., 2001). As plantas constituem parte importante na alimentação humana, as quais fornecem nutrientes essenciais, como proteínas, carboidratos, lipídios, vitaminas, minerais e fibras antioxidantes (SLAVIN; LLOYD, 2012). Inúmeros minerais são fundamentais enquanto compostos químicos inorgânicos essenciais ao metabolismo dos seres vivos (SOETAN; OLAIYA; OYEWOLE, 2010). Para vegetais, os minerais são classificados como macro e micronutrientes, a depender da demanda em maior e menor quantidade, respectivamente (TAIZ et al., 2017).

Neste contexto, ganha importância o desenvolvimento científico e tecnológico relacionado a agricultura urbana (AU) (SOUZA; GUSKE, 2017). A definição de AU inclui diversos sistemas, de subsistência, de âmbito doméstico e a agricultura direcionada à comercialização de produtos, atualmente a AU é vista como uma forma de capital natural relacionado a produção de alimentos no espaço urbano das cidades (VEENHUIZEN; DANSO, 2007). Por isso, cresce a atenção quanto a poluição por ET devido as atividades antropogênicas que impactam permanentemente os grandes centros urbanos e oferecem riscos à saúde humana (EMAMVERDIAN et al., 2015; GUPTA et al., 2019a). O cultivo de plantas olerícolas, em hortas urbanas nas grandes cidades, guarda relação com a mudança de comportamento de parte dos consumidores, que se preocupam mais com a produção de alimentos saudáveis de maneira sustentável, o que revela maior preocupação desta parcela da sociedade com o meio ambiente e bem estar no espaço urbano (WINKLER; MAIER; LEWANDOWSKI, 2019).

No primeiro capítulo do presente trabalho foi realizada uma revisão da literatura para subsidiar a compreensão científica sobre: (a) a contaminação/poluição do meio ambiente por ET; (b) a dinâmica dos ET no sistema solo-planta; (c) os efeitos dos ET essenciais e não essenciais nas plantas; (d) a bioacumulação de ET nas plantas; (e) a entrada dos ET na cadeia alimentar humana; (f) a situação atual da agricultura urbana no Brasil e no mundo; e (g) o impacto de ET na agricultura urbana.

No segundo capítulo, foram avaliadas a concentração dos ET tóxicos [arsênio (As), cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn)] em plantas de alface (*Lactuca sativa*) e couve (*Brassica oleracea*) cultivadas em quatro hortas urbanas mantidas pela Prefeitura Municipal de Curitiba (PMC), com o objetivo de verificar a segurança de alimentos oriundos do cultivo de olerícolas nessas áreas.

REFERÊNCIAS

- CHAUHAN, G.; CHAUHAN, P. U. K. Human health risk assessment of heavy metals via dietary intake of vegetables grown in wastewater. **International Journal of Scientific and Research Publications**, v. 4, n. 9, p. 1-9, 2014.
- CLINTON, N. et al. A Global Geospatial Ecosystem Services Estimate of Urban Agriculture. **AGU - Earth's Future**, v. 6, n. 1, p. 40-60, 2018.
- EMAMVERDIAN, A. et al. Plant Defense Response. **The Scientific World Journal**, v. 2015, p. 7-9, 2015.
- FYTIANOS, K. et al. Accumulation of Heavy Metals in Vegetables Grown in an. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, n. May, p. 423-430, 2001.
- 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.
- SINGH, S.; KUMAR, M. Heavy metal load of soil , water and vegetables. **Environmental Monitoring and Assessment**, p. 79-91, 2006.
- SLAVIN, J. L.; LLOYD, B. Health Benefits of Fruits and Vegetables 1. **American Society for Nutrition**, p. 506-516, 2012.
- SOETAN, K. O.; OLAIYA, C. O.; OYEWOLE, O. E. The importance of mineral elements for humans , domestic animals and plants : A review. **African Journal of Food Science**, v. 4, n. May, p. 200-222, 2010.
- SOUZA, M. B.; GUSKE, A. C. Agricultura urbana: um olhar a partir da agroecologiae da agricultura orgânica 1. **Colóquio: Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 14, n. 1, p. 157-168, 2017.
- TAIZ, L. et al. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: artmed., 2017, 853 p.

VAN VEENHUIZEN, R.; DANSO, G. Profitability and sustainability of urban and peri-urban agriculture. **Agricultural Management, Marketing and Finance Occasional Paper**, v. 19, p. 1-109, 2007.

WINKLER, B.; MAIER, A.; LEWANDOWSKI, I. Urban Gardening in Germany: Cultivating a Sustainable Lifestyle for the Societal Transition to a Bioeconomy. **Sustainability**, v. 11, n. 801, p. 1-22, 2019.

2 CAPÍTULO I: ELEMENTOS TRAÇO EM ÁREAS DE AGRICULTURA URBANA E PERIURBANA: UMA REVISÃO

2.1 RESUMO

O cultivo de olerícolas em áreas urbanas das grandes cidades, pode, a depender das condições, estar sujeito à contaminação por elementos traço tóxicos de várias formas, por absorção atmosférica, instalação de hortas em solo contaminado, água de irrigação poluída, incorporação de material (solo, substrato, material orgânico e agroquímicos) contaminado, entre outros. O solo é de grande relevância dentro deste contexto, pois é o principal substrato às plantas. A irrigação com água poluída também, pode ser fonte potencial de inserção destes compostos inorgânicos potencialmente tóxicos às plantas e à saúde humana. As plantas cultivadas expostas a esses contaminantes podem eventualmente acumulá-los a depender das condições ambientais. No tocante à saúde humana, a toxicidade dos elementos traço depende das formas, das vias de exposição, do desequilíbrio nutricional, de distúrbios na homeostase em nível celular e danos oxidativos às moléculas constituintes das células (enzimas, DNA, lipídios e proteínas), devido à produção de espécies reativas de oxigênio (ERO). Níveis tóxicos podem ocasionar demência em adultos, deficiência intelectual em crianças, distúrbios do sistema nervoso central (SNC), doenças renais, doenças hepáticas, distúrbios do sono e de visão. É, cada vez mais, preocupante a contaminação por elementos traço nas grandes cidades. Há poucos trabalhos dedicados a avaliar a segurança dos alimentos obtidos a partir do cultivo de hortaliças em áreas urbanas e periurbanas no Brasil. O objetivo desta revisão foi o de sistematizar dados obtidos em literatura científica recente acerca do acúmulo de elementos traço nos solos e nas plantas cultivadas em áreas de grandes centros urbanos, do seu entorno e de agricultura impactadas pelas atividades humanas.

Palavras chave: Saúde humana . Agricultura urbana. Bioacumulação em plantas . Quelação na rizosfera . Meio ambiente.

2.2 ABSTRACT

The cultivation of vegetable crops in urban areas of large cities can, depending on the conditions, be contaminated by toxic trace elements in various ways, by atmospheric absorption, installation of vegetable gardens in contaminated soil, polluted irrigation water, incorporation of material (soil, substrate, organic material and agrochemicals) contaminated, among others. Soil is important as it is the main substrate for plants. Irrigation with polluted water can also be a potential source of insertion of these inorganic compounds potentially toxic to plants and human health. Cultivated plants exposed to these contaminants may eventually accumulate them depending on environmental conditions. With regard to human health, the toxicity of trace elements depends on the forms, exposure routes, nutritional imbalance, disturbances in homeostasis at the cellular level and oxidative damage to the molecules that make up cells (enzymes, DNA, lipids and proteins) due to production of reactive oxygen species (ROS). Toxic levels can cause dementia in adults, intellectual disability in children, central nervous system (CNS) disorders, kidney disease, liver disease, sleep and vision disorders. There is growing concern about contamination by trace elements in large cities. There are few studies dedicated to evaluating the safety of food obtained from the cultivation of vegetables in urban and peri-urban areas in Brazil. The objective of this review was to systematize the recent scientific literature on the accumulation of trace elements in soils and cultivated plants in areas of large urban centers, their surroundings and agriculture impacted by human activities.

Keywords: Human health. Urban agriculture. Bioaccumulation in plants. Chelation in the rhizosphere. Environment.

2.3 INTRODUÇÃO

Os elementos traço (ET) podem ser essenciais ou não essenciais para a vida biológica, são assim definidos por serem elementos químicos que ocorrem em concentrações inferiores a 100 mg.kg^{-1} no meio ambiente (EMBRAPA, 2009). Entre os ET essenciais estão cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni) e zinco (Zn), entre os não essenciais estão o arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg), estes podem ser tóxicos às plantas e seres humanos, por exemplo, e mesmo aqueles que são essenciais, a depender da concentração e das condições específicas, também podem apresentar toxidez à fisiologia dos seres vivos (EMBRAPA, 2009).

Os ET constituem importantes contaminantes/poluentes de diversas matrizes ambientais, como solo, ar e águas. Em todo o mundo cresce a preocupação com a contaminação ambiental por ET e seus efeitos deletérios na saúde humana, visto que estes não são biodegradáveis e ainda possuem meia-vida biológica longa (GUPTA et al., 2019a). A introdução dos ET na teia alimentar pode ocorrer através de sua bioacumulação por plantas, devido à contaminação dos solos, das águas e pela deposição atmosférica (FYTIANOS et al., 2001). Particularmente, nos centros urbanos, a produção de resíduos, o tráfego de veículos associado à combustão de combustíveis, bem como as atividades de construção e industriais, a emissão de aerossóis, e o uso em larga escala de agrotóxicos, fertilizantes e lodo de esgoto, são fontes contínuas de ET para o ambiente (GUPTA et al., 2019a; SINGH; KUMAR, 2006). Tais atividades têm provocado a contaminação de solos, águas e plantas (CHAUHAN; CHAUHAN, 2014), com potenciais efeitos deletérios à saúde humana.

Uma das bases da alimentação humana é o consumo de plantas, as quais fornecem inúmeros nutrientes essenciais, tais como proteínas, carboidratos, vitaminas e minerais, fibras antioxidantes e dietéticas (SLAVIN; LLOYD, 2012). Sabe-se que diversos minerais (metais e não-metais), desempenham papel importante enquanto substâncias químicas inorgânicas essenciais ao metabolismo dos seres vivos (SOETAN; OLAIYA; OYEWOLE, 2010). Para plantas, os minerais são classificados em macro e micronutrientes de acordo com sua demanda em maior e menor

quantidade, respectivamente. Enquanto nitrogênio (N), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P) e enxofre (S) e silício (Si) são macronutrientes, ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn), cobre (Cu), boro (B), cloro (Cl), molibdênio (Mo), níquel (Ni) e sódio (Na) são classificados como micronutrientes (TAIZ et al., 2017). Os macronutrientes estão presentes nas plantas em concentrações $> 0,1\%$ de peso de tecido seco, ao passo que micronutrientes aparecem em concentrações $< 0,1$ ppm de peso de tecido seco (TAIZ et al., 2017). Os elementos como chumbo (Pb), cádmio (Cd), cromo (Cr) e mercúrio (Hg), não apresentam atividade biológica conhecida; mesmo assim, tais elementos podem ser acumulados em vegetais e assim serem introduzidos na cadeia alimentar (PAN; WU; JIANG, 2016).

A absorção de ET se dá principalmente via absorção radicular e é modulada por diversos fatores, como teor solúvel de ET e pH do solo, teor de matéria orgânica, capacidade de troca catiônica (CTC), estágio de desenvolvimento da planta, espécie usada no cultivo, etc. (KUMAR et al., 2018; LENTE et al., 2014). Uma vez absorvidos, os ET são transportados via xilema para a parte aérea das plantas, sendo a translocação dependente da mobilidade dos elementos (ANTISARI et al., 2015; SINGH; AGRAWAL, 2007). Dessa forma, o cultivo de plantas em solos contaminados ou a utilização de água contaminada para a irrigação de plantas pode acarretar em acúmulo de elementos tóxicos em partes comestíveis, ocasionando sua bioamplificação nos níveis tróficos. Além de seus possíveis efeitos deletérios à saúde humana, quando acumulados em plantas de interesse agrícola, ET tóxicos podem gerar prejuízos econômicos, devido aos seus efeitos negativos ao metabolismo e fisiologia dos vegetais (GUPTA et al., 2019a).

No tocante à saúde humana, a toxicidade dos ET depende das formas, das vias de exposição, do desequilíbrio nutricional, de distúrbios na homeostase em nível celular e danos oxidativos às moléculas constituintes das células (enzimas, DNA, lipídios e proteínas) devido à produção de espécies reativas de oxigênio (ERO) (ZHUSHAN; SHUHUA, 2020). Níveis tóxicos de ET podem ocasionar demência em adultos, deficiência intelectual em crianças, distúrbios do sistema nervoso central (SNC), doenças renais, doenças hepáticas, distúrbios do sono e de visão (EMAMVERDIAN et al., 2015; GUPTA et al., 2019a). Diante disso, tem crescido a preocupação da contaminação por elementos traço devido às atividades antropogênicas nas grandes cidades.

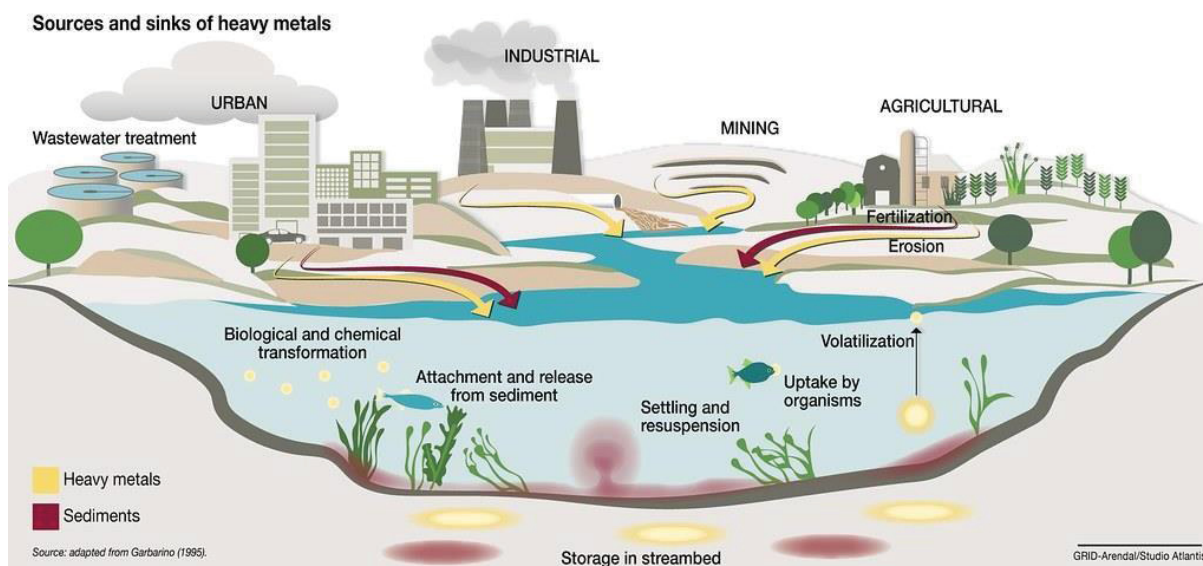
O aumento da agricultura urbana tem sido observado em centros urbanos, inclusive em países menos desenvolvidos (SAVI et al., 2019). No Brasil, em algumas cidades, observamos a ocupação de áreas com este tipo de atividade. A agricultura urbana e periurbana, refere-se as práticas de cultivo dentro do espaço das cidades ou no seu entorno (BRANCO; ALCÂNTARA, 2011). O crescimento desta prática em várias regiões do mundo foi acompanhado pela adequação das práticas de criação de animais, manejos florestais e de conservação ambiental (SAVI et al., 2019). As hortas urbanas desempenham papel importante como política pública, nas relações familiares, comunitárias e sociais. O cultivo doméstico de hortas comunitárias ganhou destaque como política de redução da pobreza e melhoria das condições alimentares das famílias no Brasil desde o final do século passado (BRANCO; ALCÂNTARA, 2011). Esta prática no espaço urbano proporciona utilidade aos espaços intersticiais das cidades (PINTO; RAMOS, 2008), trazendo benefícios, sociais, econômicos, culturais e ambientais.

Muitas publicações científicas têm tratado do acúmulo de elementos traço nos solos, nas águas e nas plantas, abordando técnicas de remediação, como fito-remediação (ANTONIADIS et al., 2017a; GUPTA et al., 2019a). Contudo, há poucos trabalhos dedicados a avaliar a segurança dos alimentos obtidos a partir do cultivo de hortaliças em áreas urbanas e periurbanas no Brasil. O objetivo desta revisão foi o de sistematizar dados obtidos em literatura científica recente sobre o acúmulo de elementos traço nos solos e nas plantas cultivadas em áreas de grandes centros urbanos, do seu entorno e de agricultura impactadas pelas atividades humanas.

2.4 FONTES DE ELEMENTOS TRAÇO

Os elementos traço presentes no meio ambiente e nos solos são originários de fontes naturais e devido as atividades antropogênicas (ALLOWAY, 2013). Na natureza, erupções vulcânicas e a formação das rochas a partir da lava, constituem o material de origem que passa por intemperismo no processo de formação dos solos, sendo fontes de ET para o ambiente (GARRETT, 2010). A FIGURA 1 mostra as principais fontes de elementos traço.

FIGURA 1 - FONTES DE ELEMENTOS TRAÇO



FONTE: Grid-Arendal (2020)

Entre as principais atividades antropogênicas destaca-se a irrigação com uso de águas residuais, o uso de fertilizantes, a aplicação de pesticidas, o uso de lodo de esgoto, as atividades industriais, o descarte em grandes quantidades de resíduos sólidos, a mineração, a fundição, a combustão de combustíveis fósseis, a geração do esgoto doméstico, a geração de dejetos de animais, as práticas agrícolas intensivas, etc. (ANTONIADIS et al., 2017a; GABARRÓN; FAZ; ACOSTA, 2017; VAREDA; VALENTE; DURÃES, 2019). Além disso, a deposição atmosférica, a corrosão de metais e evaporação metálica dos recursos hídricos, constituem fatores que geram contaminação do meio ambiente por ET (GUPTA et al., 2019a).

2.4.1 Atividades industriais

As atividades industriais são fontes diretas ou indiretas de ET pela produção de resíduos sólidos, efluentes, gases e partículas que se depositam no solo, água e no ar (GUPTA et al., 2019a; JIAO et al., 2015). Nas áreas que cercam as indústrias, é comum observarmos vulnerabilidade à contaminação por elementos traço, o que ocorre por não existir o tratamento e destinação adequados para os resíduos sólidos e dejetos (GABARRÓN; FAZ; ACOSTA, 2017; JIAO et al., 2015). A atmosfera também, recebe emissões de contaminantes que terminam sendo depositados nos

solos e águas (GABARRÓN; FAZ; ACOSTA, 2017). A depender das condições ambientais e características dos terrenos, os ET depositados no solo podem ser transportados por longas distâncias (OGUNKUNLE; FATOBA, 2014). As diversas atividades industriais, cada uma com a sua especificidade, são responsáveis pela produção de determinados tipos de poluentes que, por sua vez, acabam contaminando o meio ambiente. Assim, as fábricas de cimento são fontes de elevadas concentrações de Cd, Cr, Pb e Zn na atmosfera, ao mesmo tempo em que utilizam Ni, Co, Pb como catalizadores e secadores (JAN et al., 2010; OGUNKUNLE; FATOBA, 2014).

O Zn é bastante utilizado na produção de fertilizantes agrícolas, ao passo que o Cr é demandado nas fábricas de curtumes. Poluição por Pb e Ni está ligada à atividade de refinaria de petróleo e indústria petroquímica (DUONG; LEE, 2009). Tais atividades, podem, portanto, afetar a qualidade e a segurança de alimentos produzidos em suas vizinhanças. Por exemplo, foi observado a deposição foliar e acúmulo de Cd, antimônio (Sb), Zn e Pb em plantas de espinafre e repolho em áreas de fábricas de fundição (XIONG et al., 2014). Similarmente, foram encontradas concentrações elevadas de Pb em plantas de tomate (1.968 mg.kg^{-1}) e de Cd em plantas de espinafre ($1,40 \text{ mg.kg}^{-1}$) cultivadas próximo a áreas industriais em Bangladesh (NASER et al., 2009).

Além das atividades industriais, a utilização de veículos automotores são fontes importantes de ET nos centros urbanos. A combustão de gasolina é uma das principais causas para o acúmulo de Pb, Cd, Zn e Ni nos solos próximos de estradas e rodovias (PULLES et al., 2012). O Betumen e demais insumos utilizados na fabricação de superfícies asfálticas, também são fontes de ET, tais como Zn, Cd e Pb, por exemplo (ZHANG et al., 2012). Tais elementos podem ser transportados para os solos que cercam as estradas, seja por deposição atmosférica ou escoamento devido as chuvas (ZHANG et al., 2012), contaminando solos e águas que possam vir a ser utilizados para o cultivo de plantas em hortas urbanas e periurbanas.

2.4.1.1 Mineração

A mineração constitui uma das principais vias de inserção de ET no meio ambiente. Os rejeitos de minério, ricos em metais e metaloides, são depositados em pilhas em áreas mineradas, sendo uma fonte potencial de ET potencialmente tóxicos para o meio ambiente (DURUIBE; OGWUEGBU; EGWURUGWU, 2007). Além disso, acidentes ambientais como o rompimento de barragens de rejeito, a exemplo do que aconteceu em Mariana e Brumadinho (Minas Gerais), são responsáveis pela inserção de toneladas de material contendo níveis potencialmente tóxicos de ET (BAUDSON et al., 2021). Os ET provenientes da atividade mineradora, podem ser transportados pelo ar e pela água do solo, trazendo inúmeros problemas ambientais (DURUIBE; OGWUEGBU; EGWURUGWU, 2007), e contaminando matrizes (solo e água) de uso na agricultura urbana. Por exemplo, na China, plantas de espinafre cultivadas na periferia da mina de Shizhuyuan apresentaram elevadas concentrações de Pb e Cd (ZHOU et al., 2016).

Na TABELA 1, são apresentadas a produção mundial de ET, bem como sua origem. O Brasil se destaca quanto à produção de minério de ferro, sendo tal atividade uma das maiores fontes de resíduos de ET para o ambiente. O transporte de minério através de rotas que passam pelos centros urbanos é algo a ser considerado quando, avalia-se fontes de ET para hortas urbanas.

2.5 RESÍDUOS SÓLIDOS

A destinação inadequada de resíduos sólidos são importantes fontes de poluição por ET aos solos e águas subterrâneas em áreas urbanas e rurais (ALI; YASMIN, 2014; DONHAM; THELIN, 2016). Entre os resíduos sólidos estão resíduos eletrônicos, baterias usadas, resíduos de pintura, etc. As chuvas carregam os poluentes através da lixiviação e escoamento superficial e subsuperficial, onde cada ET apresenta uma dinâmica no sistema solo-água (NAKHAEI; AMIRI, 2015). O acúmulo de Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Mn, Pb, e Zn em níveis elevados no solo, pode acarretar em sua absorção pelas plantas cultivadas nas áreas próximas de aterros sanitários (GUPTA et al., 2019a). Dessa forma, hortas urbanas estabelecidas nas

vizinhanças de aterros sanitários podem, eventualmente, ter a segurança de seus alimentos comprometida pelo acúmulo de ET tóxicos, visto que esses podem ser fontes de poluição destes elementos no meio ambiente (GWOREK et al., 2016).

TABELA 1 - PRINCIPAIS PAÍSES MINERADORES DE ARSÊNIO, CÁDMIO, COBRE, FERRO, MERCÚRIO, MANGANÊS, NÍQUEL, CHUMBO E ZINCO.

ET	País	Produção mundial em peso bruto (ton)	ET	País	Produção mundial em peso bruto (ton)
As	China	24.000	Hg	China	3.500
	Marrocos	6.000		México	240
	Rússia	1.500		Tajiquistão	100
	Bélgica	1.000		Peru	40
Cd	China	8.200	Mn	África do Sul	5.500 x 10 ³
	Coréia do Sul	5.000		Austrália	3.200 x 10 ³
	Japão	1.900		Gabão	2.400 x 10 ³
	Canadá	1.600		Gana	1.400 x 10 ³
Cr	África do Sul	17.000 x 10 ³	Ni	Indonésia	800.000
	Turquia	10.000 x 10 ³		Filipinas	420.000
	Cazaquistão	6.700 x 10 ³		Rússia	270.000
	Índia	4.100 x 10 ³		N.C (França)	220.000
Cu	Chile	5.600 x 10 ³	Pb	China	2.100 x 10 ³
	Peru	2.400 x 10 ³		Austrália	430 x 10 ³
	China	1.600 x 10 ³		Peru	290 x 10 ³
	EUA	1.300 x 10 ³		EUA	280 x 10 ³
Fe	Austrália	930.000 x 10 ³	Zn	China	4.300 x 10 ³
	Brasil	460.000 x 10 ³		Peru	1.400 x 10 ³
	China	335.000 x 10 ³		Austrália	1.300 x 10 ³
	Índia	205.000 x 10 ³		Índia	800 x 10 ³

FONTE: USGS (2020).

2.6 FERTILIZANTES, HERBICIDAS E PESTICIDAS

Na agricultura e pecuária é comum a utilização de diversos insumos, tais como fertilizantes, antibióticos, inseticidas, fungicidas, herbicidas e estrume de

animais em que em determinadas condições, pode ocasionar o acúmulo em níveis elevados de ET no solo (GUPTA et al., 2019a; KHAN et al., 2008; ZHANG et al., 2010). Tem sido observado a utilização excessiva de agroquímicos nas atividades agropecuárias, como é o caso de adubos fosfatados, tais como o Super Fosfato Triplo (SFT) e o Di-amônio Fosfato (DAF), visto que o fósforo (P) é um macronutriente essencial para o crescimento e desenvolvimento das plantas cultivadas (BARRUECO, 1996; GUPTA et al., 2014). Para 2022, a previsão de demanda mundial de nitrogênio, fósforo e potássio para uso em fertilizantes é superior a 200 milhões de toneladas, sendo prevista uma demanda de P (para adubos fosfatados) superior a 49 milhões de toneladas (FAO, 2022).

Diversos adubos fosfatados, como os superfosfatos, apresentam ET como As, Cd, Cr, Pb e Hg em suas formulações, podendo contaminar o solo e apresentar toxidez as plantas e a saúde humana (DISSANAYAKE; CHANDRAJITH, 2009). Entre eles, o Cd tem chamado a atenção de especialistas, uma vez que o metal apresenta alta mobilidade e, portanto, tendência a ser bioacumulado nas plantas (GUPTA et al., 2019a). Dessa forma, não somente a contaminação do solo e águas são veículos de ET para plantas em hortas urbanas. A exemplo, observou-se o acúmulo expressivo de Cd e Pb em folhas de plantas de espinafre adubadas com o fertilizante DELVAP 1000EC (CHIROMA; ABDULKARIM; KEFAS, 2007). A utilização de fertilizantes e agroquímicos em hortas urbanas, mesmo quando a legislação permite o uso de determinados produtos deve ser parcimoniosa.

2.7 IRRIGAÇÃO

Águas de esgoto e residuais são frequentemente utilizadas na irrigação, sendo uma fonte potencial de ET para as plantas (ARORA et al., 2008; GUPTA et al., 2019a).

Concentrações de Cd, Cr, Ni, e Pb variando de 2,0 a 3,4 mg.kg⁻¹, 33 a 225 mg.kg⁻¹, 9 a 19 mg.kg⁻¹ e 22 a 41 mg.kg⁻¹, respectivamente, foram encontrados em monitoramentos de solos irrigados por longo período por águas residuais (MAPANDA et al., 2005). Similarmente, o acúmulo de ET em altas concentrações foi observado em tomateiros irrigados com água residual do esgoto (ALGHOBAR; SURESHA, 2017). Quando águas residuais foram utilizadas para a irrigação de plantas de

repolho (*Brassica oleracea* var. *capitata* L.) e batata (*Solanum tuberosum*), observou-se o acúmulo de ET em níveis acima do limite crítico aceitável para a alimentação humana (DERIBACHEW et al., 2015; GUPTA et al., 2019a). Apesar de muitos estudos trazerem informações sobre o acúmulo de ET nos solos e nas plantas submetidos à irrigação com águas residuais (CHABUKDHARA et al., 2016; GUPTA et al., 2019a; HUANG et al., 2007; MISHRA; TRIPATHI, 2008; PARASHAR; PRASAD, 2013; RATUL et al., 2018), pouco se sabe sobre seu uso e efeitos em hortas urbanas. A qualidade da água de irrigação é um fator limitante para a instalação desses empreendimentos e deve ser constantemente monitorada, a fim de manter-se a segurança dos alimentos.

2.8 BIOACUMULAÇÃO EM PLANTAS

Ao estudar 22 espécies de plantas cultivadas em solos contaminados, Zhou et al. (2016) observaram que as plantas folhosas tendem a acumular mais ET (Pb, Cd, Zn e As) que plantas pertencentes à família Cucurbitaceae. Foi observado o acúmulo de As e Pb em *Coriandrum sativum* (PAN; WU; JIANG, 2016a). O Cd e o Cr foram bioacumulados em concentrações mais elevadas em plantas de *Chicorium endiva* L. e *Spinacia oleracea* L. Para Ni e Hg, nesta ordem, observou-se concentrações maiores nas plantas de *Phaseolus vulgaris* L. e *Ipomea aquatica*. As maiores concentrações de Cd foram encontradas nas folhas de rabanete (2,90 mg.kg⁻¹), folhas de berinjela (1,30 mg.kg⁻¹), couve-flor (1,20 mg.kg⁻¹) e espinafre (0,90 mg.kg⁻¹) (GUPTA et al., 2019a; SHARMA; AGRAWAL, 2010; SHARMA; AGRAWAL; AGRAWAL, 2010). A suspeita é que a contaminação e bioacumulação nestas plantas ocorreu devido aos ET que são depositados nos solos na beira das estradas.

Experimentos em áreas próximas a minas, constataram o acúmulo de As, Cd, Pb e Zn em alface, rabanete, feijão e tomate. Os ET foram encontrados nas raízes dos tomates e feijões, contudo muito pouco foi detectado nos frutos. Nas folhas de alface e raízes de rabanete, o acúmulo de ET foi elevado (COBB et al., 2000; GUPTA et al., 2019a). Concentrações elevadas de Pb foram observadas em repolho chinês, alface e mostarda devido poluição (CHANG et al., 2014). Acúmulo mais significativo de Cd, Cr, Ni, Pb e Zn foram observados em plantas de *Brassica oleraceae* var. *acephala*,

e *Beta vulgaris* produzidas em região industrial (OSMA et al., 2012).

Nesta breve sistematização, fica evidente o quanto a contaminação dos solos por ET, resultante das atividades antropogênicas pode, a depender das mobilidades de cada elemento químico e das características das olerícolas, favorecer o transporte, a translocação e redistribuição destes ET nas plantas. Destacam-se como potencialmente bioacumuladoras de elementos traço, plantas das famílias Asteraceae e Brassicaceae (RAMIREZ-ANDREOTTA, 2013).

Na TABELA 2 são apresentados os acúmulos de ET em diferentes espécies de olerícolas, com suas respectivas fontes.

2.9 ELEMENTOS TRAÇO NO MEIO AMBIENTE

O acúmulo de ET nas plantas depende, principalmente, das propriedades e características do solo, bem como da espécie vegetal, que juntos regulam a dinâmica dos ET no sistema solo-planta.

2.9.1 Propriedades do solo

As propriedades do solo são fatores primordiais que interferem diretamente na disponibilidade de ET para as plantas. Em um primeiro ponto, o material de origem influencia diretamente o conteúdo dos ET no solo, que são liberados ao longo do tempo via intemperismo. Uma vez nos solos, a dinâmica dos ET é influenciada pelas propriedades e características físico-químicas e biológicas do solo (ALLOWAY, 2013). Entre esses fatores, o pH, a capacidade de troca de catiônica (CTC), os teores de argila, e os teores de matéria orgânica, são fatores que regulam a mobilização de ET nos solos (YADAV et al., 2018). Como resultado da combinação desses fatores os solos divergem tanto em termos de poluição quanto em demanda de manejo para seu controle (ALLOWAY, 2013; YADAV et al., 2018).

TABELA 2 - TEORES DE ELEMENTOS TRAÇO RELATADOS NA LITERATURA PARA DIFERENTES ESPÉCIES DE PLANTAS E AS RESPECTIVAS FONTES DE CONTAMINAÇÃO.

Olerícolas	Fontes de elementos traço	Elementos traço (mg.Kg ⁻¹ peso seco)									Referências
		As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	
<i>Medicago sativa</i>	Água residual na irrigação	1,78	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	Shahid et al. (2021)
<i>Solanum Lycopersium</i>	Área urbana	n.q	0,12	0,11	7,90	n.q	n.q	0,17	1,10	21,70	Sáumel et al. (2012)
<i>Solanum tuberosum</i>	Supermercado (adubação)	1,52	3,62	0,98	2,57	54,60	17,20	n.q	3,62	89,80	Bati; Mogobe, (2017)
<i>Daucus Carota</i>	Solo contaminado	n.q	2,50	n.q	5,77	n.q	n.q	n.q	7,23	54,09	Alexander; Alloway; Dourado, (2006)
<i>Brassica napus</i>	Feirantes (adubação)	4,82	0,31	n.d	2,73	76,80	70,20	n.q	0,88	27,80	Bati; Mogobe, (2017)
<i>Brassica napus</i>	Supermercado (adubação)	1,83	0,53	2,02	5,63	94,50	51,10	n.q	4,73	47,30	Bati; Mogobe, (2017)
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i>	Água residual na irrigação	0,2	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	Shahid et al. (2021)
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i>	Supermercado (adubação)	4,50	0,80	0,36	8,06	33,1	38,6	n.q	4,65	135,40	Bati; Mogobe, (2017)
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i>	Estrada e adubação	n.q	1,16	n.q	14,23	206,3	96,29	2,40	1,89	52,60	Radulescu et al. (2013)
<i>Spinacea oleracea</i>	Água residual na irrigação	0,40	n.q	n.q	n.q	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	Shahid et al. (2021)
<i>Spinacea oleracea</i>	Solo contaminado	n.q	6,94	n.q	10,70	n.d	n.d	n.d	2,00	380,20	Alexander; Alloway; Dourado, (2006)
<i>Spinacea oleracea</i>	Água residual na irrigação	n.q	14,60	96,30	34,49	n.d	n.d	69,22	49,79	154,21	Gupta et al. (2008)
<i>Spinacea oleracea</i>	Mineração e fundição	n.q	0,40	4,11	17,8	n.d	n.d	n.q	2,96	69,30	Liu et al. (2005)
<i>Rhaphanus sativus</i>	Água residual na irrigação	n.q	17,79	78,02	28,08	n.d	n.d	62,70	57,63	139,05	Gupta et al. (2008)
<i>Cariandrum sativum</i>	Água de esgoto	n.q	3,80	n.q	3,80	n.d	n.d	n.d	30,00	400,00	Anwar et al. (2016)
<i>Allium cepa</i>	Deposição atmosférica	n.q	0,03	n.q	1,29	n.d	n.d	n.d	0,16	11,90	Derimezen; Aksoy, (2006)
<i>Allium cepa</i>	Feirantes (adubação)	2,91	0,33	0,003	8,79	40,70	18,40	n.d	1,69	23,80	Bati; Mogobe, (2017)
<i>Allium cepa</i>	Supermercado (adubação)	2,95	0,36	1,01	3,19	59,70	19,80	n.d	1,39	43,10	Bati; Mogobe, (2017)
<i>Mentha</i>	Área urbana	n.q	0,06	1,29	17,00	n.q	n.q	1,41	4,60	112,70	Sáumel et al. (2012)
<i>Beta vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i>	Área urbana	n.q	0,31	1,37	20,2	n.q	n.q	0,59	5,3	99,50	Sáumel et al. (2012)
<i>Lactuca sativa</i>	Solo contaminado	n.q	9,08	n.q	12,55	n.q	n.q	n.q	19,68	172,17	Alexander; Alloway; Dourado, (2006)
<i>Lactuca sativa</i>	Mineração e fundição	23,00	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	n.q	Ramirez-Andreotta et al. (2013)
<i>Lactuca sativa</i>	Água residual na irrigação	n.d	13,38	61,42	24,93	n.q	n.q	52,24	34,94	171,03	Gupta et al. (2008)
<i>Ipomoea batatas</i>	Solo com resíduo industrial	3,51	2,76	7,72	12,3	216,00	6,13	7,28	6,00	73,80	Islam et al. (2021)

Não quantificado no estudo (n.q). Não detectado no estudo (n.d).

FONTE: Elaborado pelo Autor (2022).

2.9.1.1 pH do solo

O pH é um dos fatores determinantes no estabelecimento da solubilidade ou imobilidade de ET presentes no solo, sendo que em condições básicas (elevado pH), observa-se redução na solubilidade de ET (SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2016). No solo, a CTC é diretamente afetada pelo pH, sendo a maneira e a intensidade de como isso ocorre dependente da composição mineral, de material orgânico e de óxidos e hidróxidos de Ferro (Fe) e Alumínio (Al) (ALLOWAY, 2013; MALAVOLTA, 2006). Quanto mais elevado o pH, maior será a predominância de cargas negativas no solo, ocasionando em maior adsorção dos ET negativamente carregados no solo, contrário sendo observado em condições acidófilas (BHARGAVA et al., 2012; SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2016; YADAV et al., 2018).

2.9.1.2 Potencial redox

Outro fator que regula a disponibilidade de ET no solo é o potencial redox, que determina a tendência da solução do solo em aceitar ou doar elétrons, tendo em vista que muitos dos ET são encontrados em sua forma iônica nos solos (SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2016). Em consequência, a mobilidade de ET do solo para plantas depende de seu estado de oxidação. O Cr, por exemplo, apresenta dois estados de oxidação, Cr^{+3} e Cr^{+6} , sendo o Cr^{+3} altamente insolúvel e o Cr^{+6} bastante solúvel na solução do solo, sendo portanto mais disponível para a absorção por parte dos vegetais (MANDIWANA et al., 2007; RAMOS, 2015).

Além da mobilização no solo, diferentes íons de um mesmo ET podem ser diferentemente absorvidos pelas plantas. Por exemplo, o As é encontrado principalmente como arsenito (AsO_3^{3-}) e arseniato (AsO_4^{3-}) na solução do solo (a depender da concentração parcial de oxigênio do solo), sendo o arseniato preferencialmente absorvido pelas plantas através de carreadores de fosfato (SRIVASTAVA et al., 2007; ZHAO; MEHARG; MCGRATH, 2009). Além de

influenciar no acúmulo pelas plantas, as diferenças no potencial redox também governam as respostas das plantas aos ET; no caso do As, o arsenito é consideravelmente mais fitotóxico que o arseniato (MEHARG; HARTLEY-WHITAKER, 2002; ZHAO; MEHARG; MCGRATH, 2009).

2.9.1.3 Matéria orgânica

A concentração de material orgânico é outro fator predominante no comportamento de ET nos solos. Os ácidos húmicos e fúlvicos, ricos em cargas negativas, acabam por reter os ET através da complexação e adsorção, podendo ocorrer retenção iônica por troca de cargas nos espaços internos (EVANS, 1989). Dessa forma, a matéria orgânica influencia diretamente na disponibilidade de ET para a absorção por parte das plantas. Neste contexto, a atividade microbiológica do solo também influencia a biodisponibilidade de ET na solução do solo, uma vez que em condições de elevadas atividades de microrganismos, há maior aporte de material orgânico para o solo devido a intensificação dos processos de decomposição (BOHN; MANEAL; O'CONNOR, 2001; SILVEIRA; ALLEONI; GUILHERME, 2003). Neste sentido, fatores ambientais que gerem efeito sobre a atividade biológica do solo, como a temperatura, afetam os conteúdos de matéria orgânica, e, consequentemente a absorção de ET por parte das plantas. Por exemplo, Cornu et al. (2016) observaram maior absorção de Cd e Zn em plantas submetidas a condições de aumento da temperatura do solo.

2.9.1.4 Textura do solo

A textura dos solos também influencia na solubilidade e biodisponibilidade de ET. A textura está diretamente relacionada aos teores de areia, silte e argila na composição da fração mineral do solo. Em solo arenoso, a disponibilidade de ET é maior, seguida de solos franco-argilosos e argilosos de textura fina (ALLOWAY, 2013). A retenção de ET é maior em solo de textura fina, com teores elevados de argila em sua composição, uma vez que estes possuem mais espaços porosos com

cargas disponíveis para reter os ET (SHEORAN, 2010). Em solos argilosos, alguns ET, como o Cd, apresentam menor solubilidade e absorção pelas plantas; ao contrário, em solos arenosos, a solubilidade e disponibilidades de ET são maiores, acarretando em maior absorção radicular (REDJALA et al., 2011). Desta forma, a textura dos solos está diretamente atrelada à sua capacidade de adsorção de ET, e portanto, à biodisponibilidade desses elementos para a absorção pelas plantas (ERIKSSON, 1989).

2.9.1.5 Interações entre elementos

As relações de interação entre os diferentes ET (e destes com outros minerais) podem afetar a disponibilidades destes elementos para a solução do solo, favorecendo ou desfavorecendo a absorção pelas plantas (ALLOWAY, 2013). Isso ocorre em consequência das relações sinérgicas ou antagônicas existentes entre os minerais do solo (CHIBUIKE; OBIORA, 2014). Além disso, certos elementos podem compartilhar os mesmos sítios de absorção nas raízes, competindo ou favorecendo a absorção de outros, como observado para Cu, Zn, Ni e Cd (CLARKSON; LIITTGE, 1989) e entre arseniato (AsO_4^{3-}) e fosfato (PO_4^{3-}) (SMITH et al., 2010). Por exemplo, nas raízes, a absorção de AsO_4^{3-} e PO_4^{3-} ocorre nos mesmos sítios celulares (proteínas carreadoras de fosfato) (MEHARG; HARTLEY-WHITAKER, 2002; SMITH et al., 2010).

Ao contrário do que se possa imaginar, entretanto, a presença de PO_4^{3-} no solo pode aumentar a absorção de AsO_4^{3-} pelas plantas. Devido às suas similaridades químicas, estes ânions competem pelos mesmos sítios de adsorção no solo, de forma que a adubação fosfatada, acaba por liberar AsO_4^{3-} na solução do solo, que fica, então disponível para a absorção (GOMES et al., 2015). Apesar de espécies resistentes ao AsO_4^{3-} apresentarem carreadores de fosfato de alta afinidade para o fósforo, limitando a absorção de AsO_4^{3-} quando presente na solução do solo (CHRISTOPHERSEN; SMITH; SMITH, 2009), muitas espécies tendem a aumentar a quantidade de carreadores de fosfato ordinários nas células radiculares; uma vez que estes carreadores não são seletivos para o fósforo, observa-se maior absorção e acúmulo de As nas plantas (GOMES et al., 2020).

Assim, os ET apresentam diferentes relações de interação, afetando uns aos outros no sistema solo-planta (ABEDIN; MEHARG, 2002; ORROÑO; SCHINDLER; LAVADO, 2012). No caso em particular da fertilização fosfatada, além de contribuir com a adição de ET ao solo (BARRUECO, 1996; GUPTA et al., 2014), a adição de fosfato pode alterar a dinâmica do solo, favorecendo a absorção de ET tóxicos, como o As, por parte das plantas, afetando a segurança dos alimentos produzidos nas hortas urbanas.

2.10 CARACTERÍSTICAS DAS PLANTAS

As características fisiológicas, morfológicas e anatômicas interferem e determinam o potencial que as diferentes plantas podem apresentar na absorção e acumulação de ET (KABATA-PENDIAS, 2011). A capacidade das plantas em absorver e acumular ET guarda estreita relação em como a planta se desenvolve na sua relação com o meio ambiente (ALLOWAY, 2013). Outro fator importante é como estas características dos vegetais interferem na absorção foliar e radicular de ET (KABATA-PENDIAS, 2011).

A absorção de ET da solução do solo ocorre via raízes e, para a maioria dos ET, segue o fluxo transpiratório (GUPTA et al. 2014). Dessa forma, havendo ET disponíveis no solo, o acúmulo de ET nos vegetais será maior quando a taxa de transpiração for mais elevada (HAO et al., 2012). As plantas folhosas apresentam maior taxa de transpiração e de transporte via xilema, por este motivo tendem a acumular mais ET (KABATA-PENDIAS, 2011). Nos vegetais com menor taxa de transpiração, observa-se menor absorção e/ou redistribuição dos ET para a parte aérea (HAO et al., 2012; ITANNA, 2002). Além disso, fatores ambientais como temperatura, que afetam a taxa transpiratória, modulam a absorção e acúmulo de ET nas plantas (GOMES et al., 2018). Uma vez absorvidos, ET metálicos seguem o fluxo apoplástico nas raízes, dessa maneira, a extensão das barreiras apoplásticas (endoderme e exoderme) nas raízes, afeta a translocação destes ET para a parte aérea das plantas (GOMES et al., 2011).

As barreiras apoplásticas apresentam paredes celulares espessas, carregadas negativamente (PERALTA-VIDEA et al., 2009), que acabam por aprisionar íons metálicos (GOMES et al., 2011). O espessamento das paredes celulares das

células corticais em virtude da presença de ET na solução do solo, como mecanismo de restrição de transporte para órgãos fotossintetizantes, tem sido particularmente observado em espécies de monocotiledôneas (GOMES et al., 2011).

Os ET atmosféricos também podem entrar nas plantas via absorção foliar (SAY; DIAZ, 1977; SHAHID et al., 2017; XIONG et al., 2014), seguindo o fluxo transpiratório nos estômatos (ROTH-NEBELSICK, 2007). Por isso, a absorção foliar (passiva) de ET é favorecida pela elevação das concentrações de ET na atmosfera. Além disso, a absorção foliar é modulada pela quantidade, tipo, forma e distribuição dos estômatos nas folhas (SANT'ANNA-SANTOS et al., 2019).

Em hortas urbanas, portando, plantas de diferentes espécies devem apresentar diferentes concentrações de ET em seus tecidos, mesmo quando cultivadas sob mesmas condições – devido às suas diferenças biológicas intrínsecas, conforme demonstrado em estudo de Antisari et al. (2015), em que foram avaliadas plantas de tomate, sálvia, morango, pimenta, alecrim, berinjela.

2.11 INTERAÇÕES NO SISTEMA SOLO-PLANTA

Nas raízes, ao redor dos pelos radiculares, ocorrem inter-relações do sistema solo-planta que influenciam o modo como a planta interage em condições de elevadas concentrações de determinados elementos químicos potencialmente tóxicos (ALLOWAY, 2013; MALAVOLTA, 2006). Quando expostos à poluição, os vegetais podem modificar a fito-disponibilidade e as taxas de acumulação de ET, modificando a dinâmica de inter-relações da rizosfera envolvendo a participação de microrganismos do solo, por exsudatos radiculares e por meio de estratégias de absorção, distribuição e desintoxicação de ET (KABATA-PENDIAS, 2011; MARSCHNER, 2012; TAIZ et al., 2017).

Nas raízes, os microrganismos do solo desempenham papel na mobilização e absorção de ET pelas plantas, por exemplo simbioses mutualistas, tais como fungos micorrízicos, podem atuar no controle do acúmulo ou eliminação de ET nas plantas (SESSITSCH et al., 2013). Em solos poluídos por ET, os fungos micorrízicos arbusculares são importantes, uma vez que podem melhorar a tolerância das plantas a certos elementos (BAUM et al., 2006). Seja pelo papel de componentes da parede celular dos vegetais e das micorrizas, pela formação de compostos quelantes ou

ainda pelas inter-relações que ocorrem a nível de membrana plasmáticas, as plantas e micorrizas podem promover a desintoxicação de ET (SESSITSCH et al., 2013).

Processos que envolvem interações de plantas com fungos podem estar relacionados a alguns mecanismos, os quais podem englobar: o estímulo ao crescimento das plantas; a restrição da absorção por meio da precipitação; formação de compostos quelantes, ácidos orgânicos e peptídeos contendo cisteínas, fitoquelatinas e metalotioneínas, capazes de complexar vários metais na rizosfera; diminuição da absorção por meio da retenção e imobilização; seletividade da membrana plasmática dos fungos e plantas; ativação de transportadores e canais específicos ou não-específicos na membrana plasmática de fungos e plantas; pela retenção no vacúolo e transporte por meio das hifas (CABRAL et al., 2015).

Os fungos endofíticos não-micorrízicos também, podem contribuir em aumentar a capacidade de tolerância das plantas hospedeiras a exposição a níveis elevados de ET. Fungos dos gêneros *Alternaria*, *Phoma* e *Peyronellaea* promoveram tolerância em plantas cultivadas em áreas próximas de minas de chumbo e zinco, (LI et al., 2012). As rizobactérias também, contribuem na absorção de ET por meio da alteração das propriedades relacionadas a absorção na rizosfera de plantas, por estratégias variadas como a promoção do crescimento de raízes, favorecendo a formação de micorrizas, aumento da quantidade de pelos radiculares e oconsequente incremento na área de superfície das raízes, a partir destas estratégias os vegetais podem promover a disponibilização na rizosfera e translocação de ET que podem ser benéficos para a parte aérea ou induzir a complexação destes elementos objetivando diminuir dos efeitos fitotóxicos (KIDD et al., 2009; MILLALEO et al., 2010; SESSITSCH et al., 2013).

As plantas podem modificar alguns processos fisiológicos para que o sistema radicular possa interagir mecanicamente na interface solo-água (VANNOPPEN et al., 2015). Contudo, os efeitos químicos desempenham papel determinante por meio da secreção de exsudatos, processos governados pela expressão de genes relacionados as respostas moleculares às concentrações de ET na rizosfera, um exemplo é a cascata da proteína quinase ativada por mitógeno, que é seguida do transporte de ET e troca metabólica (DALCORSO; FARINATI; FURINI, 2010). Esta sinalização em cascata começa com a participação de receptores localizados na membrana plasmática de células da raiz ou por meio da detecção de alterações no potencial

redox interno ou externo às células e fluxos iônicos (DALCORSO; FARINATI; FURINI, 2010).

Os exsudatos radiculares podem ser compostos de baixo peso molecular, tais como ácidos orgânicos, aminoácidos, ácidos graxos, carboidratos, flavonoides, metabólitos secundários, mas também por compostos de alto peso molecular como proteínas (principalmente, enzimas) e polissacarídeos, e ainda íons como H^+ , Cl^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} (BADRI; VIVANCO, 2009; BAETZ; MARTINOIA, 2013; MARSCHNER, 2012). Por meio de processos passivos como difusão, canais iônicos e transporte vesicular, tais compostos são liberados na rizosfera, mas também podem ocorrer por processos ativos envolvendo transportadores (BADRI; VIVANCO, 2009; BAETZ; MARTINOIA, 2013).

A toxicidade de ET provoca variação na exsudação passiva, isso ocorre devido aos danos causados à membrana, ainda sim, a liberação da maioria dos compostos de baixo peso molecular acontece de maneira passiva, enquanto a ocorrência de flavonoides e fenilpropanóides nos exsudatos radiculares sinaliza que pode estar acontecendo o transporte vesicular durante a exsudação radicular, visto a abundância desses compostos na parte citoplasmática do retículo endoplasmático (BADRI; VIVANCO, 2009; MORANTY, 2014). Ao mesmo tempo, ocorre o processo de secreção ativa, o qual consome ATP e envolve transportadores localizados na membrana plasmática, sendo que o estresse ocasionado por ET interfere no metabolismo energético e, desta maneira, a secreção ativa é bastante responsiva à esta exposição (WALKER et al., 2003).

Entre as famílias de transportadores via membrana plasmática que participam da exsudação ativa estão as ATPases do tipo P, ABC (ATP-binding cassette), MFS (major facilitator super family), MATE (multidrug and toxic compound extrusion), ALMT (aluminum-activated malate) (WESTON; RYAN; WATT, 2012), tendo ainda a família YSL (yellow stripe family) que também desempenha papel no transporte via membrana (CURIE et al., 2009).

Segundo Badri e Vivanco (2009), a secreção de carboidratos, ácidos orgânicos, ésteres organofosforados e aminoácidos ocorrem com a participação de transportadores ABC e MFS, a exsudação de metabólitos secundários apenas por transportadores ABC. Enquanto as outras famílias de transportadores participam apenas da exsudação de ácidos orgânicos. A secreção de compostos fenólicos e o aumento da concentração de ET no apoplasto, estão relacionados as famílias de

transportadores de efluxo fenólico (ISHIMARU et al., 2011). A exsudação que ocorre nas raízes das plantas depende da fotossíntese, sendo que parcela importante do assimilado fotossintético é direcionado à produção de exsudatos radiculares (MARSCHNER, 2012).

Os ET podem retardar a fotossíntese, reduzindo a formação de exsudatos radiculares, a diminuição da toxicidade destes elementos eleva a taxa fotossintética e favorece a tolerância aos ET por meio da exsudação na raiz, os quais são secretados em maior quantidade na ponta da raiz e na parte basal das raízes laterais (WALKER et al., 2003). Essas partes das raízes apresentam maior demanda por assimilados fotossintéticos para contribuir com o crescimento das raízes, por isso, podem ser afetadas pela toxicidade de ET (SEBASTIAN; PRASAD, 2015). A produção e secreção de exsudatos pela raiz promove uma mudança química na região da rizosfera, favorecendo a tolerância das plantas aos ET (PUSCHENREITER et al., 2003), processos que podem ser auxiliados pelas interações dos ET com bactérias da rizosfera (LI et al., 2012).

Os exsudatos orgânicos interagem com os ET, provocando reações devido as alterações redox, produzindo quelatos organometálicos, interferindo no comportamento químico dos ET devido a acidez, sendo que os ET quelados, quando possuem peso molecular baixo, podem ser absorvidos nas raízes e capturados em vacúolos ou ainda se manterem suspensos, não disponíveis na solução do solo (CLEMENS; PALMGREN; KRÄMER, 2002). Reações redox envolvendo compostos do exsudato da raiz são comuns, a exemplo dos compostos fenólicos transportados por exsudato que podem induzir reações de redução de ET, o que eleva as concentrações de ET-fenólicos disponíveis em vegetais (RENGEL, 2015), o carbono orgânico dissolvido, o qual pode vir do exsudato, também participa de reações redox envolvendo os ET.

Os exsudatos radiculares, quando interagem com ET, modificam as propriedades físico-químicas e microbiológicas do solo, a redução do pH favorece a dissolução de compostos metálicos na solução do solo, o que incrementa a disponibilidade de ET às plantas (SCHENKEVELD et al., 2017). Os fitosideróforos secretados pelas raízes modificam o pH e formam quelatos com Fe^{3+} no solo, enquanto a depleção de Fe^{3+} altera o potencial redox da rizosfera, passando do estado oxidante para o redutor, provocando precipitação de íons metálicos na solução do solo (MARSCHNER, 2012; SCHENKEVELD et al., 2017).

Os flavonoides e ácidos orgânicos (malato, citrato, oxalato, etc.) que podem estar presentes nos exsudatos secretados pelas raízes, são fontes de energia para bactérias que interagem com ET na rizosfera (LI et al., 2012). Por atuar na captura de ET, os sideróforos bacterianos reduzem os níveis de ET iônicos que são tóxicos às plantas, enquanto bactérias que promovem o crescimento em vegetais contribuem na mobilização de nutrientes do solo (fosfatos, por exemplo), a secreção de compostos antifúngicos (cianeto de H, por exemplo) auxiliam as plantas na resistência a doenças, além disso diversas bactérias sintetizam 1- aminociclopropano-1-carboxilato de aminase, composto capaz de atenuar o estresse biótico e abiótico em vegetais (AHMED; KIBRET, 2013; MA et al., 2011). A colonização por bactérias aumenta o crescimento e a produtividade das plantas, o que implica em acúmulo de ET e maior capacidade de fitoextração (VAN DER ENT et al., 2015). Os exsudatos aproximam fungos e estimulam a interação simbiótica para formação de micorrizas, que ajudam as plantas na aquisição de fósforo e no crescimento, além de prevenir a exposição direta aos ET e assim favorecer a tolerância das plantas a condições de elevada exposição a estes elementos (DEL VAL; BAREA; AZCÓN-AGUILAR, 1999; LI et al., 2012).

As plantas promovem a exsudação radicular de oxalato, citrato, succinato, piruvato e malato, buscando manter a eletro-neutralidade em condições de elevada absorção de cátions (LI et al., 2012; MARSCHNER, 2012). Os ácidos orgânicos atuam para controlar e reduzir a absorção de ET pelos vegetais, as condições de estresse devido a exposição aos ET, induz a diminuição da exsudação de ácidos orgânicos (BADRI; VIVANCO, 2009). Os ácidos orgânicos compõem o metabolismo primário das plantas, que são afetadas negativamente pelos ET, entre os fitoquímicos, os ácidos orgânicos possuem maior afinidade pelos ET (CLEMENS; PALMGREN; KRÄMER, 2002), quando a secreção de ácido orgânico diminui, a captura de ET também diminui. Contudo, as características genéticas das plantas hiper acumuladoras determinam e governam a produção e secreção desses ácidos, induzindo a captação destes elementos (CLEMENS; PALMGREN; KRÄMER, 2002).

Esses processos que ocorrem nas plantas podem estar relacionados à síntese e degradação de metabólitos ou aos mecanismos antioxidantes no metabolismo primário (DETERBECK et al., 2016; HU et al., 2016). Porém, ocorre da exsudação da raiz não ser governada completamente pela planta, também são importantes nesses processos as características do solo (KABATA-PENDIAS, 2011;

MARSCHNER, 2012; MOHANTY, 2014). Solos alagados levam à exsudação em condição anaeróbia de compostos como ácido láctico, alanina e etanol, podendo aumentar a mobilidade dos ET (CISZEWSKI; KUBSIK; ALEKSANDER-KWATERCZAK, 2012). Outra característica do solo que modifica a exsudação das raízes é a deficiência de nutrientes, por exemplo; a deficiência de fosfato estimula secreção de ácidos orgânicos e compostos fenólicos, ao passo que deficiência de ferro resulta na secreção de fitossideróforos (CROWLEY et al., 1991; CURIE et al., 2009; ZHANG; ROMHELD; MARSCHNER, 1991).

2.11.1 Estratégias de tolerância

As plantas possuem diferentes estratégias de tolerância à exposição por ET: compartimentalização/sequestro; quelação/ligação; excreção de partes aéreas de plantas; antioxidantes enzimáticos e não enzimáticos; e proteção, recuperação de estresse e reparo de proteínas danificadas.

Entre os mecanismos de tolerância está a compartimentalização/sequestro de ET, que acontece no espaço intracelular, nas paredes celulares, no vacúolo, podendo ocorrer em diferentes tecidos da planta, como folhas velhas e epiderme, de tal maneira que os ET podem ser impedidos de interagir com compostos celulares metabolicamente ativos (PARROTTA et al., 2015). Além de desempenhar função de barreira física e fisiológica à entrada de ET via simplasto, a parede celular tem polissacarídeos com grupos carboxila (a exemplo da pectina), diversas espécies de plantas podem induzir o espessamento da parede celular como estratégia para aumentar a capacidade de acumular ET (KRZESLOWSKA et al., 2016).

Ueno et al. (2010) relataram que, em diferentes cultivares de arroz foram observadas características específicas para o sequestro de Cd no vacúolo, em cultivares com baixo acúmulo de Cd o transportador funcional (OsHMA3) promove o sequestro de Cd nos vacúolos da raiz, ao passo que as cultivares com alto acúmulo de Cd possuem mutações que deixam o transportador não funcional, o que acarreta alta translocação de Cd das raízes à parte aérea e acúmulo nos grãos.

Os vegetais ainda possuem mecanismos de quelação/ligação. Os ET são quelados com diversos ligantes, formando complexos, contribuindo para manter baixos teores de oligoelementos no citoplasma (KRÄMER, 2010). Por meio de

moléculas como ácidos orgânicos, aminoácidos, compostos fenólicos e compostos contendo tiol (fitoquelatinas e metalotioneínas), as plantas promovem diversas ligações aos ET, a depender das características físico-químicas e do tamanho, tais compostos podem ser fortemente ligados ou transportados (AMARI et al., 2016). Esses processos são importantes para o metabolismo dos vegetais, visto que controlam o transporte e o armazenamento nos tecidos e células ao mesmo tempo, a quelação com determinados ligantes direciona os ET para distintos processos metabólicos e órgãos; exemplos, histidina, malato e citrato favorecem o transporte de ET via xilema (AMARI et al., 2016; KRÄMER, 2010), ao passo que as fitoquelatinas induzem, preferencialmente, ao sequestro nos vacúolos (HALL, 2002).

Outra estratégia que pode ser utilizada por algumas espécies de plantas é a excreção de partes aéreas em condições de exposições excessivas de ET, estudos relataram que o estresse por zinco estimula a produção de minerais de Ca/Zn nas células dos tricomas e a excreção de compostos ligados ao Zn em plantas de tabaco (SARRET et al., 2006). Também foi observado concentrações elevadas de Ni e Pb nos ápices das folhas de algumas espécies de plantas, o que provavelmente ocorre devido à liberação do excesso destes ET através da gutação (MACNEAR et al., 2005).

Os antioxidantes enzimáticos e não enzimáticos desempenham função importante na eliminação de espécies reativas de oxigênio (ERO) (SYTAR et al., 2013). A exposição a determinadas concentrações de ET pode levar ao estresse oxidativo em plantas, o equilíbrio entre formação e eliminação de ERO afeta a tolerância; de modo que a eliminação de ET protege macromoléculas essenciais e resguarda a integridade de lipídios da membrana (OVECKA; TAKÁC, 2013). Há também processos relacionados a tolerância ao estresse por exposição aos ET, mostrando que proteínas envolvidas na defesa antioxidante são extremamente responsivas a estes elementos. O trabalho de Ovecka e Takác (2013) mostrou que cerca de 67% do total de proteínas envolvidas no sistema de defesa antioxidante, tiveram resposta regulatória positiva ao estresse por ET.

Outra estratégia das plantas é a proteção, recuperação da condição de estresse e reparação de proteínas danificadas (OVECKA; TAKÁC, 2013). Em concentrações e taxas adequadas, as proteínas favorecem a tolerância das plantas à exposição aos ET, um exemplo são as proteínas de choque térmico (HSPs), que são encontradas em maior quantidade em condições de estresse por ET e outros

tipos de estresse (HALL, 2002; KALMAR; GREENSMITH, 2009), estas desempenham funções como preservação, montagem e reparo de proteínas quando as plantas estão sob condições adversas. Ovecka e Takác (2013), relataram que proteínas responsáveis pela integridade e estabilidade do enovelamento, HSPs e chaperoninas, desempenham papel significativo como reguladas sob excesso de ET.

As plantas podem utilizar estes diferentes mecanismos de maneira combinada, por exemplo, certas enzimas relacionadas à glutatona atuam contra danos provocados por ERO e também na quelação e compartimentalização de ET (ANJUM et al., 2012). Outros exemplos relatados na literatura, as metalotioneínas encontradas em vegetais participam de processos como quelantes de metais e também na eliminação de ERO (HASSINEN et al., 2011), os transportadores associados a ET, que atuam na membrana plasmática, formam quelantes com Zn^{2+} e Cd^{2+} (BÆKGAARD et al., 2010). Estudo que investigou a expressão de genes responsivos a Cd e Zn, em células de folhas de *Salix cáprea*, envolvendo genótipos com distintas características de acumulação, mostrou o quanto é complexo os processos de transcrição ativados por ET (KONLECHNER et al., 2013). A indução da expressão de genes envolvidos na biossíntese de glutatona, metalotioneínas e cisteína, e os genes que alteram a parede celular, potencializando a capacidade de ligação aos ET do apoplasto, mostram as variadas respostas das plantas a exposição aos ET (KONLECHNER et al., 2013). Esses processos relacionados ao sistema de desintoxicação, são responsáveis por prevenir ou minimizar a toxicidade por ET em plantas, sendo que a eficiência dos distintos mecanismos de exclusão e tolerância interferem na absorção, armazenamento e desintoxicação dos ET, atuam como reguladores do acúmulo de ET e desempenho da planta (KONLECHNER et al., 2013).

2.12 ELEMENTOS TRAÇO NA AGRICULTURA URBANA

Estudos sobre a concentração de metais tóxicos em plantas cultivadas em Cd, Pb, Zn, Ni e As (HUANG et al., 2018; KIM et al., 2017; KINUTHIA et al., 2020; KUMAR; AGRAWAL; MARSHALL, 2007; SÄUMEL et al., 2012). De acordo com França et al. (2017), existe uma relação entre as concentrações destes contaminantes com a

liberação de materiais particulados na atmosfera. Ao longo dos anos, é provável que o transporte destes ET se dê através da atmosfera para o solo, do solo às raízes e das raízes para a parte aérea, nesta sequência (ANTONIADIS et al., 2019). Uma vez nas plantas, estes contaminantes acabam se incorporando a cadeia alimentar humana (ANTONIADIS et al., 2017b).

Os metais com potencial tóxico normalmente acumulam-se mais nos solos e águas em regiões com atividades industriais e de intensa emissão de poluentes e despejo de resíduos, a exemplo daquelas próximas a atividade de mineração, metalurgia e agricultura (DRABEK et al., 2020). Além disso, a contaminação pode ocorrer devido ao descarte indevido de resíduos eletrônicos, resultando especialmente no acúmulo de Cd, Cu e Pb no solo (JI et al., 2018). Dessa forma, o desenvolvimento industrial, a emissão de poluentes, a produção de resíduos, o tráfego intenso de veículos e as atividades de mineração, são atividades antropogênicas que impactam ambientalmente as grandes cidades, sendo responsáveis pelo acúmulo de elementos traço tóxicos no ar, nos solos, na água e nas plantas, os quais podem causar impactos na saúde dos seres humanos (ALLOWAY, 2013; DRABEK et al., 2020; HUANG et al., 2018).

As plantas cultivadas nos cinturões verdes, em solos de áreas urbanas de cidades populosas, podem ser contaminadas por ET tóxicos de diversas maneiras, seja por meio da absorção atmosférica ou plantio em solo contaminado, quanto através da água de irrigação nas atividades de colheita e armazenamento e nos locais de comercialização, ou pela utilização de agroquímicos. A contaminação do solo é particularmente importante neste contexto uma vez que é o principal substrato onde as plantas extraem os nutrientes necessários ao desenvolvimento (FRANÇA et al., 2017).

A ocorrência de elevadas concentrações de Pb em solos de área industrializada utilizados para a agricultura urbana foi reportada por Boente et al. (2017). Portanto, há que se atentar para a presença e biodisponibilidades de ET em áreas de cultivo urbano de plantas. Entretanto, o uso de água contaminada na irrigação não deve ser descartado como fonte potencial de ET para os vegetais (JI et al., 2018). As águas residuais em áreas de grandes centros urbanos, têm apresentado níveis significativos de ET, sendo que para alguns, como por exemplo o Pb, os níveis de concentração ultrapassaram os limites estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS) em alguns países (KINUTHIA et al., 2020).

2.13 CONCLUSÃO

As atividades antropogênicas nos grandes centros urbanos e regiões de entorno, podem levar ao acúmulo de elementos traço nos solos, nas águas e no ar, e consequentemente, nas plantas. Dessa forma há necessidade de monitorar as concentrações de ET em vegetais produzidos em hortas agrícolas, tendo em vista que, eventualmente, alguns destes elementos químicos possam vir a ser acumulados em níveis tóxicos aos organismos vivos e prejudiciais à saúde humana (FRANÇA et al., 2017; KUMAR; AGRAWAL; MARSHALL, 2007; PAN; WU; JIANG, 2016).

No Brasil, o monitoramento destes elementos é escasso, e, portanto, urgente. Embora a agricultura urbana e periurbana seja uma prática associada ao desenvolvimento social sustentável e que deve ser estimulada, ela deve ocorrer em condições que assegurem a segurança dos alimentos produzidos, evitando-se problemas de intoxicação gerados pelo consumo de vegetais contaminados por ET. Poucos são os estudos dedicados à investigação de contaminação de solos e água por ET nas áreas de agricultura urbana, que buscam avaliar a segurança de alimentos considerando as plantas cultivadas nestas áreas.

REFERÊNCIAS

ABEDIN, J.; MEHARG, A. A. Arsenic uptake and accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) irrigated with contaminated water. **Plant and Soil**, v. 240, p. 311-319, 2002.

AHEMAD, M.; KIBRET, M. Mechanisms and applications of plant growth promoting rhizobacteria: Current perspective. **Journal of King Saud University - Science**, p. 1-20, 2013.

ALEXANDER, P. D.; ALLOWAY, B. J.; DOURADO, A. M. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables. **Environmental Pollution**, v. 144, n. 3, p. 736-745, 2006.

ALGHOBAR, M. A.; SURESHA, S. Evaluation of metal accumulation in soil and tomatoes irrigated with sewage water from Mysore. **Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences**, v. 16, n. 1, p. 49-59, 2017.

ALI, S. M.; YASMIN, A. Open dumping of municipal solid waste and its hazardous impacts on soil and vegetation diversity at waste dumping sites of Islamabad city. **Journal of King Saud University - Science**, v. 26, n. 1, p. 59-65, 2014.

ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability**. 3. ed. Londres-Nova York: Environmental Pollution, Springer, p.1-614, 2013.

AMARI, T. et al. Ecotoxicology and Environmental Safety Implication of citrate, malate and histidine in the accumulation and transport of nickel in *Mesembryanthemum crystallinum* and *Brassica juncea*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 122-128, 2016.

ANJUM, N. A. et al. Modulation of glutathione and its related enzymes in plants responses to toxic metals and metalloids - A review. **Environmental and Experimental Botany**, v. 75, p. 307-324, 2012.

ANTISARI, L. V. et al. Heavy metal accumulation in vegetables grown in urban gardens. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 3, p. 1139-1147, 7 jul. 2015.

ANTONIADIS, V. et al. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation - A review. **Earth-Science Reviews**, v. 171, n. June, p. 621-645, 2017a.

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, 2017b.

ANTONIADIS, V. et al. A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment? - A review. **Environment International**, v. 127, p. 819-847, 1 jun. 2019.

ANWAR, S.; NAWAZ, M. F. Uptake and distribution of minerals and heavy metals in commonly grown leafy vegetable species irrigated with sewage water. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188:541, p. 1-10, 2016.

ARORA, M. et al. Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. **Food Chemistry**, v. 111, p. 811-815, 2008.

BADRI, D. V; VIVANCO, J. M. Regulation and function of root exudates. **Plant, Cell and Environment**, v. 32, n. 6, p. 666-681, 2009.

BÆKGAARD, L. et al. A Combined Zinc/Cadmium Sensor and Zinc/Cadmium Export Regulator in a Heavy Metal Pump. **The Journal of Biological Chemistry**, v. 285, n. 41, p. 31243-31252, 2010.

BAETZ, U.; MARTINOIA, E. Root exudates: the hidden part of plant defense. **Trends in Plant Science**, p. 1-9, 2013.

BARRUECO, C. R. **Fertilizantes and Environment**. Vol. 66 ed. Dordrecht/Boston/London: KLUWER ACADEMIC PUBLISHERS, 1996.

BATI, K.; MOGOBE, O.; MASAMBA, W. R. L. Concentrations of Some Trace Elements in Vegetables Sold at Maun Market, Botswana. **Journal of Food Research**, v. 6, n. 1, p. 69, 2017.

BAUDSON, E. et al. Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. **Chemosphere**, v. 262, p. 1-9, 2021.

BAUM, C. et al. Heavy-metal mobilization and uptake by mycorrhizal and nonmycorrhizal willows (*Salix × dasyclados*). **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 169, p. 516-522, 2006.

BHARGAVA, A. et al. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. **Journal of Environmental Management**, v. 105, p. 103-120, 2012.

BOENTE, C. et al. Trace elements of concern affecting urban agriculture in industrialized areas: A multivariate approach. **Chemosphere**, v. 183, p. 546-556, 2017.

BOHN, H. L.; MANEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil Chemistry**. Third ed. New York: John Wiley e Sons, Inc, 2001.

BRANCO, M. C.; ALCÂNTARA, F. A. DE. Hortas Urbanas E Periurbanas Brasil. **Horticultura brasileira**, v. 29, n. 3, p. 421-428, 2011.

CABRAL, L. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of contaminated areas by trace elements: mechanisms and major benefits of their applications. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 31, p. 1655-1664, 2015.

CHABUKDHARA, M. et al. Human and Ecological Risk Assessment: An International Heavy metal contamination in vegetables grown around peri-urban and urban- industrial clusters in. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 22, n. 3, p. 736- 752, 2016.

CHANG, C. Y. et al. Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta , South China. **Environmental Monitoring and Assessment**, p. 1547-1560, 2014.

CHAUHAN, G.; CHAUHAN, P. U. K. Human health risk assessment of heavy metals via dietary intake of vegetables grown in wastewater. **International Journal of Scientific and Research Publications**, v. 4, n. 9, p. 1-9, 2014.

CHIBUIKE, G. U.; OBIORA, S. C. Heavy Metal Polluted Soils: Effect on Plants and Bioremediation Methods. **Applied and Environmental Soil Science**, p. 1-12, 2014.

CHIROMA, T. M.; ABDULKARIM, B. I.; KEFAS, H. M. The Impact of Pesticide Application on Heavy Metal (Cd , Pb and Cu) Levels in Spinach. **LeonardoElectronic Journal of Practices and Technologies**, n. 11, 117-122, 2007.

CHRISTOPHERSEN, H. M.; SMITH, F. A.; SMITH, S. E. Arbuscular mycorrhizal colonization reduces arsenate uptake in barley via downregulation of transporters in the direct epidermal phosphate uptake pathway. **New Phytologist**, v. 184, p. 962- 974, 2009.

CISZEWSKI, D.; KUBSIK, U.; ALEKSANDER-KWATERCZAK, U. Long-term dispersal of heavy metals in a catchment affected by historic lead and zinc mining. **Journal of Soils and Sediments**, v. 12, p. 1445-1462, 2012.

CLARKSON, D. T.; LIITTGE, U. III. Mineral Nutrition: Divalent Cations , Transport and Compartmentation. In: **Progress in Botany**. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1989. v. 51.p. 93-112.

CLEMENS, S.; PALMGREN, M. G.; KRÄMER, U. A long way ahead : understanding and engineering plant metal accumulation. **Trends in Plant Science**, v. 7, n. 7, p. 309-315, 2002.

COBB, G. P. et al. Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine wastes. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 19, n. 3, p. 600-607, 2000.

CORNU, J. et al. Impact of temperature on the dynamics of organic matter and on the soil-to-plant transfer of Cd , Zn and Pb in a contaminated agricultural soil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 2997-3007, 2016.

CROWLEY, D. E. et al. Mechanisms of iron acquisition from siderophores by microorganisms and plants. **Developments in Plant and Soil Sciences**, v. 43, p. 1-363, 1991.

CURIE, C. et al. Metal movement within the plant: contribution of nicotianamine and yellow stripe 1-like transporters. **Annals of Botany**, v. 103, p. 1-11, 2009.

DALCORSO, G.; FARINATI, S.; FURINI, A. Regulatory networks of cadmium stress in plants. **Plant Signaling and Behavior Behavior**, v. 5:6, p. 663-667, 2010.

DEL VAL, C.; BAREA, J. M.; AZCÓN-AGUILAR, C. Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungus Populations in Heavy-Metal-Contaminated Soils. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, n. 2, p. 718-723, 1999.

DEMIREZEN, D.; AKSOY, A. Heavy metal levels in vegetables in turkey are. **Journal of Food Quality**, v. 29, n. 2006, p. 252-265, 2005.

DERIBACHEW, B. et al. Selected heavy metals in some vegetables produced through wastewater irrigation and their toxicological implications in eastern Ethiopia. **African Journal of Food Agriculture Nutrition and Development**, v. 15, p. 10013-10032, 2015.

DETERBECK, A. et al. Spatially resolved analysis of variation in barley (*Hordeum vulgare*) grain micronutrient accumulation. **New Phytologist**, p. 1-13, 2016.

DISSANAYAKE, C. B.; CHANDRAJITH, R. Phosphate mineral fertilizers, trace metals and human health. **Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka**, v. 37, n. 3, p. 153-165, 2009.

DONHAM, K. J.; THELIN, A. **Agricultural Medicine: rural occupational and environmental health, safety and prevention**. Second ed. Hoboken,: New Jarsey, 2016, p. 605.

DRABEK, M. Ć. et al. Risk of cadmium, lead and zinc exposure from consumption of vegetables produced in areas with mining and smelting past. **Scientific Reports**, n.1, p. 1-19, 25 dez. 2020.

DUONG, T. T. T.; LEE, B. Partitioning and mobility behavior of metals in road dusts from national-scale industrial areas in Korea. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 22-23, p. 3502-3509, 2009.

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.

EGENE, C. E. et al. Impact of organic amendments (biochar , compost and peat) on Cd and Zn mobility and solubility in contaminated soil of the Campine region after three years. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 195-202, 2018.

EMAMVERDIAN, A. et al. Plant Defense Response. **The Scientific World Journal**, v. 2015, p. 7-9, 2015.

EMBRAPA. **Elementos-traço e sua Relação com Qualidade e Inocuidade de Fertilizantes, Corretivos Agrícolas e Resíduos Orgânicos no Brasil**. Documento 252, Embrapa, Planaltina, DF, 2009, p.44.

ENT, A. VAN DER et al. Agromining: Farming for Metals in the Future? **Environmental Science and Technology**, v. 49, p. 4773-4780, 2015.

ERIKSSON, J. E. The influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of Cd added to the soil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 48, n. 1974, p. 317-335, 1989.

EVANS, L. J. Chemistry of metal retention by soils. **Environmental. Science and. Technology.**, v. 23, p. 1046-1056, 1989.

FAO. **World fertilizer trends and outlook to 2022**. Rome, 2019, p.40.

FRANÇA, F. C. S. S. et al. Heavy metals deposited in the culture of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by the influence of vehicular traffic in Pernambuco, Brazil. **Food Chemistry**, v. 215, p. 171-176, 2017.

FYTIANOS, K. et al. Accumulation of Heavy Metals in Vegetables Grown in an. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, n. May, p. 423-430, 2001.

GABARRÓN, M.; FAZ, A.; ACOSTA, J. Effect of different industrial activities on heavy metal concentrations and chemical distribution in topsoil and road dust. **Environmental Earth Science**, v. 76, n. 129, p. 1–13, 2017.

GARRETT, R. G. Natural Sources of Metals to the Environment. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, p. 37-41, 2010.

GOMES, M. P. et al. Ecophysiological and anatomical changes due to uptake and accumulation of heavy metal in *Brachiaria decumbens*. **Scientia Agricola. (Piracicaba, Brazil.)**, v. 68, n. 5, p. 566-573, 2011.

GOMES, M. P. et al. Impact of phosphate on glyphosate uptake and toxicity in willow. **Journal of Hazardous Materials**, p. 1-32, 2015.

GOMES, M. P. et al. Temperature effects on Zn-responses and Zn-reclamation capacity of two native Brazilian plant species: implications of climate change. **Environmental and Experimental Botany**, p. 1-26, 2018.

GOMES, M. P. et al. Synergistic effects between arbuscular mycorrhizal fungi and rhizobium isolated from As- contaminated soils on the As-phytoremediation capacity of the tropical woody legume *Anadenanthera peregrina*. **International Journal of Phytoremediation**, p. 1-11, 2020.

GUPTA, D. K. et al. Role of phosphate fertilizers in heavy metal uptake and

detoxification of toxic metals. **Chemosphere**, v. 108, p. 134-144, 2014.

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.

GUPTA, N.; KHAN, D. K.; SANTRA, S. C. An Assessment of Heavy Metal Contamination in Vegetables Grown in Wastewater-Irrigated Areas of Titagarh , West Bengal , India. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, p. 115- 118, 2008.

GWOREK, B. et al. Impact of the Municipal Solid Waste Łubna Landfill on Environmental Pollution by Heavy Metals. **Water**, v. 8, p. 1-16, 2016.

HALL, J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 53, n. 366, p. 1-11, 2002.

HAO, H. et al. The effect of transpiration for heavy metal uptake of hyperaccumulators. **Applied Mechanics and Materials**, v. 178-181, p. 901-904, 2012.

HASSINEN, V. H. et al. Plant metallothioneins - metal chelators with ROS scavenging activity? **Plant Biology**, v. 13, p. 225-232, 2011.

HU, L. et al. Exogenous Application of Citric Acid Ameliorates the Adverse Effect of Heat Stress in Tall Fescue (*Lolium arundinaceum*). **Frontiers in Plant Science**, v. 7, p. 1-11, 2016.

HUANG, S. S. et al. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. **Chemosphere**, v. 67, p. 2148- 2155, 2007.

HUANG, Y. et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 159-168, 2018.

ISHIMARU, Y. et al. A Rice Phenolic Efflux Transporter Is Essential for Solubilizing Precipitated Apoplasmic Iron in the Plant Stele. **The Journal of Biological Chemistry**, v. 286, p. 24649-24655, 2011.

ISLAM, S. et al. Trace elements concentration in soil and plant within the vicinity of

abandoned tanning sites in Bangladesh : an integrated chemometric approach for health risk assessment. **Toxin Reviews**, p. 1-16, 2021.

ITANNA, F. Metals in leafy vegetables grown in Addis Ababa and toxicological implications. **Ethiopian Journal of Health and Development.**, p. 296-302, 2002.

JAN, F. A. et al. Multivariate statistical analysis of heavy metals pollution in industrial area and its comparison with relatively less polluted area : A case study from the City of Peshawar and district Dir Lower. **Journal of Hazardous Materials**, v. 176, p. 609- 616, 2010.

Jl, Y. et al. Heavy metal accumulation, risk assessment and integrated biomarker responses of local vegetables: A case study along the Le'an river. **Chemosphere**, v. 199, n. 289, p. 361-371, 2018.

JIAO, X. et al. Soil Heavy Metal Pollution and Risk Assessment in Shenyang Industrial District, Northeast China. **PLOS ONE**, p. 1-9, 2015.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. , Taylor and Francis, 2011, p. 533.

KALMAR, B.; GREENSMITH, L. Induction of heat shock proteins for protection against oxidative stress. **Advanced Drug Delivery Reviews**, v. 61, p. 310-318, 2009.

KHAN, S. et al. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. **Environmental Pollution**, v. 152, p. 686- 692, 2008.

KIDD, P. et al. Trace element behaviour at the root – soil interface : Implications in phytoremediation. **Environmental and Experimental Botany**, v. 67, p. 243-259, 2009.

KIM, H. S. et al. Influence of Road Proximity on the Concentrations of Heavy Metals in Korean Urban Agricultural Soils and Crops. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 72, n. 2, p. 260-268, 20 fev. 2017.

KINUTHIA, G. K. et al. Levels of heavy metals in wastewater and soil samples from open drainage channels in Nairobi , Kenya: community health implication. **Scientific Reports**, v. 10, n. 8434, p. 1-13, 2020.

KONLECHNER, C. et al. Expression of zinc and cadmium responsive genes in leaves of willow (*Salix caprea* L.) genotypes with different accumulation characteristics. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 121-127, 2013.

KRÄMER, U. Metal Hyperaccumulation in Plants. **Annual Review Plant Biology**, v. 61, p. 517-534, 2010.

KRZESLOWSKA, M. et al. Pectinous cell wall thickenings formation is a common defense strategy of plants to cope with Pb²⁺. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 354-361, 2016.

KUMAR, K. et al. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 274-298, 2018.

KUMAR, R.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 66, p. 258-266, 2007.

LENTE, I. et al. Heavy Metal Pollution of Vegetable Crops Irrigated with Wastewater in Accra, Ghana. **West African Journal of Applied Ecology**, v. 22, n. 1, p. 41-58, 2014.

LI, H. et al. Diversity and heavy metal tolerance of endophytic fungi from six dominant plant species in a Pb and Zn mine wasteland in China. **Fungal Ecology**, v. 5, p. 309-315, 2012.

LIU, H.; PROBST, A.; LIAO, B. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). **Science of the Total Environment**, v. 339, p. 153-166, 2005.

MA, Y. et al. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. **Phytoremediation Bioremediation Rhizoremediation. Biotechnology Advances**, v. 29, p. 248-258, 2011.

MACNEAR, D. H. et al. Application of Quantitative Fluorescence and Absorption- Edge Computed Microtomography to Image Metal Compartmentalization in *Alyssum murale*. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 7, p. 2210-2218, 2005.

MALAVOLTA, E. **Manual de Nutrição Mineral de Plantas**. São Paulo: Ceres, p. 536, 2006.

MANDIWANA, K. L. et al. The solubility of Cr (III) and Cr (VI) compounds in soil and their availability to plants. **Journal of Hazardous Materials**, v. 147, p. 540-545, 2007.

MAPANDA, F. et al. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 107, p. 151-165, 2005.

EMBRAPA. **Elementos-traço e sua Relação com Qualidade e Inocuidade de Fertilizantes, Corretivos Agrícolas e Resíduos Orgânicos no Brasil**. Documento 252, Embrapa, Planaltina, DF, 2009, p.44.

MARSCHNER, P. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 3. ed.; Elsevier, 2012, p. 649.

MEHARG, A. A.; HARTLEY-WHITAKER, J. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. **New Phytologist**, v. 154, p. 29-43, 2002.

MILLALEO, R. et al. Manganese as essential and toxic element for plants: transport, accumulation and resistance mechanisms. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 10, p. 476-481, 2010.

MISHRA, A.; TRIPATHI, B. D. Heavy metal contamination of soil, and bioaccumulation in vegetables irrigated with treated waste water in the tropical city of Varanasi, India. **Toxicological and Environmental Chemistry**, v. 90, n. 5, p. 861- 871, 2008.

MOHANTY, M. **Chapter 6: A Review on Plant Mechanisms for Uptake, Transport and Bio-Concentration of Toxic Heavy Metals**. in: **Heavy metal remediation: transport and accumulation in plants**. 1. ed., Nova York: Nova Science Publishers, 2014, p. 260.

NAKHAEI, M.; AMIRI, V. An investigation of the potential environmental contamination from the leachate of the Rasht waste disposal site in Iran. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, p. 233-246, 2015.

NASER, H., M., SHIL, N. C., MAHMUD, N., U., RASHID, M., H., HOSSAIN, K. M. Grown in industrially polluted and non-polluted. **Bangladesh Journal of Agricultural Research**, v. 34, p. 545-554, 2009.

OGUNKUNLE, C. O.; FATOBA, P. O. Contamination and spatial distribution of heavy metals in topsoil surrounding a mega cement factory. **Atmospheric Pollution Research**, v. 5, n. 2, p. 270-282, 2014.

ORROÑO, D. I.; SCHINDLER, V.; LAVADO, R. S. Heavy metal availability in pelargonium hortorum rhizosphere: interactions , uptake and plant accumulation. **Journal of Plant Nutrition**, v. 35:9, p. 1374-1386, 2012.

OSMA, E. et al. Heavy Metals Accumulation in Some Vegetables and Soils in Istanbul. **Ekoloji**, v. 21, n. 82, p. 1-8, 2012.

OVECKA, M.; TAKÁC, T. Managing heavy metal toxicity stress in plants : Biological and biotechnological tools. **Biotechnology Advances**, p. 1-14, 2013.

PAN, X. D.; WU, P. G.; JIANG, X. G. Levels and potential health risk of heavy metals in marketed vegetables in Zhejiang, China. **Scientific Reports**, v. 6, p. 1-7, 2016.

PARASHAR, P.; PRASAD, F. M. Study of Heavy Metal Accumulation in Sewage Irrigated Vegetables in Different Regions of Agra District, India. **Open Journal of Soil Science**, v. 2013, p. 1-8, 2013.

PARROTTA, L. et al. Target or barrier? The cell wall of early- and later-diverging plants vs cadmium toxicity: differences in the response mechanisms. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, n. 133, p. 1-17, 2015.

PERALTA-VIDEA, J. R. et al. The International Journal of Biochemistry The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. **The International Journal of Biochemistry e Cell Biology**, v. 41, p. 1665-1677, 2009.

PINTO, R. S. B. F.; RAMOS, A. R. R. Avaliação ambiental de hortas urbanas: o caso da cidade de Braga. **XIV Congresso da APDR**, p. 1-29, 2008.

PULLES, T. et al. Emission factors for heavy metals from diesel and petrol used in European vehicles. **Atmospheric Environment**, v. 61, p. 641-651, 2012.

PUSCHENREITER, M. et al. Chemical changes in the rhizosphere of metal hyperaccumulator and excluder *Thlaspi* species. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 166, p. 579-584, 2003.

RADULESCU, C. et al. Heavy metal accumulation and translocation in different parts of *Brassica oleracea* L. **Romanian Journal of Physics**, v. 58, n. 9-10, p. 1337- 1354, 2013.

RAMIREZ-ANDREOTTA, M. D. et al. A greenhouse and field-based study to determine the accumulation of arsenic in common homegrown vegetables grown in mining-affected soils. **Science of the Total Environment**, v. 443, p. 299-306, 2013.

RAMOS, R. L. **Estudo do comportamento geoquímico do Cromo (III) e (VI) no solo**. UNIFESP, São Paulo, p. 90, 2015.

RATUL, A. K. et al. Potential health risk of heavy metals accumulation in vegetables irrigated with polluted river water. **International Food Research Journal**, v. 25, p. 329-338, 2018.

REDJALA, T. et al. Relationship between root structure and root cadmium uptake in maize. **Environmental and Experimental Botany**, v. 71, n. 2, p. 241-248, 2011.

RENGEL, Z. Availability of Mn, Zn and Fe in the rhizosphere. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, n. 2, p. 397-409, 2015.

ROTH-NEBELSICK, A. Computer-based Studies of Diffusion through Stomata of Different Architecture. **Annals of Botany**, v. 100, p. 23-32, 2007.

SANT'ANNA-SANTOS, B. F. et al. What precedes fluoride-response symptomatology: Microscopic or physiological damage? **Ecological Indicators**, v. 107, p. 1-8, 2019.

SARRET, G. et al. Trichomes of Tobacco Excrete Zinc as Zinc-Substituted Calcium Carbonate and Other Zinc-Containing Compounds. **Plant Physiology**, v. 141, p. 1021-1034, 2006.

SÄUMEL, I. et al. How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. **Environmental Pollution**, v. 165, p. 124-132, 2012.

SAVI, A. C. et al. Práticas de agricultura urbana: uma análise do cultivo de hortaliças em telhados verdes. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 10, p. 20746-20749, 2019.

SAY, J.; DIAZ, B. M. Influence of zinc on lotic plants. I. Tolerance of *Hormidium* species to zinc. **Freshwater Biology**, v. 7, p. 357-376, 1977.

SCHENKEVELD, W. D. C. et al. Experimental considerations in metal mobilization from

soil by chelating ligands: The influence of soil-solution ratio and pre-equilibration – A case study on Fe acquisition by phytosiderophores. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 1831-1842, 2017.

SEBASTIAN, A.; PRASAD, M. N. V. Iron- and manganese-assisted cadmium tolerance in *Oryza sativa* L.: lowering of rhizotoxicity next to functional photosynthesis. **Planta**, v. 241, p. 1519-1528, 2015.

SESSITSCH, A. et al. The role of plant-associated bacteria in the mobilization and phytoextraction of trace elements in contaminated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 60, p. 182-194, 2013.

SHAHID, M. et al. Foliar heavy metal uptake , toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. **Journal of Hazardous Materials**, v. 325, p. 36-58, 2017.

SHAHID, M. et al. Health risks of arsenic buildup in soil and food crops after wastewater irrigation. **Science of the Total Environment**, v. 772, p. 145266, 2021.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M. Physiological and biochemical responses resulting from cadmium and zinc accumulation in carrot plants. **Journal of Plant Nutrition**, v. 4167, n. May, 2010.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; AGRAWAL, S. B. Physiological , Biochemical and Growth Responses of Lady's Finger (*Abelmoschus esculentus* L.) Plants as Affected by Cd Contaminated Soil. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicol**, p. 765-770, 2010.

SHEORAN, V. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. **International Journal of Soil, Sediment and Water**, v. 3, n. 2, 2010.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Factors Affecting Phytoextraction: A Review. **Pedosphere: An International Journal**, v. 26, n. 2, p. 148-166, 2016.

SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; GUILHERME, L. R. G. Biosolids and heavy metals in soils. **Scientia Agricola**, v. 60, p. 793-806, 2003.

SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of Beta vulgaris plants. **Chemosphere**, v. 67, p. 2229-2240, 2007.

SINGH, S.; KUMAR, M. Heavy metal load of soil , water and vegetables. **Environmental Monitoring and Assessment**, p. 79-91, 2006.

SLAVIN, J. L.; LLOYD, B. Health Bene fi ts of Fruits and Vegetables **American Society for Nutrition**, v. 3, p. 506-516, 2012.

SMITH, S. E. et al. Arsenic uptake and toxicity in plants: integrating mycorrhizal influences. **Plant Soil**, v. 327, p. 1-21, 2010.

SOETAN, K. O.; OLAIYA, C. O.; OYEWOLE, O. E. The importance of mineral elements for humans , domestic animals and plants : A review. **African Journal of Food Science**, v. 4, n. May, p. 200-222, 2010.

SOURCES AND SINKS OF HEAVY METALS. **Grid Arendal**, 2020. Disponível em: <<https://www.grida.no/resources/13718>>. Acesso em: 2 abr. 2022.

SRIVASTAVA, S. et al. Phytochelatins and Antioxidant Systems Respond Differentially during Arsenite and Arsenate Stress in *Hydrilla verticillata* (L .f.) Royle. **Environment Science and. Technol.**, v. 41, p. 2930-2936, 2007.

SYTAR, O. et al. Heavy metal-induced oxidative damage, defense reactions, and detoxification mechanisms in plants. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 35, p. 985- 999, 2013.

TAIZ, L. et al. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017, p. 858.

UENO, D. et al. Gene limiting cadmium accumulation in rice. **PNAS**, v. 107, n. 38, p. 16500-16505, 2010.

USGS. **Mineral commodity summaries 2020**. U.S Geological Survey: Reston, Virgínia, US, 2020, p.204.

VANNOPPEN, W. et al. Earth-Science Reviews A review of the mechanical effects of plant roots on concentrated fl ow erosion rates. **Earth-Science Reviews**, v. 150, p. 666-678, 2015.

VAREDA, J. P.; VALENTE, A. J. M.; DURÃES, L. Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies_ A review _ Enhanced Reader.pdf. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 101- 118, 2019.

WALKER, T. S. et al. Root Exudation and Rhizosphere Biology. **Plant Physiology**, v. 132, p. 44-51, 2003.

WESTON, L. A.; RYAN, P. R.; WATT, M. Mechanisms for cellular transport and release of allelochemicals from plant roots into the rhizosphere. **Journal of Experimental Botany**, p. 1-10, 2012.

XIONG, T.-T. et al. Foliar uptake and metal (loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter. **Environmental Geochemistry and Health**, p. 897- 909, 2014.

YADAV, K. K. et al. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 274-298, 2018.

ZHANG, F. et al. Influence of Traffic Activity on Heavy Metal Concentrations of Roadside Farmland Soil in Mountainous Areas. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, p. 1715-1731, 2012.

ZHANG, F.; ROMHELD, V.; MARSCHNER, H. Role of the Root Apoplast for Iron Acquisition by Wheat Plants. **Plant Physiology**, v. 97, p. 1302-1305, 1991.

ZHANG, M. et al. Use of Single Extraction Methods to Predict Bioavailability of Heavy Metals in Polluted Soils to Rice. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 41, p. 820-831, 2010.

ZHAO, F. J.; MEHARG, A. A.; MCGRATH, S. P. Arsenic uptake and metabolism in plants. **New Phytologist**, v. 181, p. 777-794, 2009.

ZHOU, H. et al. Accumulation of Heavy Metals in Vegetable Species Planted in Contaminated Soils and the Health Risk Assessment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 289, p. 1-12, 2016.

ZHUSHAN, F.; SHUHUA, X. Health Benefits of Fruits and Vegetables. **Toxicology Mechanisms and Methods**, v. 30, n. 3, p. 167-176, 2020.

3 CAPITULO II: ELEMENTOS TRAÇO EM HORTAS DE ÁREA DE AGRICULTURA URBANA DE CURITIBA

3.1 RESUMO

Plantas olerícolas cultivadas em condições de elevada exposição a esses contaminantes podem eventualmente acumulá-los, causando sua inserção na teia trófica, e, principalmente, na alimentação humana. O objetivo deste trabalho foi avaliar a segurança de alimentos produzidos em hortas urbanas de Curitiba e região metropolitana, Estado do Paraná, quanto à presença dos elementos traço Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn). As avaliações foram feitas em plantas de alface (*Lactuca sativa*) e couve (*Brassica oleracea*) provenientes de quatro hortas urbanas, bem como em plantas provenientes de área agroecológica e comercializadas em supermercados (utilizadas como controle). Além disso, avaliou-se a presença desses elementos traço no solo de cultivo e na água de irrigação utilizadas na produção dos vegetais. Neste trabalho não houve detecção de Cd nas amostras de solos. Os elementos traço detectados em concentrações crescentes foram Ni < As < Pb < Cu < Cr < Zn < Mn < Fe. Os solos das hortas urbanas e da área de agroecologia estão em conformidade quanto ao limite máximo recomendado para teor destes compostos inorgânicos. As maiores concentrações destes elementos ocorreram para o solo da horta Pantanal, o que era esperado devido à localização próxima ao pátio de abastecimento e oficina de manutenção de locomotivas de trens, o que sugere maior possibilidade de contaminação por elementos traço advinda desta condição do terreno. Nas amostras de água usada na irrigação não houve detecção de As, Cd, Cr, Pb e Ni, sendo que concentrações de Cu, Fe e Zn foram encontradas em amostras de todas as áreas, o Mn apenas para horta Pantanal. As concentrações encontradas para água estão dentro do estabelecido na legislação e padrões considerados neste estudo. Não houve detecção de Cd, Ni e Pb para as amostras de alface e couve. Concentrações de As ocorreram apenas para as amostras de alface da horta CPRA e de supermercado, sendo que somente o teor médio para amostras de supermercado ultrapassou o limite máximo recomendado para hortaliças folhosas. As concentrações detectadas de Cr, Cu, Fe, Mn e Zn, em ambas olerícolas, estão dentro dos padrões recomendados para estes compostos inorgânicos. Ambas as hortaliças cultivadas nas hortas urbanas e na área de agroecologia são seguras para alimentação humana.

Palavras chave: *Lactuca sativa*. *Brassica oleracea*. Segurança de alimentos. Contaminação do solo. Contaminação da água.

3.2 ABSTRACT

Vegetable plants grown under conditions of high exposure to these contaminants can eventually accumulate them, causing their insertion in the trophic chain, and especially in human food. The objective of this work was to evaluate the safety of food produced in urban gardens in Curitiba (Paraná) and metropolitan region regarding the presence of trace elements Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Copper (Cu), Iron (Fe), Manganese (Mn), Nickel (Ni), Lead (Pb) and Zinc (Zn). The evaluations were carried out on lettuce (*Lactuca sativa*) and kale (*Brassica oleracea*) plants from four urban gardens, as well as on plants from an agro-ecological zone and sold in supermarkets (used as a control). In addition, the presence of these trace elements in the cultivation soil and in the irrigation water used in the production of vegetables was evaluated. In this work there was no detection of Cd in the soil samples. The trace elements detected in increasing concentrations were Ni < As < Pb < Cu < Cr < Zn < Mn < Fe. Soils in urban gardens and in the agro-ecological zone comply with the maximum recommended limit for the content of these inorganic compounds. The highest concentrations of these elements occurred in the soil of the Pantanal vegetable garden, which was expected due to the location close to the supply yard and maintenance workshop of train locomotives, which suggests a greater possibility of contamination by trace elements arising from this condition of the terrain. In the samples of water used in irrigation, there was no detection of As, Cd, Cr, Pb and Ni, and concentrations of Cu, Fe and Zn were found in samples from all areas, the Mn only for the Pantanal vegetable garden. The concentrations found for water are within the established in the legislation and standards considered in this study. There was no detection of Cd, Ni and Pb for the lettuce and cabbage samples. As concentrations occurred only for lettuce samples from the CPRA garden and supermarket, and only the average content for supermarket samples exceeded the maximum recommended limit for leafy vegetables. The detected concentrations of Cr, Cu, Fe, Mn and Zn in both vegetable crops are within the recommended standards for these inorganic compounds. Both vegetables grown in urban gardens and in the agro-ecological zone are safe for human consumption.

Keywords: *Lactuca sativa*. *Brassica oleracea*. Food safety. Soil contamination. Water contamination.

3.3 INTRODUÇÃO

A agricultura urbana tem atraído olhares de gestores e governantes como política para a produção sustentável de alimentos e promoção da segurança alimentar (VEENHUIZEN, 2006). Ao mesmo tempo, ganha importância a preocupação com a segurança de alimentos, uma vez que a poluição atmosférica e a contaminação do solo por elementos traço (ET) em áreas urbanas podem ser acumuladas nas plantas cultivadas, trazendo risco à saúde humana (DALA-PAULA et al., 2018).

As plantas demandam macronutrientes e micronutrientes essenciais ao seu crescimento e desenvolvimento, alguns ET são essenciais e outros não, podendo ser tóxicos às plantas e aos humanos (MARCHI et al., 2009). Ingerir tais elementos em concentrações elevadas, mesmo os essenciais, pode implicar no aumento da mortalidade, induzir mutagênese e reduzir o crescimento em humanos (DALA-PAULA, 2013; GUPTA et al., 2019)

A área agrícola mundial foi de 4,8 bilhões de hectares (ha), em 2019, correspondendo a uma diminuição de 0,13 bilhão de ha em comparação com 2000; neste período 67% das terras agrícolas foram usadas para campos e pastagens permanentes (3,2 bilhões de ha em 2019), 33% do total de terras agrícolas foi ocupada por cultivos (1,6 bilhão ha em 2019) (FAO, 2021). Considerando frutas e olerícolas, em 2019, a produção mundial foi de 883 e 1.128 milhões de toneladas, respectivamente, sendo as cinco principais frutas produzidas a banana (18%), a melancia (11%), a maçã (10%), a laranja (9%) e a uva (9%), entre as olerícolas cultivadas o tomate (16%), a cebola (9%), o pepino e o gherkin azedo mexicano (8%), o repolho (6%) e a berinjela (5%) (FAO, 2021).

A maioria da população mundial está localizada nas grandes cidades, e estima-se que 67% das pessoas terão suas vidas em grandes centros urbanos até 2050 (BRASIL, 2018). A área urbanizada da superfície terrestre representa menos de 1% e diante do aumento crescente da população mundial em grandes centros urbanos, cresce a preocupação para aumentar a resiliência, a capacidade adaptativa e a habitabilidade das cidades, esta perspectiva exigirá grandes investimentos

direcionados a pequenas áreas, mas que beneficiarão parcela significativa da população (BRASIL, 2018).

A definição de agricultura urbana (AU) abrange diversos sistemas, a produção de subsistência, o processamento no âmbito doméstico e a agricultura destinada à comercialização, por isso pode ser compreendida como uma forma de capital natural que pode ser usado para o cultivo de alimentos e outras culturas no espaço urbano das cidades (VEENHUIZEN; DANSO, 2007). Estima-se que a área urbana disponível (estimativa de vegetação e espaço disponível) do mundo, seja vertical, telhado e terreno não ocupado, é próxima de 641.000 km² (POTERE; SCHNEIDER, 2007).

Segundo Clinton et al. (2018), em estimativa global, o espaço vertical é o de menor área disponível (30 a 70 mil ha), sendo a área de telhado (1,3 milhão de ha) e de terreno vago a maior área disponível (7 a 11 milhões de ha), correspondente a 80% e 87% da área total disponível à AU. A AU é vista como uma nova manifestação política-cultural e hábito de uso da terra, visando coesão social, educação ambiental e hábito recreativo em diversos países (CAMPS-CALVET et al., 2015; ROBINEAU; DUGUÉ, 2018), mas também como alternativa importante à segurança alimentar e fonte de subsistência para a população em situação de pobreza (BELLWOOD-HOWARD et al., 2018; SCHWAB; CAPUTO; HERNÁNDEZ- GARCÍA, 2018).

Ao longo da história, a humanidade aprendeu com as guerras e crises econômicas. A crise sanitária mundial provocada pela pandemia de Covid-19, possibilitou a compreensão sobre a fragilidade das cadeias mundiais de comercialização de alimentos e a importância de buscar maior resiliência na segurança alimentar nas cidades (BARTHEL et al., 2019; BARTHEL; ISENDAHL, 2013). Esta crise sanitária não é a única preocupação global: a projeção de aumento da demanda por alimentos em 100 a 110% em 2050, devido ao crescimento da população mundial nos grandes centros urbanos, modificam substancialmente os padrões de consumo de alimentos da humanidade (FAO-WHO, 2021). Mas a Covid-19 provocou uma crise econômica, social e humana em escala mundial que fez levantar a preocupação sobre a necessidade de melhorar a condição de soberania alimentar das grandes cidades (FAO-WHO, 2021).

Alguns indicadores do relatório mundial sobre segurança alimentar da FAO são preocupantes: (a) em 2020, em meio a pandemia, a fome mundial aumentou

após cinco anos deste dado praticamente inalterado; (b) em apenas um ano, a desnutrição cresceu de 8,4 para 9,9%; (c) entre 720 e 811 milhões de pessoas no mundo estiveram em condição de fome em 2020; (d) a fome atinge 21% da população na África, 9,0% na Ásia, 9,1% na América Latina e no Caribe, (e) mais da metade das pessoas desnutridas do planeta estão na Ásia (418 milhões) e mais de um terço na África (282 milhões); (f) a prevalência mundial de insegurança alimentar moderada ou grave tinha aumentado pouco desde 2014, mas em 2020 correspondeu aos cinco anos anteriores juntos; (g) quase uma a cada três pessoas no mundo (2,37 bilhões) não se alimentou adequadamente em 2020, acréscimo de quase 320 milhões de pessoas em apenas um ano; e (h) o crescimento mais elevado da insegurança alimentar moderada ou grave em 2020 foi identificado na América Latina, no Caribe e na África. (FAO-WHO, 2021).

Nas últimas décadas anteriores a 2019, vinha crescendo o interesse pela AU, principalmente em países em desenvolvimento (SAVI et al., 2019) e a crise causada pela pandemia da Covid-19 evidencia que a AU pode ser importante como política pública para assegurar acesso aos alimentos para os mais pobres, além de contribuir nas relações comunitárias e familiares nas grandes cidades (LANGEMEYER et al., 2021).

As hortas comunitárias ganharam relevância como política de combate à pobreza e para melhorar a segurança alimentar das comunidades no Brasil (BRANCO; ALCÂNTARA, 2011). Esta prática favorece a ocupação útil do espaço urbano (PINTO; RAMOS, 2008), pois proporciona benefícios sociais, culturais, econômicos e ambientais. Entretanto, são poucos os estudos sobre a segurança dos produtos vegetais produzidos nas hortas urbanas, especialmente quanto ao acúmulo de elementos traço (ET) tóxicos nas plantas. Eventualmente, as hortas urbanas podem ser instaladas em áreas com solo, ar e água contendo concentrações elevadas de ET, o que favorece seu acúmulo nas plantas cultivadas e sua inserção na dieta humana (GUPTA et al., 2019a; KUMAR; AGRAWAL; MARSHALL, 2007; PAN; WU; JIANG, 2016b). A ingestão de ET em quantidades acima das limítrofes pode ocasionar transtornos fisiológicos e clínicos em humanos (PAN; WU; JIANG, 2016b).

Nos centros urbanos, diversas são as fontes de liberação de ET, como as emissões causadas pelas indústrias e a crescente circulação de automóveis

(DEMIREZEN; AKSOY, 2006; ISLAM et al., 2021). Uma vez liberados, os ET podem contaminar solos, águas e o ar.

França et al. (2017) observaram um aumento significativo de concentrações de elementos como Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em vegetais produzidos na região metropolitana de Recife em Pernambuco. As plantas acumulam ET provenientes da atmosfera (via estômatos foliares) (FRANÇA et al., 2017), bem como da água e solo (principalmente via absorção radicular) (FRANÇA et al., 2017). De acordo com França et al. (2017), o aumento na concentração de metais nas plantas das hortas periurbanas de Recife está relacionado ao aumento da emissão de materiais particulados na atmosfera. Além da absorção estomática de ET, com o passar dos anos, é possível que o transporte de ET ocorra da atmosfera para o solo (DEMIREZEN; AKSOY, 2006; GUPTA et al., 2019a; HANKE et al., 2010), contribuindo com o aumento da concentração de ET nas plantas. Em áreas de elevada atividade industrial de expressiva liberação de poluentes e despejo de resíduos, observa-se a contaminação de águas e solos por ET (DRABEK et al., 2020), sendo provável que tais contaminantes sejam transferidos às plantas em hortas urbanas e acabem entrando na dieta humana (ANTONIADIS et al., 2017b).

Além da contaminação advinda das matrizes ambientais (água, solo e ar), as olerícolas cultivadas em áreas urbanas, podem ser contaminadas por ET via incorporação de material (substrato, material orgânico) e pelo uso de agroquímicos (fertilizantes e defensivos agrícolas) (BATI; MOGOBE; MASAMBA, 2017; RADULESCU et al., 2013). Destaca-se como fonte importante de contaminação por metais residuais, a poluição e deposição atmosférica, principalmente em solos e cultivos próximos às vias de tráfego intenso de veículos (DALA-PAULA et al., 2018). Dessa forma, plantas produzidas em áreas urbanas estão submetidas à presença de ET em concentrações que podem resultar em seu acúmulo em níveis não seguros para seu uso na alimentação humana (SÄUMEL et al., 2012). Faz-se necessário um constante monitoramento de ET nos vegetais provenientes de hortas urbanas, visando-se garantir a segurança dos alimentos (ALFARO et al., 2017).

Em Curitiba, desde os anos 1980, com a criação da Secretaria Municipal de Abastecimento (SMAB), a agricultura urbana passou a figurar dentro da política de incentivo ao plantio para destinação alimentar. Em 1986, foi criado O Programa Lavoura, como política para resolver problemas sociais, visando diminuir a criminalidade e ocupações de terra irregulares, o programa resultou da parceria

entre Eletrosul e Prefeitura Municipal de Curitiba (PMC), até 2018 havia 24 hortas incluídas, 15 delas no bairro Tatuquara (Curitiba, Brasil) (YONEGURA; SILVA, 2021). Além da produção de alimentos, esta política de gestão do espaço urbano teve o objetivo de facilitar a manutenção da infraestrutura de transmissão de energia, ocupar espaços vazios e evitar o acúmulo de resíduos em terrenos (PMC, 2019). Em 2018, o número de hortas instaladas em Curitiba e região metropolitana subiu para 93 (LIMA; GADENS, 2019), atualmente mais de 100 hortas comunitárias são mantidas pela política de agricultura urbana da PMC.

De acordo com Barbosa (2020), em 2020, Curitiba e as cidades da região metropolitana contavam com, aproximadamente, 24 mil agricultores. Somente na Cidade de Curitiba (Brasil), um total de 87 hortas estão distribuídas entre escolas e unidades de referência assistencial, e destas 27 são hortas comunitárias urbanas. Em particular, destaca-se o projeto da Fazenda Urbana no bairro Cajuru (Curitiba, Brasil), destinado à promoção de acesso a alimentos saudáveis e nutritivos, o qual também contribui na divulgação de técnicas de plantio sustentáveis visando incentivar o cultivo livre de agrotóxicos, em canteiros comunitários de hortaliças, plantas condimentares, plantas medicinais, com compostagem, agrofloresta, jardins de mel, etc. (MAES, 2019; PMC, 2019; SMSAN, 2020).

Apesar de haver uma política de incentivo ao desenvolvimento da agricultura urbana e periurbana livres de agrotóxicos em Curitiba e região metropolitana, são poucos os estudos sobre a segurança dos alimentos produzidos nestas hortas, principalmente quanto ao acúmulo de ET. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a concentração dos ET essenciais e tóxicos [arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn)] em plantas de alface (*Lactuca sativa*) e couve (*Brassica oleracea*) cultivadas em quatro hortas urbanas mantidas pela PMC. Estas plantas são das famílias Asteraceae e Brassicaceae, respectivamente, foram escolhidas porque são potencialmente bioacumuladoras de elementos traço e estão entre as hortaliças folhosas mais cultivadas nas hortas comunitárias (DALA-PAULA et al., 2018; GUPTA et al., 2019b).

A concentração de ET nas plantas provenientes das hortas urbanas foi comparada com as produzidas em uma área agroecológica e com as comercializadas no mercado. Além disso, a água utilizada para irrigação, bem como os solos utilizados para o plantio nas hortas também foram investigados para os níveis de ET, com

o objetivo de identificar as possíveis vias de transferência e contaminação de ET para as plantas.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Áreas de estudo

O trabalho de coleta das amostras de solo, água e plantas foi realizado entre os meses de junho e julho de 2021 (QUADRO 1).

As hortas foram escolhidas considerando: (a) disponibilidade de plantas de alface e couve; (b) histórico de uso das áreas; (c) localização do terreno em área com possíveis impactos da urbanização (recepção de água do escoamento de asfalto, proximidade de pátio de manobras, abastecimento e manutenção de trens, terreno vazio com histórico de acúmulo de resíduos e entulhos). A coleta nessas áreas ocorreu após a autorização da Secretaria de Segurança Alimentar e Nutricional (SMSAN) da Prefeitura Municipal de Curitiba (PMC).

QUADRO 1 - PROGRAMAÇÃO DAS COLETAS DE AMOSTRAS NAS HORTAS

PONTOS DE COLETA	DATA DA COLETA
Horta Marumbi 1	28/06/2021
Horta Marumbi 2	28/06/2021
Horta Pantanal	30/06/2021
Horta Esquina Verde	02/07/2021
Horta CPRA	23/06/2021
Super Mercado	07/07/2021

FONTE: O Autor (2021)

Entre as hortas urbanas escolhidas para o estudo, quatro estão localizadas na cidade de Curitiba [Horta Marumbi 1 (HM1), Horta Marumbi 2 (HM2), Horta Pantanal (HP) e Horta Esquina Verde (HEV)] e uma na cidade de Pinhais (Brasil) na região

metropolitana, na Área de Proteção Ambiental (APA) do Iraí [(Horta do CPRA, HCPRA)]. A HCPRA foi utilizada em título de comparação, como controle, por se tratar de uma horta agroecológica. Para o controle ainda foram coletadas amostras de plantas de alface e couve em supermercado.

3.4.2 Características das hortas

Nas hortas urbanas estudadas, as plantas são cultivadas em canteiros manejados conforme as orientações técnicas e práticas de manejo estabelecidas pelos profissionais responsáveis pela Unidade de Agricultura Urbana (UAU) vinculada à Secretaria Municipal de Segurança Alimentar e Nutricional de Curitiba (SMSAN, 2020). Essas hortas têm como missão a agricultura de subsistência, sendo as famílias responsáveis diretas pelo manejo e produção das olerícolas (OLIVEIRA; GANDARA; KHATOUNIAN, 2021; SILVA, 1999), eventualmente algum excedente de hortaliças é comercializado junto aos estabelecimentos localizados nos bairros, servindo como fonte de renda adicional.

Os canteiros são mantidos com práticas de manejo orientadas pela UAU, que obedecem as bases da agricultura orgânica, visando a reciclagem da matéria orgânica e sem uso de fertilizantes, pesticidas e herbicidas (OLIVEIRA; GANDARA; KHATOUNIAN, 2021; SOUZA, 2005). Normalmente, os solos onde foram instaladas as hortas, apresentam algum nível de degradação, com os horizontes O e A deteriorados ou ausentes.

Segundo informações da UAU, para viabilizar o cultivo em curto prazo faz-se uso de terra vegetal (peneirada preta, de 1ª qualidade, coloração escura, solta, pura, livre de impurezas, sujeira, detritos, galhos, sementes, plantas espontâneas, raízes, torrões, barro, sem contaminantes químicos ou biológicos, carga com 8 m³) nos canteiros. A calagem ocorre a cada dois anos; é proibido o uso de insumos conforme legislação que regulamenta a agricultura orgânica, além de ser recomendado o revolvimento dos canteiros a cada replantio para melhorar a aeração. Quando necessário, em determinadas áreas, há a recomendação de contenção de canteiros.

As principais características das hortas que foram consideradas na escolha das áreas estão no QUADRO 2. As hortas HM1 e HM2 foram instaladas sobre áreas

de terreno baldio com acúmulo de resíduos sólidos e entulhos; a HEV foi instalada em um terreno anteriormente vazio e com horizontes superficiais do solo degradados devido ao escoamento de enxurradas vindas do asfalto; a HP, por sua vez foi instalada ao lado do pátio de abastecimento e da oficina de locomotivas de trens. Segundo informação de profissionais da UAU, um estudo de viabilidade das áreas foi realizado antes da instalação das hortas, tais informações podem ser obtidas na unidade (SMSAN, 2020).

QUADRO 2 - LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DAS HORTAS URBANAS, CURITIBA E REGIÃO METROPOLITANA, PR, BRASIL.

HORTAS	LOCALIZAÇÃO	DESCRIÇÃO DA ÁREA
Marumbi 1	25°28'59.1"S 49°12'16.5"W	Anteriormente à sua instalação, no terreno era feito o acúmulo de resíduos sólidos e entulhos, na parte alta do relevo.
Marumbi 2	25°28'58.8"S 49°12'13.9"W	Anteriormente à sua instalação no terreno baldio era feito o acúmulo de resíduos sólidos e entulhos, na parte baixa do relevo.
Pantanal	25°32'17.3"S 49°14'01.1"W	Localizada ao lado do pátio de abastecimento e da oficina de locomotivas de trens, com tráfego regular.
Esquina Verde	25°24'06.6"S 49°15'00.3"W	Instalada em terreno que era impactado pelo escoamento de enxurradas vindas do asfalto, ao lado de via com tráfego intenso de veículos.
CPRA	25°22'53.9"S 49°07'36.6"W	Localizada em Área de Proteção Ambiental (APA do Irai), com histórico de práticas de agroecologia.

FONTE: O Autor (2022)

A HCPRA foi instalada na APA do Irai (Pinhais), onde há predomínio de Organossolos. Segundo informações dos profissionais responsáveis pela estação CPRA, nesta horta, as práticas adotadas incluem adubação com vermicomposto, consórcio de culturas no mesmo canteiro, rotação de culturas (família, gênero e espécies), controle de plantas não olerícolas com capina no início e depois cobertura morta, irrigação por micro aspersão, pousio de canteiros e reciclagem de matéria orgânica (IDR-PR, 2021).

3.4.3 Avaliações dos solos

As amostras de solo foram coletadas a 0 – 20 cm com uso de um trado. Esta profundidade do solo foi adotada porque as plantas olerícolas habitualmente exploram durante o seu desenvolvimento. A quantidade de canteiros amostrados variou em cada horta, considerando a disponibilidade de plantas de alface do tipo lisa (*Lactuca sativa*) e couve manteiga (*Brassica oleracea*), sendo 4 canteiros em HM1 e HM2, 3 canteiros em HP, 2 canteiros em HP, e 1 canteiro em HCPRA. Foram coletadas 10 amostras de cada canteiro onde havia o cultivo das olerícolas, obedecendo uma representatividade amostral em cada área estudada. As amostras de solo, de cada área, foram homogeneizadas e cerca de 500 g foram retirados, armazenados em sacos pretos e devidamente identificados (HM1, HM2, HEV, HP e HCPRA). Após secagem em estufa com circulação de ar a 60 °C por 24 horas, as amostras foram maceradas em Gral e peneiradas em peneira de 0,2 mm.

As amostras de solo foram avaliadas para as concentrações de ET (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn) conforme o protocolo EPA 3051A. Para tal, para cada amostra, triplicatas de 250 mg de solo foram pesadas. Em seguida, foi adicionada uma solução de 9 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃) e 3 mL ácido clorídrico concentrado (HCl) (na proporção 3:1). Após 20 minutos de pré-digestão em temperatura ambiente, as amostras foram digeridas, conforme protocolomencionado, em micro-ondas (Mars Xpress 6, CEM). A determinação das concentrações de ET foi feita por meio de espectroscopia de emissão óptica com plasma induzido (ICP-OES) (USEPA, 2007). Para garantir a qualidade das análises no ICP-OES foi utilizado o padrão para ET da Marca SpecSol®, 1.000 mg.L⁻¹.

3.4.4 Avaliações de água

Amostras de água (500 mL) utilizada para irrigação das hortas foram coletadas em frascos estéreis de borosilicato identificadas (HM1, HM2, HEV, HP e HCPRA), conservadas em geladeira até processamento. Essas amostras foram avaliadas quanto à presença e concentração de ET (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn), segundo o protocolo EPA 3015a (Mars Xpress 6, CEM). As avaliações foram

feitas em triplicatas. Para tal, a 18 mL da amostra de H_2O , foram adicionados 2 mL de HNO_3 concentrado e 0,4 mL de HCl concentrado. Após 20 minutos de pré-digestão, as amostras foram digeridas em micro-ondas (Mars Xpress 6, CEM) e as concentrações de ET determinadas com o uso de ICP-OES (KINUTHIA et al., 2020).

3.4.5 Análises de plantas

A escolha das espécies vegetais estudadas obedeceu a três critérios: o ciclo curto, disponibilidade em ponto de colheita nas hortas e por serem as mais consumidas segundo relato das pessoas envolvidas nas hortas comunitárias. Em cada horta foram coletadas 10 plantas (folhas da parte aérea – correspondente à parte comestível das plantas) de alface lisa e de couve. Após lavagem em água destilada, as plantas foram secas em estufa com circulação de ar forçada a 55 °C, por 72 horas. O material vegetal seco até estabilização, homogeneizado e triturado em Moinho de facas tipo Willye (Modelo STAR FT-60 Macro). Três subamostras (200 mg) de cada planta foram utilizadas nas avaliações de ET.

Para a digestão do material vegetal foi utilizado o protocolo usado nos laboratórios de Mineralogia de Solos e Nutrição Mineral de Plantas (Setor de Ciências Agrárias da UFPR). Às amostras foram adicionados 4 mL de HNO_3 concentrado e 1 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) 30% (v/v). Após pré-digestão por 30 minutos em temperatura ambiente, adicionou-se 8 mL de H_2O Milli-Q®, e procedeu-se a digestão em micro-ondas (Mars Xpress 6, CEM), usando rampa de aquecimento por 20 minutos para aumentar a temperatura a 180 °C com potência de 1800 W; esta temperatura foi mantida por 15 minutos e o resfriamento durou 15 minutos. Após resfriamento, o material foi filtrado quantitativamente para balão volumétrico de 25 mL, utilizando papel de filtro de filtragem lenta faixa azul. A quantificação das concentrações foi realizada por ICP-OES (ANDRADE et al., 2009; CARMO et al., 2000; SADZAWKA et al., 2004).

3.4.6 Limites recomendados

A verificação do enquadramento das amostras de solo e água, bem como a segurança de alimentos (níveis aceitáveis à saúde humana), dentro dos limites considerados aceitáveis para ET, foi realizada após a revisão acerca dos limites padrão regulamentados no Brasil (Ministério da Saúde, Ministério do Meio Ambiente e Mercosul), Estados Unidos (USEPA), Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (Codex Alimentarius-FAO/WHO), Canadá e China. Observou-se que o limite máximo aceitável para cada ET, seja para solo, água ou plantas olerícolas, varia entre diferentes países. Além disso não foi encontrada informações disponíveis para todos os ET (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn), sendo que na maioria das regulamentações são considerados preferencialmente aqueles elementos considerados mais prejudiciais ao meio ambiente e à saúde humana (ANTONIADIS et al., 2019; BRASIL, 2009, 2011, 2013, 2021; FAO-WHO, 2019; HFBRASIL, 2021; KINUTHIA et al., 2020; USEPA, 2022).

As concentrações de elementos traço encontradas nas amostras coletadas foram então, comparadas com os limites padrão disponíveis na literatura (STASZEWSKI et al., 2015), a fim de estabelecer os níveis de contaminação por ET na água de irrigação, no solo de cultivo e nas plantas cultivadas nas diferentes hortas urbanas.

3.4.7 Análises de dados

Os dados foram submetidos ao teste de normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade (Bartlett). Na ausência de normalidade os dados foram transformados. Os dados foram avaliados utilizando-se análise de variância (ANOVA). Quando diferenças foram detectadas pela ANOVA, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o Software JMP® versão 13 (SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA).

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Concentrações limítrofes de elementos traço

Os limites máximos tolerados para ET em diversas matrizes estão evidenciados na TABELA 4. Tais limites foram utilizados como balizadores para estabelecer a presença de ET em concentrações acima das permitidas nas amostras coletadas nas hortas urbanas.

3.5.2 Elementos traço na água

Na TABELA 3 são apresentados os elementos detectados, bem como as respectivas concentrações encontradas nas águas de irrigação utilizadas nas diferentes hortas urbanas. Não houve detecção de As, Cd, Cr, Pb e Ni em nenhuma das amostras.

TABELA 3 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE ELEMENTOS TRAÇO DETECTADOS PARA AS AMOSTRAS DE ÁGUA DE IRRIGAÇÃO COLETADAS EM DIFERENTES HORTAS URBANAS DE CURITIBA, PR, BRASIL.

Hortas	Elementos traço (mg.L ⁻¹)			
	Cu	Fe	Mn	Zn
Esquina verde	0,013ns	0,393ns	nd	0,494ns
Marumbi 1	0,013ns	0,143ns	nd	0,955ns
Marumbi 2	0,019ns	0,215ns		0,763ns
Pantanal	0,020ns	0,224ns	0,010	1,454ns
CPRA	0,020ns	0,147ns	nd	0,646ns

Médias foram comparadas pelo Teste Tukey ($p < 0,05$). ns = não significativo
nd = não detectado

FONTE: O Autor (2022)

A água usada na irrigação para as áreas HEV, HM1, HM2 e HP, é potável e sua qualidade é de responsabilidade da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), enquanto a água usada na irrigação na área HCPRA é superficial e oriunda do Rio Canguiri, passando pela Fazenda Experimental Canguiri (UFPR) sentido CPRA. Observa-se, entretanto, que apesar da distinção da fonte, não houve diferenças significativas entre as concentrações de ET na água de irrigação utilizada nas diferentes hortas. Embora Mn tenha sido identificado na água de irrigação de HP, o elemento não apresenta concentração superior a determinada pelos limites máximos recomendados (TABELA 4). Similarmente, independente da horta, a concentração de Cu na água está em conformidade com os limites estabelecidos (TABELA 4). A concentração de Fe na água de irrigação está dentro do limitetolerado para água doce e potável conforme os padrões do Brasil e EUA (TABELA 4). Embora concentrações de Zn tenham sido detectadas nas águas de irrigação dashortas, a legislação brasileira não informa limite máximo para este elemento traço para água doce e potável (BRASIL, 2017). As concentrações de Zn também, estão dentro dos limites estabelecidos para água potável e usada na irrigação nos EUA (TABELA 4).

Estes resultados diferem do estudo feito por Kinuthia et al. (2020) quando avaliaram os níveis de metais pesados em amostras de águas e de solo na área urbana e periurbana de Nairóbi (Quênia) e encontraram concentrações de Pb acima das estabelecidas pela USEPA e OMS. Singhe e Kumar (2006), ao investigar a poluição por ET em solos, água de irrigação e vegetais em Delhi (Índia), também encontraram níveis de contaminação por Cu, Zn, Pb e Cd, superiores aos limites máximos recomendados pela OMS para água e vegetais.

As águas utilizadas para irrigação nas áreas estudadas, hortas urbanas em Curitiba e Região Metropolitana, não apresentam concentração de ET em níveis acima dos permitidos.

3.5.3 Elementos traço no solo

Na TABELA 5 são apresentados os resultados dos elementos traço detectados, assim como a concentração dos mesmos nos solos das diferentes hortas urbanas. Não houve detecção de Cd nas amostras de solo de nenhuma das hortas

urbanas. Em geral, independente da horta estudada a seguinte ordem de concentração de ET foi observada: $Ni < As < Pb < Cu < Cr < Zn < Mn < Fe$.

As concentrações de todos os ET estudados nos solos das hortas urbanas se encontram dentro dos limites máximos toleráveis (TABELA 4). Observou-se, entretanto, que as concentrações de ET nos solos de HP figuram entre as mais elevadas (TABELA 5). Isso, possivelmente, ocorre devido às características e localização da área onde está instalada a horta: um terreno urbano mais baixo e próximo ao pátio de manobras, manutenção e abastecimento de locomotivas de trens da concessionária de trens Rumo.

Este fato também foi relatado por Staszewski et al. (2015) em estudo que avaliou solos e plantas em área de tráfego e manobras de trens ao norte de Vasóvia (Polônia). Galera e Staszewski (2012) também, mostram que o tráfego de trens é fonte de poluição do meio ambiente. Similarmente, juntamente com HP, as concentrações de Cr, Cu, Pb e Zn na HCPRA figuraram entre as mais altas (TABELA 5). Todavia, há que se considerar que a maioria dos solos na localidade são Organossolos, ricos em matéria orgânica, a qual desempenha papel fundamental na adsorção de metais, podendo ocorrer, portanto, maior imobilização destes elementos na matriz solo e, portanto, sua menor biodisponibilidade para as plantas desta horta periurbana (CARDOSO, 2020).

Todos os solos das áreas estudadas não apresentam concentração de ET em níveis acima dos permitidos. É importante destacar que, cada país, adota critérios diferentes quanto ao estabelecimento de limites de concentração de ET em amostras ambientais, que variam também quanto à destinação de uso do solo. Por exemplo, nos EUA, a USEPA (2021), os limites máximos aceitáveis diferentes para solo de área residencial, industrial ou de uso agrícola (ANTONIADIS et al., 2019).

3.5.4 Elementos traço em alface

Na FIGURA 2, estão representadas as concentrações de As, Cr, Cu, Fe, Mn e Zn detectadas nas amostras de plantas de alface coletadas nas hortas urbanas, bem como em plantas adquiridas em supermercado (SM). Cd, Ni e Pb não foram detectados ($< LQP$) em nenhuma das amostras.

TABELA 4 - LIMITE MÁXIMO TOLERADO PARA ELEMENTOS TRAÇO ANALISADOS PARA SOLO, ÁGUA E HORTALIÇAS FOLHOSAS EM DIFERENTES PAÍSES.

Organização ou País	Variável	Limite máximo tolerado para os elementos traço analisados (mg.Kg ⁻¹ ou mg.L ⁻¹)										Referências
		As	Cd	Cr (V)	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn		
BRASIL	Água potável	0,01	0,005	0,05*	2	2,4	0,1	0,07	0,01	n.i		BRASIL (2013); BRASIL (2021)
	Solo	15	1,3	75*	60	n.i	n.i	30	72	300		BRASIL (2009); BRASIL (2011)
	Hortaliça folhosa	0,3	0,2	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i	0,3	n.i		
EUA	Água potável	0,01***	0,005	0,1*	1,3**	n.i	0,05	0,02	0,015***	5****		USEPA (1993); USEPA (2005)
	Solo (área residencial)	n.i	0,48	11	n.i	n.i	n.i	72	200	n.i		USEPA (2011); USEPA (2021)
	Hortaliça	n.i	0,2	2,3*	n.i	n.i	n.i	n.i	0,3	n.i		USEPA (1996); Kinuthia et al. (2020)
FAO / OMS	Águas naturais	0,1	0,003	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i	0,01	n.i		FAO/WHO (2019)
	Hortaliça folhosa	n.i	0,2	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i	0,3	n.i		FAO/WHO (2021)
CHINA	Solos	n.i	0,3-0,6	150-300	n.i	n.i	n.i	40-60	80	n.i		Kinuthia et al. (2020)
	Hortaliça folhosa	0,5	0,2	0,5	n.i	n.i	n.i	n.i	0,3	n.i		Antoniadis et al. (2019)

* Cr total. ** Cu dissolvido. *** A meta máxima para nível contaminante considerando a saúde pública para As e Pb é zero, porque nenhum nível é considerado seguro, porém a USEPA fixou este valor de referência para monitoramento da água potável. **** A USEPA recomenda padrões secundários para sistemas de água potável. Não informado (n.i).
FONTE: O Autor (2022)

TABELA 5 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DOS ELEMENTOS TRAÇO DETECTADOS PARA AS AMOSTRAS DE SOLOS COLETADAS NAS HORTAS URBANAS DE CURITIBA, PR, BRASIL

Hortas	Elementos Traço (mg.Kg ⁻¹)						
	As ^{***}	Cr [*]	Cu [*]	Fe	Mn	Ni [*]	Zn [*]
Esquina verde	8,35 ± 0,11 c	28,52 ± 0,88 a	18,03 ± 0,39 c	14020,65 ± 163,69 cd	100,69 ± 1,14 bc	6,83 ± 0,07 a	61,92 ± 0,59 b
Marumbi 1	9,41 ± 0,31 b	25,61 ± 1,85 ab	20,73 ± 0,72 b	17840,94 ± 899,30 ab	140,22 ± 33,54 ab	5,00 ± 0,20 c	48,52 ± 3,54 bc
Marumbi 2	3,97 ± 0,30 e	17,14 ± 0,43 b	16,78 ± 0,59 c	15854,62 ± 988,82 bc	95,62 ± 23,81 c	3,87 ± 0,18 d	39,93 ± 6,61 c
Pantanal	10,65 ± 0,31 a	29,44 ± 1,54 a	24,26 ± 1,31 a	18845,94 ± 444,60 a	344,44 ± 116,91 a	8,66 ± 0,62 a	97,28 ± 7,86 a
CPRA	5,78 ± 0,00 d	29,09 ± 0,00 a	23,62 ± 0,00 a	8373,71 ± 0,00 d	79,97 ± 0,00 c	6,36 ± 0,00 b	80,90 ± 0,00 a

Concentrações médias de elementos traço ± o Erro Padrão (EP). * Limites de quantificação no ICP-OES (0,01). ** Limites de quantificação no ICP-OES (0,02).

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não diferem significativamente quanto as concentrações do elemento traço pelo Teste Tukey (p < 0,05).

FONTE: O Autor (2022)

Arsênio só foi detectado em plantas de alface provenientes da HCPRA e do SM, onde ocorreu em maior concentração (FIGURA 2A). Em comparação com os níveis limites padrão para Brasil de $0,30 \text{ mg.kg}^{-1}$ e China de $0,50 \text{ mg.kg}^{-1}$, para hortaliças folhosas (TABELA 4), as concentrações de As observadas nas amostras de SM encontram-se acima do recomendado.

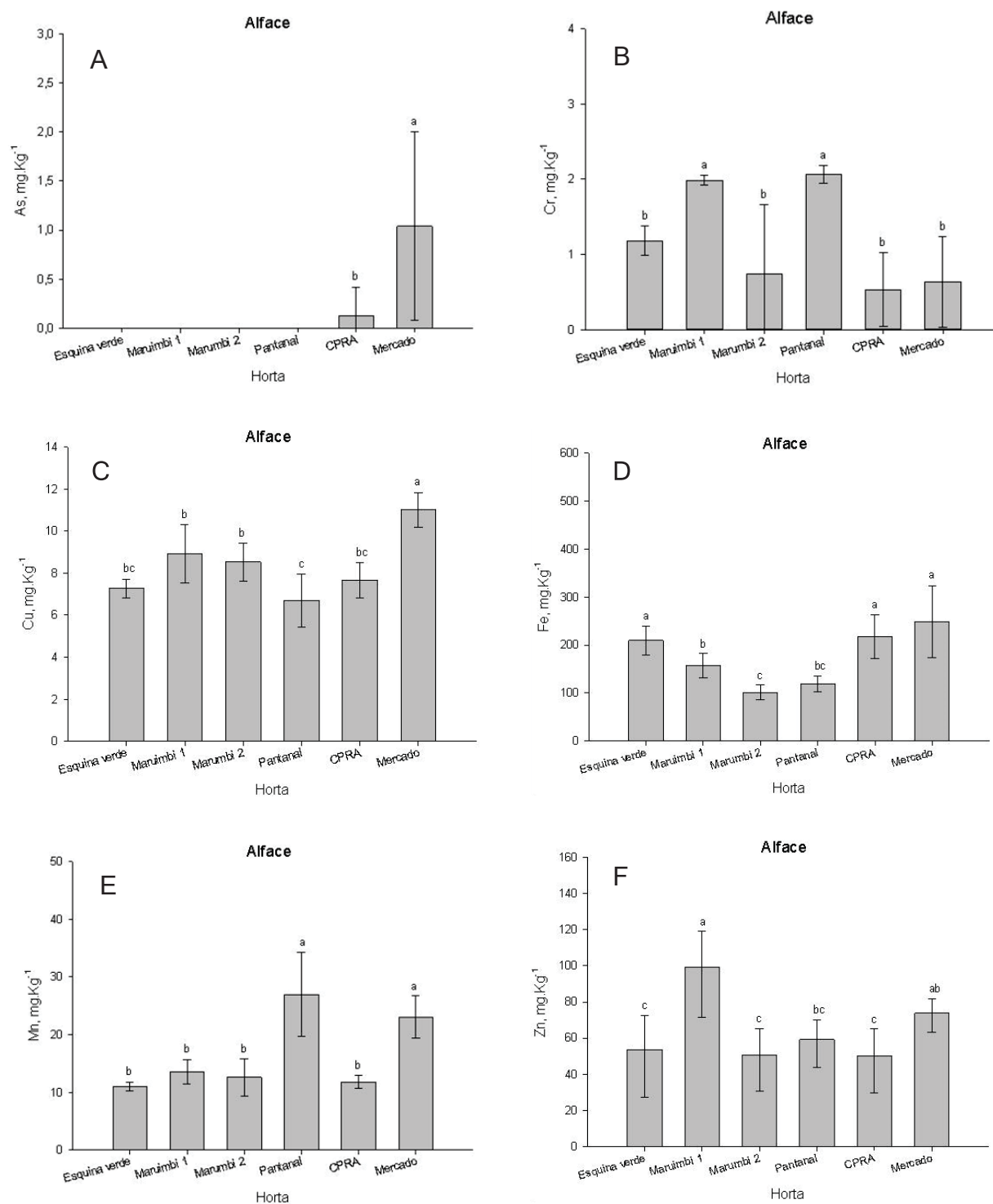
Similarmente ao observado no presente estudo, Bati, Mogobe e Masamba(2017), relatam níveis elevados de As de até $4,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ em hortaliças folhosas comercializadas em supermercado. Estes autores atribuem este fato às práticas, provavelmente, adotadas na agricultura convencional, uso intensivo de fertilizantes industrializados, herbicidas, pesticidas e, eventualmente, de águas residuais na irrigação. Em um outro estudo, Ramirez-Andreotta et al. (2013)expuseram que plantas das famílias Asteraceae e Brassicaceae são potencialmente acumuladoras de As, sendo capazes de acumular o metaloide na faixa entre $0,01$ a $23,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ de peso seco.

O arsênio é um elemento tóxico à saúde humana, e as concentrações de As observadas acima dos limites recomendados, para plantas provenientes do SM, indicam que há que se atentar para um melhor monitoramento da produção de olerícolas comerciais, a fim de garantir a segurança de alimentos.

Em contrapartida, observa-se que a produção de alface nas hortas urbanas estudadas não apresenta risco à saúde humana quando considerado o As. Deacordo com a Organização Mundial de Saúde (OMS), o consumo diário tolerável de As para humanos é de $0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$ de massa corporal por dia (WHO, 2019). Dessa forma, uma pessoa de 70 kg poderia ingerir diariamente até 0,21 mg de As, o que corresponderia a aproximadamente 1,61 Kg de alface produzida no HCPRA (onde As foi encontrado em uma concentração média de $0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018) em estudo realizado em 2018, o consumo de alface ficou em $0,69 \text{ kg.ano}^{-1}$ por pessoa, no Brasil (HFBRASIL, 2021), o equivalente a ingestão de, aproximadamente, 0,09 mg de As em um ano –o que está dentro dos limites permitidos. Entretanto, há que se ressaltar que a alface não é a única possível fonte de As para a população e que sua concentração nos produtos da HCPRA deve ser monitorada.

O solo da HCPRA é um Organossolo, portanto rico em matéria orgânica (MO), sendo possível que o As detectado nas folhas de alface desta área tenham relação com o a dinâmica e maior biodisponibilidade deste metaloide em solos ricos

FIGURA 2- MOSTRA AS MÉDIAS DAS CONCENTRAÇÕES COM O DESVIO PADRÃO PARA OS ELEMENTOS TRAÇO DETECTADOS NAS PLANTAS DE ALFACE.



FONTE: O Autor (2022)

em MO, conforme relatado por KABATA-PENDIAS (2011) e MEUNIER, KOCH e REIMER (2011). De acordo com Norton et al. (2013) em solos não poluídos onde plantas de arroz acumularam As na parte aérea, trabalhos dos autores sugerem que as espécies de arsênico orgânico metilado podem ser originárias do solo. Kabata-Pendias (2011) cita que a MO desempenha papel relevante no transporte de cátions presentes no solo e na água como quelatos, fornecendo esses íons para as raízes das plantas.

A detecção de As nas folhas de alface da HCPRA corresponde ao exposto por GUSMAN et al. (2013), que indicaram a potencial tolerância desta planta à exposição por As, mantendo a capacidade de manter teores de nutrientes essenciais.

A concentração de Cr nas plantas de alface das hortas HP e HM1, 2,06 e 1,99 mg.kg⁻¹, respectivamente, foram significativamente mais elevadas em relação às demais áreas e SM (FIGURA 2B). O teor médio para as amostras de alface das hortas estudadas é 1,30 mg.kg⁻¹. Para as amostras de alface provenientes do SM, a concentração foi de 0,64 mg.kg⁻¹, inferior a observada em estudo de exposição de plantas de alface ao Cr 2,4 mg.kg⁻¹, porém superior à observada por Chang et al. (2014) para amostras de plantas de alface comercializadas em supermercado 0,13 mg.kg⁻¹.

A recomendação de ingestão mínima diária de Cr é de 0,005 mg.kg⁻¹ para um adulto (BRASIL, 2018). O teor médio para as plantas de alface produzidas nas hortas estudadas é maior do que a recomendação mínima de consumo diário de Cr, podendo contribuir com o fornecimento diário deste nutriente. Considerando o consumo de alface por pessoa (0,69 kg.ano⁻¹) e o teor médio encontrado, equivale a ingestão anual de, aproximadamente, 0,9 mg.kg⁻¹ de cromo (HFBASIL, 2021). Além disso, as concentrações de Cr total não excederam os limites recomendados para hortaliças folhosas considerado a legislação (TABELA 4), demonstrando que sua produção nas hortas estudadas é segura.

As amostras do SM apresentaram a maior concentração de Cu (FIGURA 2C). A recomendação de ingestão diária de Cu, segundo a *United States Food and Drug Administration* (USFDA, 2021) é de 0,7 a 0,9 mg.dia⁻¹ para um adulto saudável (PANG; MACINTOSH; RYAN, 2001). No Brasil, a recomendação mínima de ingestão diária para uma pessoa adulta é de 0,135 mg (BRASIL, 2018). No presente estudo, a concentração média de cobre encontrada nas plantas de alface das hortas

estudadas foi de $7,81 \text{ mg.kg}^{-1}$. Considerando o consumo por pessoa de $0,69 \text{ kg.ano}^{-1}$, a alface produzida nas hortas pode fornecer $5,39 \text{ mg.ano}^{-1}$ de Cu.

Na legislação pesquisada não são informados os limites máximos recomendados para este metal em hortaliças folhosas (TABELA 4). O teor médio para alface cultivada nas hortas superou a recomendação de ingestão mínima diária, sendo este alimento seguro ao consumo humano.

As concentrações de Cu quantificadas neste trabalho são maiores do que as encontradas em alface por França et al. (2017) que, no estudo realizado em área de agricultura convencional da região periurbana de Pernambuco (Brasil), mostram concentrações de cobre em plantas de alface que variaram de 3,7 a $5,3 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Em relação ao Fe, os maiores níveis foram encontrados em amostras de SM, HCPRA e HEV (FIGURA. 2D). No Brasil, a recomendação ingestão diária de ferro para uma pessoa adulta é $2,7 \text{ mg}$ (BRASIL, 2018). A concentração média de ferro encontrada em alface nas hortas estudadas foi de $154,09 \text{ (mg.kg}^{-1})$, excedendo a quantia diária recomendada pelo OMS. Os limites máximos recomendados para este metal em hortaliças folhosas não constam na legislação pesquisada (TABELA 4). Mais uma vez, considerando o consumo de $0,69 \text{ kg.ano}^{-1}$, a alface cultivada nas hortas estudadas é capaz de fornecer $106,32 \text{ mg.ano}^{-1}$ de Fe, podendo servir como fonte de alimento segura para este nutriente.

No trabalho de Nali et al. (2009) a concentração média de ferro para as amostras de alface adquiridas em supermercado foi de 560 mg.kg^{-1} e para uma área urbana de 450 mg.kg^{-1} , superiores aos níveis encontrados para SM e hortas urbanas avaliadas na presente pesquisa.

As maiores concentrações de Mn foram observadas nas amostras de HP e SM (FIGURA 2E). No Brasil, o limite mínimo para ingestão diária é $0,35 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Mn para uma pessoa adulta (BRASIL, 2018). O nível médio de manganês detectado em alface nas hortas urbanas foi de $15,18 \text{ (mg.kg}^{-1})$, quantidade superior a necessidade de consumo diário recomendado pelo Ministério da Saúde. Os limites máximos recomendados para manganês em hortaliças folhosas não são informados na legislação pesquisada (TABELA 4). Ao considerar o consumo de $0,69 \text{ kg.ano}^{-1}$ para esta hortaliça, a alface produzida nestas hortas contribui com a ingestão de $10,47 \text{ mg.ano}^{-1}$ deste elemento, sendo considerada fonte segura para aquisição de manganês.

Em estudo com plantas de alface obtidas em supermercado e área urbana, Nali et al. (2009) observaram os teores médios de 45 mg.kg⁻¹ em amostras de supermercado e 85 mg.kg⁻¹ em amostras de área urbana. Staszewski et al. (2015) relatam teor médio de 75,3 mg.kg⁻¹ em planta de *Sonchus oleraceus* da família Asteraceae em área de ferrovia. Em ambos os estudos, os teores de manganês encontrados foram superiores ao observado neste trabalho.

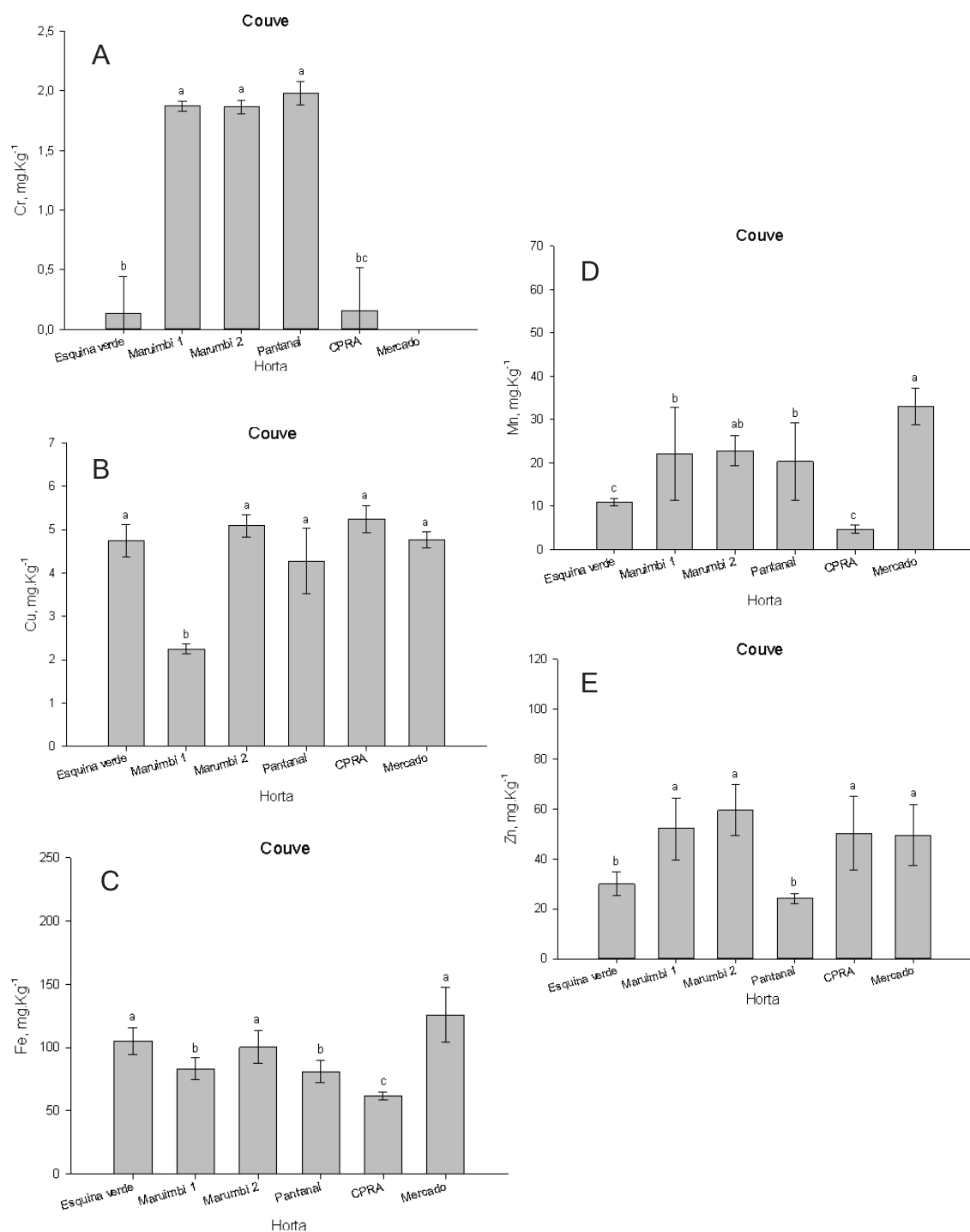
A maior concentração de Zn foi observada em HM1, 99,28 mg.kg⁻¹ (FIGURA 2F). No Brasil, a recomendação para ingestão diária de zinco é 1,65 mg.kg⁻¹ para uma pessoa adulta (BRASIL, 2018). O teor médio de Zn para as amostras de alface das hortas urbanas deste estudo foi de 62,60 mg.kg⁻¹, superior a necessidade de ingestão diária recomendada pela OMS. Se for considerado o consumo de 0,69 kg.ano⁻¹, a alface cultivada nas hortas estudadas pode fornecer 43,19 mg.ano⁻¹ de Zn. Os limites máximos recomendados para teores de zinco em hortaliças folhosas não são informados na legislação (TABELA 4). Portanto, considera-se que a alface das hortas estudadas pode servir como fonte de alimento segura para o fornecimento diário de zinco.

França et al. (2017) relatam concentrações médias de Zn entre 28,5 a 83,1 mg.kg⁻¹ em alface de hortas em área periurbana de Pernambuco (Brasil), corroborando com a variação nos níveis observados nas hortas estudadas neste trabalho em Curitiba (Brasil). Contudo, os teores mínimo e máximo observados no presente trabalho foram superiores ao estudo citado. Em outro estudo com plantas de alface, em área impactada por tráfego de veículos e ferrovia, em Castelfiorentino (Itália), Nali et al. (2009) encontraram o teor médio de 75 mg.kg⁻¹, ou seja, acima da concentração média observada para as amostras de alface das hortas estudadas.

3.5.5 Elementos traço em couve

Na FIGURA 3 estão representados os níveis para Cr, Cu, Fe, Mn e Zn, detectados nas amostras de plantas de couve provenientes das hortas urbanas e de supermercado. Os elementos traço As, Cd, Ni e Pb não foram detectados (< LQP) em nenhuma amostra. Como não foi encontrado em literatura referências relacionadas ao acúmulo de ET, especificamente, para *Brassica oleracea* (couve), buscou-se estudos envolvendo espécies pertencentes à família Brassicaceae.

FIGURA 3 - MOSTRA AS MÉDIAS DAS CONCENTRAÇÕES COM O DESVIO PADRÃO PARA OS ELEMENTOS TRAÇO DETECTADOS NAS PLANTAS DE COUVE.



FONTE: O Autor (2022)

O IBGE (2018) cita que um consumo anual por pessoa de 10 hortaliças, porém não há informação relacionada ao consumo diário por pessoa para couve no Brasil (HFBRASIL, 2021).

A FIGURA 3A mostra as maiores concentrações de Cr para amostras de couve em HP, HM1 e HM2. Para as amostras de couve de SM não houve detecção a $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ ($< \text{LQP}$). A recomendação mínima de ingestão diária de Cr é de $0,005 \text{ mg.kg}^{-1}$ para um adulto (BRASIL, 2018). O teor médio de Cr para as amostras de couve nas hortas urbanas estudadas foi de $1,20 \text{ mg.kg}^{-1}$, acima da recomendação mínima do OMS. Os limites máximos recomendados de Cr para hortaliças folhosas não são informados na legislação (TABELA 4). As plantas de couve produzidas nas hortas são alternativa de alimento seguro para a ingestão de Cr.

Bati, Mogobe e Masamba (2017) não detectaram concentrações de Cr para amostras de repolho (*Brassica oleracea* var. *capitata*) em área de cultivo periurbano, mas verificaram teor médio de $0,36 \text{ mg.kg}^{-1}$ em amostras coletadas em supermercados. Estudo de Chang et al. (2014) relata $0,23 \text{ mg.kg}^{-1}$ em couve chinesa (Brassicaceae). Em ambos estudos os teores médios de cromo foram inferiores ao teor médio que encontramos para as hortas estudadas na presente pesquisa.

Os maiores níveis de Cu foram observados nas amostras de couve em HEV, HM2, HP, HCPRA e SM (FIGURA 3B). O teor médio de Cu considerando as amostras de couve das hortas estudadas foi $4,32 \text{ mg.kg}^{-1}$. No Brasil, a recomendação mínima de ingestão diária para uma pessoa adulta é de $0,135 \text{ mg}$ de cobre (BRASIL, 2018). Na legislação pesquisada não são informados os limites máximos recomendados para este metal em hortaliças folhosas (TABELA 4). O teor médio de Cu para couve cultivada nas hortas urbanas estudadas excedeu a recomendação de ingestão mínima diária, sendo a couve destas hortas alternativa segura de alimento para aquisição de Cu.

Bati, Mogobe, Masamba (2017) relatam concentração média de Cu para repolho (Brassicaceae) adquirido em supermercados de $8,06 \text{ mg.Kg}^{-1}$, acima do encontrado para SM $4,77 \text{ mg.kg}^{-1}$ no presente estudo.. No trabalho de Radulescu et al. (2013) em que foram avaliadas plantas de couve cultivadas em hortas de área urbana e periurbana, foi encontrado $14,23 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Cu, também acima do observado no presente trabalho.

As maiores concentrações de Fe nas amostras de couve foram observadas em SM, HM2 e HEV (FIGURA 3C). A concentração média de Fe para amostras de

couve das hortas estudadas foi 86,37 mg.kg⁻¹. A recomendação mínima de ingestão diária de ferro é de 2,7 mg (BRASIL, 2018). Não há informação quanto aos limites máximos recomendados para Fe em hortaliças folhosas na legislação pesquisada (TABELA 4). O teor médio de Fe para couve cultivada nas hortas urbanas estudadas foi superior ao limite mínimo de ingestão diária recomendada pela OMS, sendo a couve destas hortas um alimento seguro para aquisição de Fe.

Em outros trabalhos, autores obtiveram concentrações médias de Fe para *Brassica napus*, de 94,5 mg.kg⁻¹ e 33,1 mg.kg⁻¹ para *Brassica oleracea* var. *capitata*, em amostras de plantas obtidas de supermercado (BATI; MOGOBE; MASAMBA, 2017), ambas inferiores ao teor médio encontrado para SM (125,78 mg.kg⁻¹) no presente estudo. Em trabalho com couve, de hortas urbanas e periurbanas, Radulescu et al. (2013) observaram teor médio de 206,34 mg.kg⁻¹ de Fe, valor superior ao nível médio encontrado para as plantas de couve das hortas estudadas neste trabalho.

Maior concentração de Mn foi observada para amostras de couve de SM, 33,3 mg.kg⁻¹ (FIGURA 3D). A concentração média de Mn em amostras de couve das hortas estudadas foi 16,18 mg.kg⁻¹. A recomendação mínima de ingestão diária de Mn é de 0,35 mg para uma pessoa adulta (BRASIL, 2018). Não há informação quanto aos limites máximos recomendados para Mn em hortaliças folhosas na legislação revisada (TABELA 4). O nível médio de Mn para couve das hortas estudadas foi superior ao limite mínimo de ingestão diária recomendado pelo OMS, sendo estas olerícolas uma fonte segura para ingestão de Mn.

Harmanescu et al. (2011) reportaram concentrações de Mn em plantas de repolho (*Brassica oleracea* var. *capitata*) cultivadas em áreas de agroecologia, mineração e indústrias, em região urbana e periurbana de 3,85, 10,47 e 9,15 mg.kg⁻¹, respectivamente.

No presente trabalho, observou-se concentração maior na horta agroecológica (HCPRA) de 4,70 mg.kg⁻¹, sendo as concentrações de manganês encontradas em couve para todas as hortas urbanas estudadas [HEV (10,67 mg.kg⁻¹), HM1 (22,11 mg.kg⁻¹), HM2 (22,28 mg.kg⁻¹) e HP (22,33 mg.kg⁻¹)], superiores às observadas por Harmanescu et al. (2011). Bati; Mogobe e Masamba (2017) relatam teor de Mn para repolho adquirido em supermercado de 38,6 mg.kg⁻¹, superior ao observado no presente estudo SM (33,02 mg.kg⁻¹).

As maiores concentrações de Zn em couve foram em HM1, HM2, HCPRA e SM (FIGURA 3E). O nível médio de Zn em amostras de couve para as hortas estudadas foi $43,24 \text{ mg.kg}^{-1}$. A OMS recomenda o limite mínimo de ingestão diária de 1,65 mg de zinco para uma pessoa adulta (BRASIL, 2018). Na legislação revisada não foram encontradas informações quanto aos limites máximos recomendados para Zn em hortaliças folhosas (TABELA 4).

A concentração média de Zn para couve das hortas estudadas foi superior ao limite mínimo de ingestão diária recomendada pela OMS, apresentando-se seguras para a alimentação humana, podendo servir como fonte de aquisição de zinco. Harmanescu et al. (2011) observaram concentrações médias de Zn em repolho, para área de agroecologia, mineração e industrial, em hortas urbanas e periurbanas, de 16,30, 8,51 e $3,28 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. Estes resultados estão abaixo das concentrações de Zn observadas nas amostras de couve das hortas estudadas no presente trabalho, HM2 ($59,51 \text{ mg.Kg}^{-1}$), HM1 ($52,14 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e HCPRA ($50,52 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e H ($22,33 \text{ mg.Kg}^{-1}$]. Bati, Mogobe e Masamba (2017) relataram a concentração de $134,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ em repolho de supermercado. Esta última concentração de Zn está bem acima da encontrada neste trabalho para amostras de SM $49,56 \text{ mg.kg}^{-1}$.

3.6 CONCLUSÕES

Neste trabalho não houve detecção de Cd nas amostras de solos. Os elementos traço detectados em concentrações crescentes foram $\text{Ni} < \text{As} < \text{Pb} < \text{Cu} < \text{Cr} < \text{Zn} < \text{Mn} < \text{Fe}$. Os solos das hortas urbanas e da área de agroecologia estão em conformidade quanto ao limite máximo recomendado para teor destes compostos inorgânicos. As maiores concentrações destes elementos ocorreram para o solo da horta Pantanal, provavelmente, devido à sua localização, próxima ao pátio de abastecimento e oficina de manutenção de locomotivas de trens, o que sugere maior possibilidade de contaminação por ET advinda desta condição do terreno da área.

Nas amostras de água usada na irrigação não houve detecção de As, Cd, Cr, Pb e Ni, sendo que concentrações de Cu, Fe e Zn foram encontradas em amostras de todas as áreas, o Mn apenas para horta Pantanal. As concentrações encontradas

para água estão dentro do estabelecido na legislação e padrões considerados no presente estudo.

Não houve detecção de Cd, Ni e Pb para as amostras de alface e couve. Concentrações de As ocorreram apenas para as amostras de alface da horta CPRA e de SM, sendo que somente o teor médio para amostras de SM ultrapassou o limite máximo recomendado para hortaliças folhosas. As concentrações detectadas de Cr, Cu, Fe, Mn e Zn, em ambas olerícolas estudadas, estão dentro dos padrões recomendados para estes compostos inorgânicos. Ambas as hortaliças cultivadas nas hortas urbanas e na área de agroecologia são seguras para alimentação humana.

3.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

É fundamental o planejamento para trabalhos futuros, uma vez que Curitiba (Brasil) tem mais de 100 hortas urbanas localizadas em variadas condições de terreno. Nesse sentido sugere-se:

- Mapear as áreas considerando possíveis fontes poluidoras para ampliar a investigação de ocorrência de elementos traço, visando contribuir com a segurança de alimentos das comunidades.

- Ampliar o estudo destas áreas para outros poluentes que afetam o solo, a água e podem acumular em plantas, por exemplo, os antibióticos.

Por fim, os resultados para arsênio, obtidos para plantas de alface provenientes de supermercado, demonstram ainda que, é importante uma investigação mais ampla e o monitoramento das hortaliças comercializadas em supermercados.

REFERÊNCIAS

ABEDIN, J.; MEHARG, A. A. Arsenic uptake and accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) irrigated with contaminated water. **Plant and Soil**, v. 240, p. 311-319, 2002.

AHEMAD, M.; KIBRET, M. Mechanisms and applications of plant growth promoting rhizobacteria : Current perspective. **Journal of King Saud University - Science**, p. 1-20, 2013.

ALEXANDER, P. D.; ALLOWAY, B. J.; DOURADO, A. M. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables. **Environmental Pollution**, v. 144, n. 3, p. 736-745, 2006.

ALFARO, M. R. et al. First national-wide survey of trace elements in Cuban urban agriculture. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 37, n. 27, p. 1-7, 2017.

ALGHOBAR, M. A.; SURESHA, S. Evaluation of metal accumulation in soil and tomatoes irrigated with sewage water from Mysore. **Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences**, v. 16, n. 1, p. 49-59, 2017.

ALI, S. M.; YASMIN, A. Open dumping of municipal solid waste and its hazardous impacts on soil and vegetation diversity at waste dumping sites of Islamabad city. **Journal of King Saud University - Science**, v. 26, n. 1, p. 59-65, 2014.

ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability**. 3. ed. Londres-Nova York: Enviromental Polution, Springer, p.1-614, 2013.

ANDRADE, M. G. DE et al. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo: I - Fitoextração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1879-1888, 2009.

AMARI, T. et al. Ecotoxicology and Environmental Safety Implication of citrate ,malate and histidine in the accumulation and transport of nickel in Mesembryanthemum crystallinum and Brassica juncea. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 122-128, 2016.

ANJUM, N. A. et al. Modulation of glutathione and its related enzymes in plants

responses to toxic metals and metalloids - A review. **Environmental and Experimental Botany**, v. 75, p. 307-324, 2012.

ANTISARI, L. V. et al. Heavy metal accumulation in vegetables grown in urban gardens. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 3, p. 1139-1147, 7 jul. 2015.

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.

ANTONIADIS, V. et al. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation - A review. **Earth-Science Reviews**, v. 171, n. June, p. 621-645, 2017.

ANTONIADIS, V. et al. A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment? - A review. **Environment International**, v. 127, p. 819-847, 2019.

ANWAR, S.; NAWAZ, M. F. Uptake and distribution of minerals and heavy metals in commonly grown leafy vegetable species irrigated with sewage water. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188:541, p. 1-10, 2016.

ARORA, M. et al. Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. **Food Chemistry**, v. 111, p. 811-815, 2008.

BADRI, D. V; VIVANCO, J. M. Regulation and function of root exudates. **Plant, Cell and Environment**, v. 32, n. 6, p. 666-681, 2009.

BÆKGAARD, L. et al. A Combined Zinc/Cadmium Sensor and Zinc/Cadmium Export Regulator in a Heavy Metal Pump. **The Journal of Biological Chemistry**, v. 285, n. 41, p. 31243-31252, 2010.

BAETZ, U.; MARTINOIA, E. Root exudates: the hidden part of plant defense. **Trends in Plant Science**, p. 1-9, 2013.

BARBOSA, F. **Curitiba inaugura em junho fazenda urbana com foco em agricultura orgânica.** Globo Rural, 2020. Disponível em: <<https://globo.rural.globo.com/Noticias/Agricultura/noticia/2020/05/curitiba-vai-inau>>. Acesso em: 1 ago. 2020.

BARRUECO, C. R. **Fertilizantes and Environment**. Vol. 66 ed. Dodrecht/Boston/London: KLUWER ACADEMIC PUBLISHERS, 1996.

BARTHEL, S. et al. Global urbanization and food production in direct competition for land: Leverage places to mitigate impacts on SDG2 and on the Earth System. **The Anthropocene Review**, v. 6, n. 1-2, p. 71-97, 2019.

BARTHEL, S.; ISENDAHL, C. Urban gardens, agriculture, and water management: Sources of resilience for long-term food security in cities. **Ecological Economics**, v. 86, p. 224-234, 2013.

BATI, K.; MOGOBE, O.; MASAMBA, W. R. L. Concentrations of Some Trace Elements in Vegetables Sold at Maun Market, Botswana. **Journal of Food Research**, v. 6, n. 1, p. 69, 2017.

BAUDSON, E. et al. Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. **Chemosphere**, v.262, p. 1-9, 2021.

BAUM, C. et al. Heavy-metal mobilization and uptake by mycorrhizal and nonmycorrhizal willows (*Salix × dasyclados*). **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 169, p. 516-522, 2006.

BELLWOOD-HOWARD, I. et al. The role of backyard farms in two West African urban landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 170, p. 34-47, 2018.

BEMPARANÁ. **Em quatro anos, Curitiba ganha pelo menos 39 hortas urbanas**, 2020. Disponível em: <<https://www.bemparana.com.br/noticia/mais-hortas-restaurant-do-capanema-e-mesa-solidaria-garantem-alimentacao-digna-aos-curitibanos#.YsxAZnbMKM8>>. Acesso em: 8 jul. 2022.

BHARGAVA, A. et al. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. **Journal of Environmental Management**, v. 105, p. 103-120, 2012.

BOENTE, C. et al. Trace elements of concern affecting urban agriculture in industrialized areas: A multivariate approach. **Chemosphere**, v. 183, p. 546-556, 2017.

BOHN, H. L.; MANEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil Chemistry**. Third ed. New York: John Wiley e Sons, Inc, 2001.

BRANCO, M. C.; ALCÂNTARA, F. A. DE. Hortas urbanas e periurbanas: o que nos diz a literatura brasileira? **Horticultura brasileira**, v. 29, n. 3, p. 421-428, 2011.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Instrução Normativa nº 28, de 26 de julho de 2018**. Estabelece as listas de constituintes, de limites de uso, de alegações e de rotulagem complementar dos suplementos alimentares. Disponível em: <https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/34380639/do1-2018-07-27-instrucao-normativa-in-n-28-de-26-de-julho-de-2018-34380550>. Acesso em: 14 jan. 2022

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Instrução Normativa nº 88, 26 de março de 2021**. Estabelece os limites máximos tolerados (LMT) de contaminantes em alimentos. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-in-n-88-de-26-de-marco-de-2021-311655598>>. Acesso em: 2 fev. 2022.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Resolução da Diretoria Colegiada nº 487, de 26 de março de 2021**. Dispõe sobre os limites máximos tolerados (LMT) de contaminantes em alimentos, os princípios gerais para o seu estabelecimento e os métodos de análise para fins de avaliação de conformidade. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-rdc-n-487-de-26-de-marco-de-2021-311593455>>. Acesso em: 6 fev. 2022.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Resolução da Diretoria Colegiada nº 22, de 29 de agosto de 2013**. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos Disponível em: <https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.pdf>. Acesso em: 7 fev. 2022.

BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627>. Acesso em: 3 fev. 2022.

BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601>. Acesso em: 29 jan. 2022.

CABRAL, L. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of contaminated areas by trace elements: mechanisms and major benefits of their applications. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 31, p. 1655-1664, 2015.

CAMPS-CALVET, M. et al. Sowing resilience and contestation intimes of crises: The case of urban gardening movements in Barcelona. **Partecipazione e Conflito**, v. 8, n. 2, p. 417-442, 2015.

CARDOSO, E. R. C. **Adsorção de chumbo e Arsênio em compostos orgânicos de Organossolos da região Metropolitana de Curitiba**. 2020. Tese (Doutorado), Agronomia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

CHABUKDHARA, M. et al. Human and Ecological Risk Assessment: An International Heavy metal contamination in vegetables grown around peri-urban and urban- industrial clusters in. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 22, n. 3, p. 736- 752, 2016.

CHANG, C. Y. et al. Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta , South China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 1547-1560, 2014.

CHAUHAN, G.; CHAUHAN, P. U. K. Human health risk assessment of heavy metals via dietary intake of vegetables grown in wastewater. **International Journal of Scientific and Research Publications**, v. 4, n. 9, p. 1-9, 2014.

CHIBUIKE, G. U.; OBIORA, S. C. Heavy Metal Polluted Soils: Effect on Plants and Bioremediation Methods. **Applied and Environmental Soil Science**, p. 1-12, 2014.

CHIROMA, T. M.; ABDULKARIM, B. I.; KEFAS, H. M. The Impact of Pesticide Application on Heavy Metal (Cd , Pb and Cu) Levels in Spinach. **LeonardoElectronic Journal of Practices and Technologies**, n. 11, 117-122, 2007.

CHRISTOPHERSEN, H. M.; SMITH, F. A.; SMITH, S. E. Arbuscular mycorrhizal colonization reduces arsenate uptake in barley via downregulation of transporters in the direct epidermal phosphate uptake pathway. **New Phytologist**, v. 184, p. 962- 974, 2009.

CISZEWSKI, D.; KUBSIK, U.; ALEKSANDER-KWATERCZAK, U. Long-term dispersal of heavy metals in a catchment affected by historic lead and zinc mining. **Journal of Soils and Sediments**, v. 12, p. 1445-1462, 2012.

CLARKSON, D. T.; LIITTGE, U. III. Mineral Nutrition: Divalent Cations , Transport and Compartmentation. In: **Progress in Botany**. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1989. v. 51.p. 93-112.

CLINTON, N. et al. A Global Geospatial Ecosystem Services Estimate of Urban Agriculture. **Earth's Future**, v. 6, n. 1, p. 40-60, 2018.

CLEMENS, S.; PALMGREN, M. G.; KRÄMER, U. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. **Trends in Plant Science**, v. 7, n. 7, p. 309-315, 2002.

COBB, G. P. et al. Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine wastes. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 19, n. 3, p. 600-607, 2000.

CORNU, J. et al. Impact of temperature on the dynamics of organic matter and on the soil-to-plant transfer of Cd , Zn and Pb in a contaminated agricultural soil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 2997-3007, 2016.

CROWLEY, D. E. et al. Mechanisms of iron acquisition from siderophores by microorganisms and plants. **Developments in Plant and Soil Sciences**, v. 43, p. 1-363, 1991.

CURIE, C. et al. Metal movement within the plant: contribution of nicotianamine and yellow stripe 1-like transporters. **Annals of Botany**, v. 103, p. 1-11, 2009.

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.

DALCORSO, G.; FARINATI, S.; FURINI, A. Regulatory networks of cadmium stress in plants. **Plant Signaling and Behavior Behavior**, v. 5:6, p. 663-667, 2010.

DEL VAL, C.; BAREA, J. M.; AZCÓN-AGUILAR, C. Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungus Populations in Heavy-Metal-Contaminated Soils. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, n. 2, p. 718-723, 1999.

DEMIREZEN, D.; AKSOY, A. Heavy metal levels in vegetables in turkey are within safe Limits for Cu, Zn, Ni and Exceeded for Cd and Pb. **Journal of Food Quality**, v.29, p. 252-265, 2006.

DERIBACHEW, B. et al. Selected heavy metals in some vegetables produced through wastewater irrigation and their toxicological implications in eastern Ethiopia. **African Journal of Food Agriculture Nutrition and Development**, v. 15, p. 10013-10032, 2015.

DETERBECK, A. et al. Spatially resolved analysis of variation in barley (*Hordeum vulgare*) grain micronutrient accumulation. **New Phytologist**, p. 1-13, 2016.

DISSANAYAKE, C. B.; CHANDRAJITH, R. Phosphate mineral fertilizers , trace metals and human health. **Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka**, v. 37, n. 3, p. 153-165, 2009.

DONHAM, K. J.; THELIN, A. **Agricultural Medicine: rural occupational and environmental health, safety and prevention**. Second ed. Hoboken,: New Jarsey, 2016, p. 605.

DRABEK, M. Ć. et al. Risk of cadmium, lead and zinc exposure from consumption of vegetables produced in areas with mining and smelting past. **Scientific Reports**, v. 10, n. 3363, p. 1-9, 2020.

DUONG, T. T. T.; LEE, B. Partitioning and mobility behavior of metals in road dusts from national-scale industrial areas in Korea. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 22-23, p. 3502-3509, 2009.

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.

EGENE, C. E. et al. Impact of organic amendments (biochar , compost and peat) on Cd and Zn mobility and solubility in contaminated soil of the Campine region after three years. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 195-202, 2018.

EMAMVERDIAN, A. et al. Plant Defense Response. **The Scientific World Journal**, v. 2015, p. 7-9, 2015.

EMBRAPA. **Métodos de Análises de Tecidos Vegetais Utilizados na Embrapa Solos**. Rio de Janeiro-RJ, Embrapa Solos, circular técnica nº. 6, p. 41, 2000.

EMBRAPA. **Elementos-traço e sua Relação com Qualidade e Inocuidade de Fertilizantes, Corretivos Agrícolas e Resíduos Orgânicos no Brasil**. Documento 252, Embrapa, Planaltina, DF, 2009, p.44.

ENT, A. VAN DER et al. Agromining: Farming for Metals in the Future? **Environmental Science and Technology**, v. 49, p. 4773-4780, 2015.

ERIKSSON, J. E. The influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of Cd added to the soil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 48, n. 1974, p. 317-335, 1989.

EVANS, L. J. Chemistry of metal retention by soils. **Environmental Science and Technology**, v. 23, p. 1046-1056, 1989.

FAO. **Statistical Yearbook**, 2021. Disponível em: <<https://www.fao.org/documents/card/en/c/cb4477en/>>. Acesso em: 2 mar. 2022.

FAO-WHO. **General Standard for contaminants and toxins in food and feed**, 2019. Disponível em: <https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStandards%252FCXS%2B193-1995%252FCXS_193e.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2022.

FAO-WHO. **The state of Food security and nutrition in the World, transforming food systems for food security, improved nutrition and affordable healthy diets for all**, 2021. Disponível em: <<https://www.fao.org/documents/card/en/c/cb4474en>>. Acesso em: 16 jan. 2022.

FAO. **World fertilizer trends and outlook to 2022**. Rome, 2019, p.40.

FRANÇA, F. C. S. S. et al. Heavy metals deposited in the culture of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by the influence of vehicular traffic in Pernambuco, Brazil. **Food Chemistry**, v. 215, p. 171-176, 2017.

FYTIANOS, K. et al. Accumulation of Heavy Metals in Vegetables Grown in an. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, n. May, p. 423-430, 2001.

GABARRÓN, M.; FAZ, A.; ACOSTA, J. Effect of different industrial activities on heavy metal concentrations and chemical distribution in topsoil and road dust. **Environmental Earth Science**, v. 76, n. 129, p. 1-13, 2017.

GALERA, H.; STASZEWSKI, T. Railway Tracks - Habitat Conditions, Contamination, Floristic Settlement - A Review. **Environment and Natural Resources Research**, v. 2, n. 1, p. 1-11, 2012.

GARRETT, R. G. Natural Sources of Metals to the Environment. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, p. 37-41, 2010.

GOMES, M. P. et al. Ecophysiological and anatomical changes due to uptake and accumulation of heavy metal in *Brachiaria decumbens*. **Scientia Agricola. (Piracicaba, Brazil.)**, v. 68, n. 5, p. 566-573, 2011.

GOMES, M. P. et al. Impact of phosphate on glyphosate uptake and toxicity in willow. **Journal of Hazardous Materials**, p. 1-32, 2015.

GOMES, M. P. et al. Temperature effects on Zn-responses and Zn-reclamation capacity of two native Brazilian plant species: implications of climate change. **Environmental and Experimental Botany**, p. 1-26, 2018.

GOMES, M. P. et al. Synergistic effects between arbuscular mycorrhizal fungi and rhizobium isolated from As- contaminated soils on the As-phytoremediation capacity of the tropical woody legume *Anadenanthera peregrina*. **International Journal of Phytoremediation**, p. 1-11, 2020.

GUPTA, D. K. et al. Role of phosphate fertilizers in heavy metal uptake and detoxification of toxic metals. **Chemosphere**, v. 108, p. 134-144, 2014.

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.

GUPTA, N.; KHAN, D. K.; SANTRA, S. C. An Assessment of Heavy Metal Contamination in Vegetables Grown in Wastewater-Irrigated Areas of Titagarh , West Bengal , India. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, p. 115- 118, 2008.

GUSMAN, G. S. et al. Plant Physiology and Biochemistry Mineral nutrition and enzymatic adaptation induced by arsenate and arsenite exposure in lettuce plants. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 71, p. 307-314, 2013.

GWOREK, B. et al. Impact of the Municipal Solid Waste Łubna Landfill on Environmental Pollution by Heavy Metals. **Water**, v. 8, p. 1-16, 2016.

HALL, J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 53, n. 366, p. 1-11, 2002.

HANKE, D. et al. Hortas Urbanas Agroecológicas sob Linhas de Transmissão de Energia e o Fortalecimento de Organizações Sociais na Região Sul do Município de Curitiba-PR. **Caderno de Agroecologia**, v. 5, n. 1, p. 1-8, 2010.

HAO, H. et al. The effect of transpiration for heavy metal uptake of hyperaccumulators. **Applied Mechanics and Materials**, v. 178-181, p. 901-904, 2012.

HARMANESCU, M. et al. Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grow in old mining area; a case study: Banat County, Romania. **Chemistry Central Journal**, v. 5, n. 64, p. 1-10, 2011.

HASSINEN, V. H. et al. Plant metallothioneins - metal chelators with ROS scavenging activity? **Plant Biology**, v. 13, p. 225-232, 2011.

HFBRASIL. **Quais são as frutas e hortaliças mais consumidas pelos brasileiros?**, 2021. Disponível em: <<https://www.hfbrasil.org.br/br/hortifruti-cepea-quaes-sao-as-frutas-e-hortalicas-mais-consumidas-pelos-brasileiros.aspx>>. Acesso em: 25 jan. 2022.

HU, L. et al. Exogenous Application of Citric Acid Ameliorates the Adverse Effect of Heat Stress in Tall Fescue (*Lolium arundinaceum*). **Frontiers in Plant Science**, v. 7, p. 1-11, 2016.

HUANG, S. S. et al. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. **Chemosphere**, v. 67, p. 2148- 2155, 2007.

HUANG, Y. et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 159-168, 2018.

IDR-PR. **Centro de Pesquisa em Agroecologia – CPRA**, 2022. Disponível em: <<https://www.idrparana.pr.gov.br/Pagina/Enderecos-e-Contatos>>. Acesso em: 10 fev. 2022.

ISHIMARU, Y. et al. A Rice Phenolic Efflux Transporter Is Essential for Solubilizing Precipitated Apoplasmic Iron in the Plant Stele. **The Journal of Biological Chemistry**, v. 286, p. 24649-24655, 2011.

ISLAM, S. et al. Trace elements concentration in soil and plant within the vicinity of abandoned tanning sites in Bangladesh : an integrated chemometric approach for health risk assessment. **Toxin Reviews**, p. 1-16, 2021.

ITANNA, F. Metals in leafy vegetables grown in Addis Ababa and toxicological implications. **Ethiopian Journal of Health and Development**, p. 296-302, 2002.

JAN, F. A. et al. Multivariate statistical analysis of heavy metals pollution in industrial area and its comparison with relatively less polluted area : A case study from the City of Peshawar and district Dir Lower. **Journal of Hazardous Materials**, v. 176, p. 609- 616, 2010.

JI, Y. et al. Heavy metal accumulation, risk assessment and integrated biomarker responses of local vegetables: A case study along the Le'an river. **Chemosphere**, v. 199, n. 289, p. 361-371, 2018.

JIAO, X. et al. Soil Heavy Metal Pollution and Risk Assessment in Shenyang Industrial District, Northeast China. **PLOS ONE**, p. 1-9, 2015.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. , Taylor and Francis, 2011, p. 533.

KALMAR, B.; GREENSMITH, L. Induction of heat shock proteins for protection against oxidative stress. **Advanced Drug Delivery Reviews**, v. 61, p. 310-318, 2009.

KHAN, S. et al. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. **Environmental Pollution**, v. 152, p. 686- 692, 2008.

KIDD, P. et al. Trace element behaviour at the root – soil interface : Implications in phytoremediation. **Environmental and Experimental Botany**, v. 67, p. 243-259, 2009.

KIM, H. S. et al. Influence of Road Proximity on the Concentrations of Heavy Metals in Korean Urban Agricultural Soils and Crops. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 72, n. 2, p. 260-268, 20 feb. 2017.

KINUTHIA, G. K. et al. Levels of heavy metals in wastewater and soil samples from open drainage channels in Nairobi , Kenya: community health implication. **Scientific Reports**, v. 10, n. 8434, p. 1-13, 2020.

KONLECHNER, C. et al. Expression of zinc and cadmium responsive genes in leaves of willow (*Salix caprea* L.) genotypes with different accumulation characteristics. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 121-127, 2013.

KRÄMER, U. Metal Hyperaccumulation in Plants. **Annual Review Plant Biology**, v. 61, p. 517-534, 2010.

KRZESLOWSKA, M. et al. Pectinous cell wall thickenings formation e A common defense strategy of plants to cope with Pb *. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 354-361, 2016.

KUMAR, K. et al. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation : A review on application and future prospects. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 274-298, 2018.

KUMAR, R.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi , India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 66, p. 258-266, 2007.

LANGEMEYER, J. et al. Urban agriculture - A necessary pathway towards urban resilience and global sustainability? **Landscape and Urban Planning**, v. 210, p. 1-8, 2021.

LENTE, I. et al. Heavy Metal Pollution of Vegetable Crops Irrigated with Wastewater in Accra , Ghana. **West African Journal of Applied Ecology**, v. 22, n. 1, p. 41-58, 2014.

LIMA, M. S. DE; GADENS, L. N. The Urban Void as a Potential Space to Urban Agriculture Study in Curitiba - Brazil. **XI Seminário Internacional de Investigación en Urbanismo**, p. 1-17, 2019.

LI, H. et al. Diversity and heavy metal tolerance of endophytic fungi from six dominant plant species in a Pb e Zn mine wasteland in China. **Fungal Ecology**, v. 5, p. 309-315, 2012.

LIU, H.; PROBST, A.; LIAO, B. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). **Science of the Total Environment**, v. 339, p. 153-166, 2005.

MA, Y. et al. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils Phytoremediation Bioremediation Rhizoremediation. **Biotechnology Advances**, v. 29, p. 248-258, 2011.

MACNEAR, D. H. et al. Application of Quantitative Fluorescence and Absorption- Edge Computed Microtomography to Image Metal Compartmentalization in *Alyssum murale*. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 7, p. 2210-2218, 2005.

MAES, J. **Hortas comunitárias na região Sul de Curitiba**. Disponível em: <<https://www.gazetadopovo.com.br/curitiba/hortas-comunitarias-melhoram-a-saude-e-viram-pontos-de-socializacao-em-curitiba-ckqtnjn6sff7tfewnc2xj78sq/>>. Acesso em: 2 ago. 2020.

MALAVOLTA, E. **Manual de Nutrição Mineral de Plantas**. São Paulo: Ceres, p. 536, 2006.

MANDIWANA, K. L. et al. The solubility of Cr (III) and Cr (VI) compounds in soil and their availability to plants. **Journal of Hazardous Materials**, v. 147, p. 540-545, 2007.

MAPANDA, F. et al. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 107, p. 151-165, 2005.

MARSCHNER, P. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 3. ed., Elsevier, 2012, p. 649.

MEHARG, A. A.; HARTLEY-WHITAKER, J. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. **New Phytologist**, v. 154, p. 29-43, 2002.

MEKASSA, B.; CHANDRAVANSI, B. S. Levels of selected essential and non-essential metals in seeds of korarima (*Aframomum corrorima*) cultivated in Ethiopia. **Brazilian Journal Food Technology**, v. 18, n. 2, p. 102-111, 2015.

MEUNIER, L.; KOCH, I.; REIMER, K. J. Effects of organic matter and ageing on the bioaccessibility of arsenic. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 10, p. 2530-2536, 2011.

MILLALEO, R. et al. Manganese as essential and toxic element for plants: transport, accumulation and resistance mechanisms. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 10, p. 476-481, 2010.

MISHRA, A.; TRIPATHI, B. D. Heavy metal contamination of soil, and bioaccumulation in vegetables irrigated with treated waste water in the tropical city of Varanasi, India. **Toxicological and Environmental Chemistry**, v. 90, n. 5, p. 861- 871, 2008.

MOHANTY, M. **Chapter 6: A Review on Plant Mechanisms for Uptake, Transport and Bio-Concentration of Toxic Heavy Metals**. in: **Heavy metal remediation: transport and accumulation in plants**. 1. ed., Nova York: Nova Science Publishers, 2014, p. 260.

NALI, C. et al. Lettuce plants as bioaccumulators of trace elements in a community of central Italy. **Environ Monit Assess**, v. 149, p. 143-149, 2009.

NAKHAEI, M.; AMIRI, V. An investigation of the potential environmental contamination from the leachate of the Rasht waste disposal site in Iran. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, p. 233-246, 2015.

NASER, H., M., SHIL, N. C., MAHMUD, N., U., RASHID, M., H., HOSSAIN, K. M. Grown in industrially polluted and non-polluted. **Bangladesh Journal of Agricultural Research**, v. 34, p. 545-554, 2009.

NORTON, G. J. et al. Effect of organic matter amendment, arsenic amendment and water management regime on rice grain arsenic species. **Environmental Pollution**, v. 177, p. 38-47, 2013.

OGUNKUNLE, C. O.; FATOBA, P. O. Contamination and spatial distribution of heavy metals in topsoil surrounding a mega cement factory. **Atmospheric Pollution Research**, v. 5, n. 2, p. 270-282, 2014.

OLIVEIRA, D. A. M.; GANDARA, F. B.; KHATOUNIAN, C. A. Tipificação de hortas urbanas comerciais no município de Piracicaba-SP e Entraves para sua conversão ao manejo orgânico. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 11, n. 1, p. 185-194, 2021.

ORROÑO, D. I.; SCHINDLER, V.; LAVADO, R. S. Heavy metal availability in pelargonium hortorum rhizosphere: interactions , uptake and plant accumulation. **Journal of Plant Nutrition**, v. 35:9, p. 1374-1386, 2012.

OSMA, E. et al. Heavy Metals Accumulation in Some Vegetables and Soils in Istanbul. **Ekoloji**, v. 21, n. 82, p. 1-8, 2012.

OVECKA, M.; TAKÁC, T. Managing heavy metal toxicity stress in plants : Biological and biotechnological tools. **Biotechnology Advances**, p. 1-14, 2013.

PAN, X. D.; WU, P. G.; JIANG, X. G. Levels and potential health risk of heavy metals in marketed vegetables in Zhejiang, China. **Scientific Reports**, v. 6, n. 20317, p. 1-7, 2016.

PANG, Y.; MACINTOSH, D. L.; RYAN, P. B. A Longitudinal Investigation of Aggregate Oral Intake of Copper. **Journal of Nutrition**, v. 131, n. 8, p. 2171-2176, 2001.

PARASHAR, P.; PRASAD, F. M. Study of Heavy Metal Accumulation in Sewage Irrigated Vegetables in Different Regions of Agra District, India. **Open Journal of Soil Science**, v. 2013, p. 1-8, 2013.

PARROTTA, L. et al. Target or barrier? The cell wall of early- and later-diverging plants vs cadmium toxicity: differences in the response mechanisms. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, n. 133, p. 1-17, 2015.

PERALTA-VIDEA, J. R. et al. The International Journal of Biochemistry The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. **The International Journal of Biochemistry e Cell Biology**, v. 41, p. 1665-1677, 2009.

PINTO, R. S. B. F.; RAMOS, A. R. R. Avaliação ambiental de hortas urbanas: o caso da cidade de Braga. **XIV Congresso da APDR, II Congresso de Gestão e Conservação da Natureza Desenvolvimento, Administração e Governança Local**, p. 1-29, 2008.

PMC, PREFEITURA MUNICIPAL DE CURITIBA. **Hortas urbanas ressignificam espaços da cidade e transformam vidas em Curitiba**. GShow, 2019. Disponível em: <<https://gshow.globo.com/RPC/realities/rocket-startup/especial-publicitario/prefeitura-de-curitiba/noticia/hortas-urbanas-ressignificam-espacos-da-cidade-e-transformam-vidas-em-curitiba.ghtml>>. Acesso em: 2 ago. 2020.

POTERE, D.; SCHNEIDER, A. A critical look at representations of urban areas in global maps. **GeoJournal**, v. 69, n. 1-2, p. 55-80, 2007.

PULLES, T. et al. Emission factors for heavy metals from diesel and petrol used in European vehicles. **Atmospheric Environment**, v. 61, p. 641-651, 2012.

PUSCHENREITER, M. et al. Chemical changes in the rhizosphere of metal hyperaccumulator and excluder *Thlaspi* species. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 166, p. 579-584, 2003.

RADULESCU, C. et al. Heavy metal accumulation and translocation in different parts of *Brassica oleracea* L. **Romanian Journal of Physics**, v. 58, n. 9-10, p. 1337- 1354, 2013.

RAMIREZ-ANDREOTTA, M. D. et al. A greenhouse and field-based study to determine the accumulation of arsenic in common homegrown vegetables grown in mining-affected soils. **Science of the Total Environment**, v. 443, p. 299-306, 2013.

RAMOS, R. L. **Estudo do comportamento geoquímico do Cromo (III) e (VI) no solo**. UNIFESP, São Paulo, p. 90, 2015.

RATUL, A. K. et al. Potential health risk of heavy metals accumulation in vegetables irrigated with polluted river water. **International Food Research Journal**, v. 25, p. 329-338, 2018.

REDJALA, T. et al. Relationship between root structure and root cadmium uptake in maize. **Environmental and Experimental Botany**, v. 71, n. 2, p. 241-248, 2011.

RENGEL, Z. Availability of Mn, Zn and Fe in the rhizosphere. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, n. 2, p. 397-409, 2015.

ROBINEAU, O.; DUGUÉ, P. A socio-geographical approach to the diversity of urban agriculture in a West African city. **Landscape and Urban Planning**, v. 170, p. 48-58, 2018.

ROTH-NEBELSICK, A. Computer-based Studies of Diffusion through Stomata of Different Architecture. **Annals of Botany**, v. 100, p. 23-32, 2007.

SADZAWKA, A. et al. **Métodos de análisis de tejidos vegetales**. Comisión de Normalización y Acreditación Sociedad chilena de la Ciencia del Suelo. Santiago, Chile, 2004. Disponível em: http://www.cofes.org.ar/descargas/relas/4_jornada/Manual_chilenos_tejido_vegetal.pdf. Acesso em: 2 mar. 2022.

SANEPAR. **Companhia de Saneamento do Paraná**, 2022. Disponível em: <https://site.sanepar.com.br/>. Acesso em: 14 fev. 2022.

SANT'ANNA-SANTOS, B. F. et al. What precedes fluoride-response symptomatology: Microscopic or physiological damage? **Ecological Indicators**, v. 107, p. 1-8, 2019.

SARRET, G. et al. Trichomes of Tobacco Excrete Zinc as Zinc-Substituted Calcium Carbonate and Other Zinc-Containing Compounds. **Plant Physiology**, v. 141, p.1021-1034, 2006.

SÄUMEL, I. et al. How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. **Environmental Pollution**, v. 165, p. 124-132, 2012.

SAVI, A. C. et al. Práticas de agricultura urbana: uma análise do cultivo de hortaliças em telhados verdes. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 10, p. 20746- 20749, 2019.

SCHWAB, E.; CAPUTO, S.; HERNÁNDEZ-GARCÍA, J. Landscape and Urban Planning Urban Agriculture: Models-in-Circulation from a Critical Transnational Perspective. **Landscape and Urban Planning**, v. 170, p. 15-23, 2018.

SAY, J.; DIAZ, B. M. Influence of zinc on lotic plants. I. Tolerance of *Hormidium* species to zinc. **Freshwater Biology**, v. 7, p. 357-376, 1977.

SCHENKEVELD, W. D. C. et al. Science of the Total Environment Experimental considerations in metal mobilization from soil by chelating ligands: The influence of soil-solution ratio and pre-equilibration – A case study on Fe acquisition by phytosiderophores. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 1831-1842, 2017.

SEBASTIAN, A.; PRASAD, M. N. V. Iron- and manganese-assisted cadmium tolerance in *Oryza sativa* L.: lowering of rhizotoxicity next to functional photosynthesis. **Planta**, v. 241, p. 1519-1528, 2015.

SESSITSCH, A. et al. The role of plant-associated bacteria in the mobilization and phytoextraction of trace elements in contaminated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 60, p. 182-194, 2013.

SHAHID, M. et al. Foliar heavy metal uptake , toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. **Journal of Hazardous Materials**, v. 325, p. 36-58, 2017.

SHAHID, M. et al. Health risks of arsenic buildup in soil and food crops after wastewater irrigation. **Science of the Total Environment**, v. 772, p. 145266, 2021.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M. Physiological and biochemical responses resulting from cadmium and zinc accumulation in carrot plants. **Journal of Plant Nutrition**, v. 4167, n. May, 2010.

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; AGRAWAL, S. B. Physiological , Biochemical and Growth Responses of Lady's Finger (*Abelmoschus esculentus* L.) Plants as Affected by Cd Contaminated Soil. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicol**, p. 765-770, 2010.

SHEORAN, V. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. **International Journal of Soil, Sediment and Water**, v. 3, n. 2, 2010.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Factors Affecting Phytoextraction: A Review. **Pedosphere: An International Journal**, v. 26, n. 2, p. 148-166, 2016.

SILVA, O. H. Agricultura familiar: diversidade e adaptabilidade. **Revista de Sociologia e Política**, n. 12, p. 161-167, 1999.

SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; GUILHERME, L. R. G. Biosolids and heavy metals in soils. **Scientia Agricola**, v. 60, p. 793-806, 2003.

SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of Beta vulgaris plants. **Chemosphere**, v. 67, p. 2229-2240, 2007.

SINGH, S.; KUMAR, M. Heavy metal load of soil , water and vegetables. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 120, n. 79, p. 79-91, 2006.

SLAVIN, J. L.; LLOYD, B. Health Benefits of Fruits and Vegetables **American Society for Nutrition**, v. 3, p. 506-516, 2012.

SMITH, S. E. et al. Arsenic uptake and toxicity in plants: integrating mycorrhizal influences. **Plant Soil**, v. 327, p. 1-21, 2010.

SMSAN. **Agricultura Urbana**. Prefeitura de Curitiba, 2020. Disponível em: <<https://www.curitiba.pr.gov.br/servicos/agricultura-urbana/714>>. Acesso em: 2 ago. 2020.

SOETAN, K. O.; OLAIYA, C. O.; OYEWOLE, O. E. The importance of mineral elements for humans , domestic animals and plants : A review. **African Journal of Food Science**, v. 4, n. May, p. 200-222, 2010.

SOURCES AND SINKS OF HEAVY METALS. **Grid Arendal**, 2020. Disponível em: <<https://www.grida.no/resources/13718>>. Acesso em: 2 abr. 2022.

SOUZA, J. L. **Agricultura Orgânica: tecnologia para produção de alimentos saudáveis**. Vitória, ES: Incaper, 2005, v. 2, p. 241.

SOUZA, M. B.; GUSKE, A. C. Agricultura urbana: um olhar a partir da agroecologiae da agricultura orgânica 1. **Colóquio: Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 14, n. 1, p. 157-168, 2017.

SRIVASTAVA, S. et al. Phytochelatins and Antioxidant Systems Respond Differentially during Arsenite and Arsenate Stress in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. **Environment Science and. Technol.**, v. 41, p. 2930-2936, 2007.

STASZEWSKI, T. et al. Soil and plants contamination with selected heavy metals in the area of a railway junction. **Archives of Environmental Protection**, v. 41, n. 1, p. 35-42, 2015.

SYTAR, O. et al. Heavy metal-induced oxidative damage, defense reactions, and detoxification mechanisms in plants. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 35, p. 985– 999, 2013.

TANGAHU, B. V. et al. A Review on Heavy Metals (As , Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. **International Journal of Chemical Engineering**, p. 1-31, 2011.

TAIZ, L. et al. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed., 2017, 853 p.

UENO, D. et al. Gene limiting cadmium accumulation in rice. **PNAS**, v. 107, n. 38, p. 16500-16505, 2010.

USEPA. **National Recommended Water Quality Criteria - Human Health Criteria Table**, 2022. Disponível em: <<https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-human-health-criteria-table>>. Acesso em: 1 fev. 2022.

USEPA. **National Primary Drinking Water Regulations**, 2022. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations#Inorganic>>. Acesso em: 27 jan. 2022.

USEPA. **Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels**. 2005, p.85. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/ecossl_guidance_chapters.pdf>. Acesso em: 26 fev. 2022.

USEPA. **Method 3051A – Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges and soils**. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency-

USEPA, 2007, p.30. Disponível em:

<<https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3051a.pdf>> Acesso em: 10 jun. 2020.

USFDA. **Guidance Documents & Regulatory Information by Topic (Food and Dietary Supplements)**, 2022. Disponível em: <<https://www.fda.gov/food/guidance-regulation-food-and-dietary-supplements/guidance-documents-regulatory-information-topic-food-and-dietary-supplements>>. Acesso em: 12 fev. 2022.

USGS. **Mineral commodity summaries 2020**. U.S Geological Survey: Reston, Virgínia, US, 2020, p.204.

VANNOPPEN, W. et al. Earth-Science Reviews A review of the mechanical effects of plant roots on concentrated flow erosion rates. **Earth-Science Reviews**, v. 150, p. 666-678, 2015.

VAN VEENHUIZEN, R.; DANSO, G. Profitability and sustainability of urban and peri-urban agriculture. **Agricultural Management, Marketing and Finance Occasional Paper**, v. 19, p. 1-109, 2007.

VAREDA, J. P.; VALENTE, A. J. M.; DURÃES, L. Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies_ A review _ Enhanced Reader.pdf. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 101- 118, 2019.

VEENHUIZEN, R. VAN. Formulating Effective Policies on Urban Agriculture. **Urban Agriculture Magazine**, v. 16, p. 1-68, 2006.

WALKER, T. S. et al. Root Exudation and Rhizosphere Biology. **Plant Physiology**, v. 132, p. 44-51, 2003.

WESTON, L. A.; RYAN, P. R.; WATT, M. Mechanisms for cellular transport and release of allelochemicals from plant roots into the rhizosphere. **Journal of Experimental Botany**, p. 1-10, 2012.

WHO. **Preventing disease through healthy environments exposure to lead: a major public health concern**. Genebra: Department of Public Health and Environment, p.1-6, 2019. Disponível em: <<https://www.who.int/publications/i/item/9789240037632>> Acesso em: 11 fev. 2022.

WINKLER, B.; MAIER, A.; LEWANDOWSKI, I. Urban Gardening in Germany: Cultivating a Sustainable Lifestyle for the Societal Transition to a Bioeconomy. **Sustainability**, v. 11, n. 801, p. 1-22, 2019.

XIONG, T.-T. et al. Foliar uptake and metal (loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter. **Environmental Geochemistry and Health**, p. 897- 909, 2014.

YADAV, K. K. et al. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 274-298, 2018.

YONEGURA, V. B.; SILVA, H. M. Urban Agriculture and the transformation of life and landscape in Tatuquara, Curitiba-PR. **Confins online - Revue Franco-Brésilienne de Géographie**, v. 754, n. 52, p. 1-10, 2021.

ZHANG, F. et al. Influence of Traffic Activity on Heavy Metal Concentrations of Roadside Farmland Soil in Mountainous Areas. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, p. 1715-1731, 2012.

ZHANG, F.; ROMHELD, V.; MARSCHNER, H. Role of the Root Apoplast for Iron Acquisition by Wheat Plants¹. **Plant Physiology**, v. 97, p. 1302-1305, 1991.

ZHANG, M. et al. Use of Single Extraction Methods to Predict Bioavailability of Heavy Metals in Polluted Soils to Rice. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 41, p. 820-831, 2010.

ZHAO, F. J.; MEHARG, A. A.; MCGRATH, S. P. Arsenic uptake and metabolism in plants. **New Phytologist**, v. 181, p. 777-794, 2009.

ZHOU, H. et al. Accumulation of Heavy Metals in Vegetable Species Planted in Contaminated Soils and the Health Risk Assessment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 289, p. 1-12, 2016.

ZHUSHAN, F.; SHUHUA, X. Health Benefits of Fruits and Vegetables. **Toxicology Mechanisms and Methods**, v. 30, n. 3, p. 167-176, 2020.