



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS

PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTO

DELSON PINTO RODRIGUES FILHO

**AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS TÓXICOS E
CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA EM VEGETAIS
CULTIVADOS NA ÁREA DE UM ATERRO SANITÁRIO EM
PORTO NACIONAL – TO**

PALMAS - TO

2022

DELSON PINTO RODRIGUES FILHO

**AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS TÓXICOS E
CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA EM VEGETAIS
CULTIVADOS NA ÁREA DE UM ATERRO SANITÁRIO EM
PORTO NACIONAL - TO**

Dissertação apresentada a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia de Alimentos.

Linha de pesquisa: Controle de qualidade e segurança alimentar

Orientador: Prof. Dra. Clarissa Damiani

Co-orientador: Prof. Dra. Glendara Martins

PALMAS - TO

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

R696a Rodrigues Filho, Delson Pinto .

Avaliação da concentração de metais tóxicos e contaminação microbiológica em vegetais cultivados na área de um aterro sanitário em Porto Nacional - TO. / Delson Pinto Rodrigues Filho. – Palmas, TO, 2022.

67 f.

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Ciência e Tecnologia de Alimentos, 2022.

Orientadora : Clarissa Damiani

1. Contaminação por metais. 2. Aterro sanitário . 3. Solo. 4. Vegetais. I. Título

CDD 664

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E
TECNOLOGIA DE ALIMENTO
DELSON PINTO RODRIGUES FILHO

**AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS TÓXICOS E
CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA EM VEGETAIS
CULTIVADOS NA ÁREA DE UM ATERRO SANITÁRIO EM
PORTO NACIONAL – TO**

Dissertação DEFENDIDA e APROVADA em 03 de fevereiro de 2022, pela Banca
Examinadora constituída pelos membros:



Prof. Dr. EMERSON ADRIANO GUARDA

Rede BioNorte – UFT



Profa. Dra. PATRICIA MARTINS GUARDA

UFT



Profa. Dra. CLARISSA DAMIANI

Orientadora - UFG

*Dedico este trabalho ao meu
irmão Robert Itamaraty Aguiar
Rodrigues (in memoria), que
sempre foi um exemplo de irmão,
filho e pai.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, a minha esposa Lene que sempre está ao meu lado, meus filhos Arthur, Ana Beatriz e Delson Neto, apesar de estarem sempre bagunçando e me atrapalhando quando estou no computador, quando eu olho para eles sempre vem uma inspiração a continuar.

Agradeço a minha orientadora Clarissa, pela amizade, serenidade e confiança, que apesar da distância sempre estava disposta a ajudar e sem ela não teria chegado até aqui.

A todos os professores do programa, que apesar do pouco tempo juntos conseguiram passar muitas informações novas e de qualidade.

A todos os colegas, e aos bons momentos que passamos juntos e até mesmo no nosso grupo do Whatsapp que sempre aparecem novidades.

A todos aqueles que direto ou indiretamente, participaram durante esse processo, minha eterna gratidão.

RESUMO

Os aterros sanitários surgem como forma mais adequada de se tratar o lixo gerado por uma população. A partir de um manejo adequado, as áreas adjacentes e solos podem ser utilizadas para cultivo e produção de vegetais, para sustento de famílias e geração de emprego e renda. No entanto, esses solos podem gerar grande acúmulo de metais pesados, afetando a segurança alimentar da produção. Não obstante, a contaminação por microrganismos patogênicos e deteriorantes afetam a qualidade dos vegetais produzidos nesse ambiente, através do solo, pelo ar contaminado entre outros. Nesse contexto, o presente trabalho tem por objetivo analisar química e microbiologicamente vegetais produzidos nas áreas utilizadas para cultivo no aterro sanitário no município de Porto Nacional, próximo a capital do estado do Tocantins, com foco na garantia do controle de qualidade e segurança dos alimentos produzidos. As amostras do solo foram coletadas em pontos estratégicos do aterro sanitário, determinados de acordo com padrões de controle de contaminação estabelecidos pela empresa que o administra. O solo e as partes comestíveis dos vegetais foram submetidos a digestão, por via úmida, na presença de ácidos, e a concentração dos metais (Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn) foi determinada utilizando o ICP-OES. A análise de pH e PCZ demonstrou que o solo tem uma tendência para concentração de cargas negativas. Nenhum vegetal analisado obteve concentração de metais tóxicos fora do padrão estabelecido pela ANVISA. Bactérias aeróbicas, microrganismos deteriorantes *Escherichia coli*, *Salmonella sp.*, *Pseudomonas* e *Staphylococcus aureus* foram analisados para verificar o estado sanitário dos vegetais. Apesar de ter encontrado contaminações microbiológicas, esses vegetais podem ser consumidos, porém com práticas e padrões de higiene e sanitização, antes do consumo dos vegetais. Sendo assim, a área analisada, até o momento, pode servir para cultivo e consumo da produção de alimentos.

Palavras chaves: contaminação por metais, aterro sanitário, solo, vegetais.

ABSTRACT

Sanitary landfills emerge as the most appropriate way to treat the waste generated by a population. Based on proper management, adjacent areas and soils can be used for cultivation and production of vegetables, to support families and generate employment and income. However, these soils can generate a large accumulation of heavy metals, affecting the food security of production. However, contamination by pathogenic and deteriorating microorganisms affect the quality of vegetables produced in this environment, through the soil, contaminated air, among others. In this context, the present work aims to analyze chemically and microbiologically, vegetables produced in the areas used for cultivation in the sanitary landfill municipality of Porto Nacional near the capital of the state of Tocantins, focusing on ensuring the quality control and safety of the food produced. Soil samples were collected at strategic points of the sanitary landfill, determined according to contamination control standards established by the company that manages it. The edible parts of the vegetables were submitted to wet digestion in the presence of acids, and the concentration of metals (Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni and Zn) was determined using the ICP-OES. pH and PCZ analysis showed that the soil has a tendency to concentrate negative charges. None of the analyzed plants obtained concentration of heavy metals outside the standard established by ANVISA. Aerobic bacteria, spoilage microorganisms *Escherichia coli*, *Salmonella sp.*, *Pseudomonas* and *Staphylococcus aureus* were analyzed to determine the health status of the plants. Despite having found microbiological contamination, these vegetables can be consumed, it is advised that they have practices and standards of hygiene and sanitization, before consumption of the vegetables. Thus, the area analyzed, so far, can be used for cultivation and consumption of food production.

Keywords: metal contamination, sanitary landfill, soil, vegetables.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	10
2	REVISÃO DA LITERATURA.....	12
2.1	Metais pesados e contaminação do solo	12
2.2	Principais fontes de contaminação por metais pesados	15
2.3	Contaminação de alimentos por metais pesados na cadeia alimentar	16
2.4	Metais tóxicos e a Bioacumulação.....	17
2.4.1	Crômio (Cr)	18
2.4.2	Manganês (Mn).....	18
2.4.3	Ferro (Fe)	19
2.4.4	Níquel (Ni)	19
2.4.5	Cobre (Cu)	20
2.4.6	Zinco (Zn)	20
2.4.7	Cadmo (Cd)	21
2.4.8	Chumbo (Pb).....	21
2.4.9	Alumínio (Al)	21
2.5	Fatores que afetam o acúmulo de metais pesados em vegetais	22
2.5.1	Solo 22	
2.5.2	pH do solo.....	22
2.5.3	Potencial redox (Eh)	23
2.5.4	Matéria orgânica	23
2.5.5	Temperatura	23
2.5.6	Textura do solo	24
2.5.7	Interação com outros metais.....	24

2.5.8 Fatores relacionados com a plantas	25
3 OBJETIVOS	26
3.1 OBJETIVO GERAL	26
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	26
4 MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1 Quantificação dos metais pesados	29
4.1.1 Preparação das amostras de solo e vegetais	29
4.1.2 Digestão das amostras e análises	30
4.2 Fator de Bioacumulação FBC	31
4.3 Análises físico-químicas do solo	31
4.3.1 Determinação pH	31
4.3.2 Ponto de Carga Zero (PCZ)	31
4.4 Pesquisa de microrganismo patogênicos e deteriorantes nos vegetais.....	31
4.5 Delineamento experimental e Análise estatísticas.....	33
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
5.1 Concentração de metais pesados no Solo	34
5.2 Concentração de metais pesados nos vegetais.....	37
5.3 pH e PCZ do solo nos pontos de coleta.....	40
5.4 Bioacumulação nos vegetais	42
5.5 Contaminação microbiológica	45
6 CONCLUSÕES.....	50
REFERÊNCIAS.....	51

1 INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários acumulam grandes quantidades de resíduos que se decompõem em compostos orgânicos e inorgânicos, liberando, no ambiente, gases e material particulado que são chamados de lixiviados. A qualidade e a quantidade de compostos são condicionadas pela natureza e composição dos resíduos presentes no aterro (MOODY; TOWNSEND, 2017). A mistura de produtos químicos, no lixo descartado, gera gases tóxicos que podem afetar, significativamente, a qualidade do ar no entorno do aterro (MENDES, et al., 2014).

A geração mundial de resíduos está crescendo em volume e em toxicidade. A quantidade de resíduos urbanos gerados, per capita, aumentou em 70% nos países da UE durante as últimas décadas (Eurostat 2018). O aterro continua sendo um método de gestão predominante para o descarte de resíduos sólidos urbanos em todo o mundo (BRANCHINI, 2015), apesar de ser a opção menos preferível, de acordo com a Comissão Europeia. A preocupação está relacionada a possíveis efeitos adversos à saúde pública e ao meio ambiente (DINCER, et al., 2016; LINDBERG; PRICE, 1999).

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpezas Públicas e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2021), em 2020, o país sofreu influência direta da pandemia pela COVID-19 e à geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil atingiu um total anual de 82,5 milhões de toneladas. Desse montante, 92,2% foram coletados, registrando um pequeno aumento em relação ao ano anterior. Por outro lado, 30,2 milhões de toneladas de resíduos foram objeto de coleta inadequada e, conseqüentemente, tiveram destino impróprio. Os 450 municípios da região Norte geraram, em 2020, 6 milhões de toneladas/ano de RSU, das quais aproximadamente 81,4% foram coletadas. Dos resíduos coletados na região, 34,7%, foram encaminhados para lixões e aterros controlados.

Nesse contexto, a contaminação de alimentos pode ser evidenciada e, conseqüentemente, inviabilizar a área para plantio. No âmbito do acesso a metais pesados como o cobre (Cu), Manganês (Mn) e zinco (Zn), as plantas não conseguem limitar sua absorção e a entrada desses elementos na cadeia alimentar (CHANEY, 1980). Alguns metais, como chumbo (Pb), tem baixo índice de transferência para

partes aéreas, sendo que em grandes quantidades, podem-se acumular no solo, fazendo com que esse elemento apareça em folhas e frutos. Já o ferro (Fe) pode interagir com outros metais pesados no solo, dificultando a absorção da planta. Com relação à entrada dos metais pesados na cadeia alimentar, Chaney & Oliver (1996) afirmam que as plantas se comportam como mecanismo de transferência de contaminantes do solo, para níveis mais altos na cadeia trófica, como também são barreiras importantes para essa transferência, pois as plantas restringem a absorção da maioria dos metais pesados do solo.

A contaminação por metais, devido a solo contaminado, representa ameaça a qualidade e segurança dos alimentos. Altas concentrações de metais (Cu, Cd e Pb) em frutas e hortaliças estiveram relacionadas à alta prevalência de câncer gastrointestinal superior (TURKDOGAN, et al., 2003). Elementos metálicos tóxicos, como citados no estudo de Turkdogan et al. (2003), são capazes de acumularem no organismo humano, por meio de vegetais contaminados. Este tipo de contaminação em frutas pode ocorrer por captação das raízes em solos contaminados. A absorção de metais pesados, em vegetais, é influenciada por alguns fatores como clima, deposições atmosféricas, concentrações de metais no solo, a natureza do solo em que os vegetais são cultivados e o grau de maturidade das plantas no momento da colheita (LAKE, et al., 1984; SCOTT, et al., 1996). De fato, as plantas possuem mecanismos de acumulação e tolerância ou alívio de altos níveis de metais em solos contaminados (KHAN, et al., 2000).

As qualidades microbiológicas e a prevalência de patógenos em produtos frescos podem variar significativamente devido a fatores como a localização do plantio, condições de crescimento, época, método de colheita e o método de análise microbiológica utilizado (CARDAMONE, et al., 2015). Tais variações destacam as dificuldades em identificar o risco, as fontes de contaminação e as estratégias de controle (FAO / OMS, 2008). A avaliação microbiana, em uma cidade específica, é crucial para a identificação e implementação da avaliação de riscos, promovendo o monitoramento da situação real dos produtos (JASSON, et al., 2016).

Nesse sentido, o trabalho tem por objetivo analisar química e microbiologicamente vegetais produzidos na área utilizada para sistemas de aterro sanitário, no estado do Tocantins, com foco na garantia do controle de qualidade e segurança dos alimentos produzidos.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Metais pesados e contaminação do solo

De uma forma geral, considera-se metal pesado todo aquele metal que apresenta uma elevada massa atômica (a referência é a massa atômica do sódio, que é 23 g/mol); um elevado número atômico (a referência é o número atômico do cálcio, que é 20); elevada massa específica (densidade), em torno de 3,5 a 7,0 g/cm³; capacidade de formar sais que, em solução aquosa, dissolvem-se e colore a água; capacidade de formar sulfetos e hidróxidos insolúveis em água; fácil absorção por um organismo vivo; nível de toxicidade alto para o ser vivo, principalmente se estiver na forma catiônica e associado a cadeias carbônicas (HERRERO, 2017). Não existe uma definição exata para o termo “metais pesados”, as definições utilizadas são baseadas em: densidade (peso específico), peso atômico, número atômico, propriedades químicas e toxicidade, cujo o termo ainda não foi definido por nenhuma autoridade internacional como a Unión Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC).

Nos solos, os metais são parte dos minerais e também são encontrados como complexos particulados. A sua presença na crosta terrestre é inferior a 0,1% e geralmente, menor do que 0,01%. Naturalmente são encontrados em baixas concentrações, e alguns deles são necessários para que os organismos completem seu ciclo de vida. Eles também podem estar presentes em concentrações altas e serem potencialmente tóxicos como resultado das atividades humanas. Neste caso, este excesso pode causar alterações nos solos, plantas, água e subsequentemente, na cadeia alimentar (BIASIOLI, 2007, CHICEA e BARBU, 2004).

Um solo pode ser considerado contaminado quando sofre alguma alteração em suas características físicas, químicas ou biológicas, que pode representar um grave risco para a saúde pública e o ambiente. A contaminação por metais é incolor e inodora, por isso é difícil de ser notada. Quando acontece uma grande alteração nas condições ambientais do solo por metais pesados podem causar graves danos ecológicos. A contaminação por metais pesados geralmente é uma bomba química que age com o tempo. Por esse motivo, estes elementos representam um dos grupos

de poluentes ambientais sujeitos a grande investigação e preocupação, principalmente devido à sua mobilidade e níveis de concentrações em que eles começam a manifestar seus efeitos tóxicos (LI et al., 2014).

Atualmente, não existem solos não contaminados no mundo. Todos os solos têm sofrido algum tipo de ação humana que levou a modificar a sua natureza original (WU et al., 2015), porém, resta estabelecer critérios científicos capazes de permitir uma avaliação acerca da possível contaminação dos solos. Dizer que um solo está contaminado é um processo administrativo, porém demonstrar que o mesmo está contaminado não é tarefa fácil. Um valor isolado de um elemento representa uma contaminação no solo em relação ao que pode ser um valor normal.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2012), por meio da resolução 420, dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo em relação a presença de substâncias químicas, instruindo diretrizes para um gerenciamento ambiental causado por elementos provindos da atividade antrópicas.

Na Tabela 1 são definidos padrões, como Valores de Prevenção (VP), Valores de Investigação (VI) e Valores de Referencias de Qualidade (VRQ). Os VP, representam os limites de concentrações no solo, que seja capaz de sustentar suas funções principais; VI, indicam quantidade de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana; VRQ, é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos, conforme recomendado pela Resolução No 460 do CONAMA (CONAMA, 2013; CPRH, 2014).

Tabela 1. Valores orientadores de concentração de metais (mg/kg de peso seco) para solos.

Substâncias	Valores de Prevenção	Valores de Referência da Qualidade	Valores de Investigação		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Alumínio	-	E	-	-	-
Cadmo	1,3	0,5	3	8	20
Cobre	60	5	200	400	600
Crômio	75	35	150	300	400
Ferro	-	E	-	-	-
Manganês	-	E	-	-	-
Níquel	30	9	70	100	130
Chumbo	72	13	180	300	900
Zinco	300	35	450	1000	2000

E – A ser definido pelo estado; adaptado, CONAMA (2013).

Entre os efeitos diretos causados pela poluição por metais dos solos são destacados: (a) inibição da atividade enzimática, devido à destruição do poder de autodepuração por meio de processos de regeneração biológicos normais, ao ter excedido a capacidade de aceitação do solo, afetando o ciclo biogeoquímico e a função do biofiltro; (b) diminuição qualitativa e quantitativa do crescimento normal das populações de microrganismos da fauna do solo, ou alteração da sua diversidade, o que aumenta a fragilidade do sistema; (c) diminuição do rendimento das colheitas e (d) mudanças na composição dos produtos, com riscos para a saúde dos consumidores, considerando a incorporação de alguns metais na cadeia alimentar (CHEN et al., 2015).

2.2 Principais fontes de contaminação por metais pesados

As fontes naturais mais importantes para a introdução de metais pesados em solos são o intemperamento das rochas, erosão e atividade vulcânica e as fontes antropogênicas de operações de mineração, fundição, eletroplaca, efluentes das indústrias, aterros sanitários, treinamento de guerra e militar, uso de pesticidas e fertilizante fosfato, aplicação de biosólidos (por exemplo, estrume pecuário, adubos e lodo de esgoto municipal) e deposição atmosférica (FULEKAR et al., 2008; HERRERO., 2015).

A contaminação por água de irrigação e terra agrícola tornou-se um duro problema ambiental em vários países desenvolvidos e em desenvolvimento na última década devido à escassez de disponibilidade de água (FAN et al., 2017). No solo agrícola, a qualidade do solo é um indicador de contaminação por metais pesados decorrentes de atividades contaminantes (LIU et al., 2012). Como mencionado anteriormente, os metais pesados que se acumulam no solo aumentam significativamente a poluição das commodities agrícolas, culturas vegetais e indiretamente se tornam o principal componente dos riscos à saúde (SAWUT et al., 2018). A contaminação de metais pesados de solo, água, culturas e vegetais é uma das mais graves situações ambientais do mundo (AHMAD e GONI, 2010). Cria possíveis ameaças à cadeia ecológica solo-alimentar que podem prejudicar a fertilidade do solo, a qualidade da água potável e a saúde humana, a ingestão direta, o contato dérmico, a inalação e o consumo oral (KHAN et al., 2008; LU et al., 2011).

A contaminação do solo agrícola pode ocorrer também por meio da irrigação com águas residuais (HAJJAMI et al., 2013), processos naturais (ou seja, erupções vulcânicas, lixiviação do solo e rochas etc.), e atividades antropogênicas, incluindo mineração, industrialização e urbanização são os principais contribuintes da alteração por metais pesados na cadeia alimentar (ALI et al., 2019; TCHOUNWOU et al., 2012), e é a principal preocupação em segurança alimentar, saúde humana e garantia de qualidade (SHAHEEN et al., 2016). Além disso, podemos citar a deposição seca e úmida de poluentes industriais e atividades vulcânicas como outras fontes preocupantes de contaminação dos solos (GUPTA et al., 2015; SODANGO et al., 2018). A deposição de cinzas de usinas de carvão e lixões são notáveis fontes de

contaminação, acúmulo e poluição de metais pesados no solo, água e culturas (NAGAJYOTI et al., 2010; KANCHAN et al., 2015).

A aplicação a longo prazo de águas residuais resulta no acúmulo de metais pesados no solo e nas culturas que podem reduzir a qualidade nutricional dos vegetais, a toxicidade às culturas e a contaminação da cadeia alimentar (CHEN et al., 2010; SINGH et al., 2010a). Devido à exposição contínua, a bioacumulação de metais pesados contamina os vegetais, culturas e seres humanos. As espécies de culturas diferem em sua capacidade de absorver metais pesados do solo e da água (MAPANDA et al., 2005). O uso desproporcional de fertilizantes químicos, pesticidas, lixos e água poluída para irrigação são os principais fatores responsáveis pela contaminação dos metais, predominantemente em frutas e hortaliças (AMER et al., 2019).

Metais pesados estão entre os principais contaminantes da cadeia alimentar que desencadeiam sérios efeitos na saúde até mesmo consumidos na menor concentração (FATHABAD et al., 2018). Metais pesados levam muito tempo para se biodegradar e se acumulam em algumas partes do corpo. É desafiador erradicar metais pesados uma vez que eles entram, é por isso que metais causam graves distúrbios de saúde em humanos e animais (SINGH et al., 2010b).

2.3 Contaminação de alimentos por metais tóxicos

Estima-se que 90% da exposição de metais tóxicos em seres humanos ocorra por meio de alimentos contaminados (MARTORELL et al., 2011), o que contribui com até 30% do câncer em humanos junto com outros transtornos de saúde (MANSOUR et al., 2009). Os alimentos frescos ou processados que estão contaminados com metais (HAJEB et al., 2014), se tornam nocivos quando ingeridos acima do limite tolerável (DGHAIM et al., 2015). Esses metais possuem vários efeitos adversos à saúde devido ao mecanismo inadequado de eliminação do corpo humano, natureza não biodegradável, vidas biológicas longas e potencial de acumulação em diferentes partes do corpo (SHAHEEN et al., 2016). Portanto, o bioacúmulo de metais pesados em humanos leva à mutagênese, carcinogênese, teratogênese e problemas

no coração, sistema nervoso, fígado, rim, pulmões, ossos e baços (PARKAR e RAKESH, 2018).

Os vegetais são uma parte importante da dieta humana devido à riqueza de minerais e nutrientes benéficos e essenciais. Infelizmente, os vegetais podem captar e acumular metais além dos limites recomendados em todo o seu corpo, incluindo partes comestíveis (TASRINA et al., 2015). Nos últimos anos, a concentração de metais em vegetais (folhosos, raízes e frutas), tem sido observada em altos níveis (WAI et al., 2017). Eventualmente, esse acúmulo em vegetais e partes comestíveis de culturas produzidas em solos contaminados, é uma questão de grande preocupação devido aos efeitos nocivos e irreversíveis dos metais que afetam tanto os seres humanos quanto a saúde geral dos animais (MALIK, 2004).

Partes comestíveis de vegetais, cultivados em solos contaminados por irrigação de águas residuais, podem conter metais a níveis tóxicos que, quando consumidos, podem causar distúrbios graves (CAMBRA et al., 1999). Nutrientes essenciais ao corpo humano são esgotados quando alimentos contaminados com metais pesados são consumidos. Além disso, esse tipo de contaminação pode causar câncer gastrointestinal, retardo do crescimento intrauterino, deficiências nutritivas e enfraquecer a defesa imunológica (AGARWAL, 2002; TURKDOGAN et al., 2003; ABBAS et al., 2010).

2.4 Metais tóxicos e a Bioacumulação

Os processos físicos, químicos e biológicos, bem como as atividades antropogênicas, podem liberar metais tóxicos no ambiente e causar o acúmulo destes dentro do corpo dos seres vivos que participam de uma cadeia alimentar (KOIVULA et al., 2011). Como relatado anteriormente, os metais se dispersam no solo, ar e corpos d'água de onde podem ser absorvidos por culturas/plantas e bio-acumulados, podendo entrar na cadeia trófica humana (HOSSAIN et al., 2008; POLLARD et al., 2014). Uma vez que os metais pesados entram no sistema, eles não podem ser removidos facilmente e, assim, passam a circular em toda a rede de consumo. Muitas

plantas hiperacumuladoras servem de alimento para seres humanos e animais. O ciclo (do solo para os seres humanos, através de plantas contaminadas e novamente para o solo após a morte dos principais consumidores) fornece um caminho para os metais permanecerem dentro do meio ambiente por longos períodos de tempo, induzindo muitos efeitos nocivos. Durante a transferência de uma seção para outra na cadeia alimentar, alguns metais pesados têm tendência de acúmulo nos tecidos (fígado, penas, músculos, rins e outros órgãos) dos principais consumidores (CLEMENS e MA, 2016).

Nas plantas, os metais venenosos são transferidos para as partes aéreas apenas do ambiente abiótico (principalmente solo), enquanto em animais, os metais são obtidos tanto dos ambientes bióticos quanto dos abióticos (ALI e KHAN, 2018; MEHMOOD et al., 2019).

2.4.1 Crômio (Cr)

O Cr está envolvido na síntese de ácidos nucleicos (DNA & RNA) e no bom funcionamento do sistema imunológico (MONORE et al., 2009), mas o íon Cr^{6+} é letal e mesmo em uma concentração muito baixa (150 $\mu g/g$ para adultos e 0,2-5 $\mu g/g$ para crianças) podendo causar diabetes, ataque cardíaco e câncer (KABATHA-PENDIAS, 2001). A persistência do Cr no solo pode resultar em bio-acúmulo de Cr em plantas e animais que, em última análise, podem causar impactos à saúde humana através da cadeia alimentar. Portanto, a remediação dos solos contaminados por Cr é necessária para proteger a saúde humana e o meio ambiente. A tecnologia de estabilização tem sido aplicada, extensivamente, para o tratamento de solos contaminados por metais pesados (SINGH e PANT, 2006; GALIANO et al., 2011; HUNCE et al., 2012).

2.4.2 Manganês (Mn)

Mn é necessário para o crescimento e funcionamento do corpo humano. O manganês também atua como um cofator em arginase (útil para a síntese de ureia no fígado), carboxilase piruvato, dismutase de superóxido e enzima essencial para gluconeogênese (KEEN et al., 2000). A superexposição de manganês acima de 0,10 mg/L na água potável causa desordem neural, resultando em sintomas semelhantes a Parkinson, instabilidade emocional, alucinações e toxicidade cardiovascular

(FRISBIE et al., 2012; RUTCHIK et al., 2012; TUSCHL et al., 2013). Estudo realizado na Carolina do Norte, EUA, indicou que a mortalidade infantil é proporcional à toxicidade Mn na água potável e vegetais (SPANGLER e PANGLER, 2009; CABRAL-PINTO et al., 2020). Resultados semelhantes também foram relatados em Bangladesh, onde a mortalidade infantil aumentou devido à superexposição da concentração de manganês acima de 400 µg/L em água potável (HAFEMAN et al., 2007).

2.4.3 Ferro (Fe)

Fe é importante para os glóbulos vermelhos, atividade das enzimas e para o funcionamento imunológico adequado (LEUNG e FURNESS, 1999), mas acima do nível recomendado pode causar diarreia, vertigem, vômitos, náuseas, dores nas articulações, distúrbios cardiovasculares e perturba as funções metabólicas (DGHAIM et al., 2015; HASHEMI et al., 2017). A toxicidade de Fe em humanos, devido à sua alta concentração (>0,3 mg/L), causa riscos relacionados à saúde, como hemocromatose que resulta em danos aos órgãos, cirrose hepática, carcinomas hepatocelulares, fadiga, dor nas articulações e hemosiderose (CHATURVEDI et al., 2014; ROSTERN, 2017; YADAV et al., 2019). A hemosiderose é a deposição de hemosidrina proteica nos órgãos vitais do corpo, que pode ser resultado da superexposição do ferro através da água potável e da dieta a longo prazo (CHATURVEDI et al., 2014).

2.4.4 Níquel (Ni)

Ni é onipresente nos diferentes ecossistemas e emana de várias formas; originárias de fontes antropogênicas e naturais. Em um ambiente, o estado do níquel (Ni²⁺) é a fonte de contaminação mais proeminente (FORSTNER e WITTMANN, 2012). A exposição aguda de Ni pode causar danos nos rins, fígado e cérebro, enquanto a exposição crônica leva a danos teciduais, além de câncer de pulmão e nasal. Além disso, Ni em sua forma lábil é amplamente conhecida por ser extremamente perigosa não só para a saúde humana, mas também para os organismos terrestres e aquáticos. Dentro do ecossistema aquático a biodisponibilidade do Ni depende da química da água, especiação química e

biodisponibilidade a uma biota aquática (BLEWETT e LEONARD, 2017). Cerca de 70% dos Ni estão presentes em sua forma disponível, possuindo maior risco para o ambiente do solo. A fração permissível, que responde pela maior contribuição do Ni fracamente adsorvida, é facilmente dissociada no solo sob pH ácido (AL-MUR et al., 2020).

2.4.5 Cobre (Cu)

No organismo humano o cobre é um componente de vários metaloenzimas importantes no metabolismo das catecolaminas e do ferro, síntese da hemoglobina, colágeno e elastina e remoção de radicais livres. A ingestão média diária de cobre dos adultos é de cerca de 1mg, sendo a dieta a sua fonte primária (BARCELOUX et al., 1999). Após a ingestão aguda de sulfato de cobre em quantidades que excedam aproximadamente 1 grama, ocorrem manifestações sistêmicas de intoxicação (BARCELOUX et al., 1999), incluindo ulcerações e hemorragia da mucosa gastrintestinal, hemólise aguda e hemoglobinúria, necrose hepática, nefropatia com azotemia e oligúria, cardiotoxicidade (hipotensão, taquicardia), taquipneia, rabdomiólise e manifestações do sistema nervoso central. A septicemia, secundária à invasão transmural das bactérias, no aparelho gastrintestinal lesado, pode complicar a sua evolução. As manifestações após injeção endovenosa são semelhantes às da ingestão (NELSON, 2002).

2.4.6 Zinco (Zn)

A ingestão diária recomendada de Zn é 9 a 12 mg, em quantidade excessiva 21 mg/dia (USEPA, 2002; PARVEEN et al., 2020), reduz a função imunológica, causa obesidade, diarreia, insuficiência renal e hepática e anemia (SINGH et al., 2010a), danifica o sistema reprodutivo (NOLAN, 2003) e afeta a lipoproteína sanguínea e o nível de cobre (DGHAIM et al., 2015). O excesso de Zn no corpo humano pode afetar os níveis de concentração de lipoproteínas de alta densidade e perturbar o sistema imunológico (ZHOU et al., 2016). Da mesma forma, o excesso de ingestão pode induzir danos hepáticos e outros problemas relacionados com gástricos em humanos (GAETKE e CHOW, 2003; RAHMAN et al., 2014; ZHOU et al., 2016).

2.4.7 Cadmio (Cd)

O consumo de Cd em alimentos com concentração acima de 0,0004 mg/kg/dia causa disfunção renal, perda de memória, doenças cardiovasculares, câncer e até mesmo morte (FATHABAD et al., 2018; BARONE et al., 2018; DGHAIM et al., 2015; AGORAMOORTHY et al., 2008). Esse metal afeta principalmente o sistema renal, causando danos irreversíveis aos túbulos renais envolvidos nos mecanismos de reabsorção de nutrientes (RUBIO et al., 2018).

O excesso de acúmulo de cádmio (Cd) nas culturas ganhou uma preocupação mundial, o que tem causado sérios problemas para a segurança alimentar e a saúde humana, especialmente nos países asiáticos (XU et al., 2016; ZHAO et al., 2010; LIU et al., 2020). Uma pesquisa nacional recente na China indicou que aproximadamente 19,4% do total de lavouras foi poluída por metais pesados (metaloides), nos quais um terço delas foram a partir da contaminação por Cd (Ministério de Proteção Ambiental P.R.C., Ministério da Terra e Recursos P.R.C, 2014; ZHAO et al., 2015).

2.4.8 Chumbo (Pb)

Altas concentrações por Pb danifica o sistema nervoso central (HSU et al., 2006), exclusivamente no desenvolvimento de crianças e fetos e causa nefropatias, alterações do trato gastrointestinal e doença de Alzheimer (PAZ et al., 2019, FATHABAD et al., 2018).

2.4.9 Alumínio (Al)

O alumínio (Al) tem sido historicamente considerado relativamente não tóxico em indivíduos saudáveis, sem efeitos nocivos aparentes. No entanto, há evidências abundantes de que a Al pode causar efeitos adversos no sistema nervoso e altas ingestão dele através de fontes como analgésicos tamponados e antiácidos podem levar a alterações patológicas nos sistemas nervoso central, esquelético e hematopoiético (AYAR et al., 2009).

2.5 Fatores que afetam o acúmulo de metais pesados em vegetais

A acumulação de metais pelos vegetais depende das espécies vegetais, taxa de translocação e transpiração, pH do solo, temperatura do solo, textura do solo, matéria orgânica, concentração de elementos disponíveis no solo, fonte e forma de metal e fatores relacionados a planta (YADAV et al., 2018).

2.5.1 Solo

O solo é o principal fator de translocação de elementos químicos para os vegetais. A geologia local determina o conteúdo de metais no solo através da meteorização, que é o processo natural de desintegração do solo e rochas, por ação dos efeitos químicos, físicos e biológicos que resultam da sua exposição aos agentes externos por longos períodos. Os fatores que resultam na mobilização de metais em um ambiente do solo incluem pH, capacidade de troca catiônica, teor de argila, teor de matéria orgânica e outras propriedades do solo que tornam os solos distintos em termos de controle e manejo da poluição (YADAV et al., 2018).

2.5.2 pH do solo

O pH é considerado o principal fator que afeta a solubilidade dos metais no solo. A solubilidade dos metais diminui em pH alto e aumenta em valores baixos de pH (SHEORAN et al., 2016). Isso ocorre devido à mudança na carga superficial e adsorção de solutos por componentes do solo de carga variável, como argilas de silicato de camada, matéria orgânica e óxidos de Fe e Al. O pH alto aumenta a carga negativa líquida (capacidade de troca catiônica ou CEC), enquanto o pH baixo aumenta a carga positiva líquida (capacidade de troca aniônica ou AEC). Assim, o efeito do pH na absorção depende da mudança na carga superficial (BHARGAVA et al., 2012).

2.5.3 Potencial redox (Eh)

Oxidação/redução e pH são os principais fatores que controlam a especiação e, portanto, liberação de metais pesados solidificados/estabilizados no ambiente circundante (HUSSON, 2013). A oxidação/redução normalmente é avaliada medindo o potencial de redox, E_H (mV), que surge através do transporte de elétrons do doador de elétrons para o receptor de elétrons. Redução prevalece no baixo E_H enquanto a oxidação prevalece no alto E_H (YAKUBU et al., 2018).

O potencial redox do solo determina a tendência da solução do solo em aceitar ou doar os elétrons (SHEORAN et al., 2016). Vários metais estão presentes em suas formas iônicas na solução do solo. Assim, a mobilidade desses metais do solo para as plantas depende do seu estado de oxidação. Por exemplo, alguns elementos como o Cr existem em dois estados de oxidação, dos quais a forma altamente solúvel.

2.5.4 Matéria orgânica

A matéria orgânica do solo é composta por substâncias não-húmicas e substâncias húmicas. As substâncias húmicas ou húmus são compostas por ácidos húmicos e fúlvicos. Os ácidos húmicos de alto peso molecular não são solúveis em condições ácidas e têm a tendência de serem removidos da solução por precipitação (BOHN et al., 1985). Enquanto os ácidos fúlvicos de baixo peso molecular são solúveis em todas as condições de pH e possuem locais mais ativos (grupos funcionais com carga negativa, como fenol grupos carboxila e amino) que os ácidos húmicos. Os principais mecanismos envolvidos na retenção de metais pela matéria orgânica são as partes finas do solo, mas a reação de troca iônica também pode ocorrer algumas vezes (EVANZ, 1989). McBride et al. (2015) não relataram correlação do conteúdo de matéria orgânica com a absorção de Pb e As.

2.5.5 Temperatura

Um aumento na temperatura pode elevar a disponibilidade de metais no solo, devido a disponibilidade de matéria orgânica que se decompõe mais rapidamente (SILVEIRA et al., 2003). Verificou-se que a concentração de Cd foi aumentada com o aumento da temperatura do solo (POURGHASEMIAN et al., 2013).

Cornu et al. (2016) mostraram que a alta temperatura do solo promove a transferência da concentração de Cd e Zn do solo para a planta.

2.5.6 Textura do solo

A biodisponibilidade de metais no solo também é influenciada pela textura. A disponibilidade de metais é mais alta em barros e areias, seguida de solos de textura fina. Eriksson (1989) relataram a alta solubilidade e disponibilidade de Cd em solo arenoso do que em argila. Considera-se que a argila absorve íons metálicos através de processos de troca iônica e adsorção específica (FARRAH e PICKERING, 1977). Alta adsorção pode diminuir a disponibilidade de metal, diminuindo a concentração de metais dissolvidos no solo. A retenção de metais é maior em solos de textura fina (argila) em comparação com solos de textura grossa (areia) devido à presença de mais espaços porosos (SHEORAN et al., 2010). Foi demonstrado que a solubilidade de Cd e a absorção pelas plantas foram menores em solo de textura fina do que em solo de textura grossa (HANSEN e TJELL, 1983). Forth (1978) e Eriksson (1989) sugerem que a adsorção de metal na argila pode ser devida à ligação do metal aos grupos hidroxila da superfície ao longo da borda das partículas de argila ou diretamente à superfície da argila.

2.5.7 Interação com outros metais

A presença de certos elementos afeta a disponibilidade de outros metais no solo e, portanto, na planta. Assim, existe um comportamento antagônico e sinérgico entre os metais (CHIBUIKE e OBIORA, 2014). É relatado que o Cd antagoniza o efeito inibitório do Zn na quantidade total de carbono mineralizado (SALGARE e ACHAREKAR, 1992). Da mesma forma, foi relatado que Cu e Zn, assim como Ni e Cd, competem pelos mesmos transportadores de membrana em plantas (CLARKSON e LUTTGE, 1989). A disponibilidade de chumbo é afetada pelos outros metais e reduzida ao interagir com Cd, Cr, Cu, Ni e Zn devido ao efeito antagônico (ORROÑO et al., 2012) Apesar do fato de que a presença de um elemento afeta a presença de outro, diferentes espécies do mesmo metal também se afetam (ABEDIN et al., 2002).

2.5.8 Fatores relacionados com a plantas

A capacidade de absorção e acumulação de metais pesados é diferente e variam de acordo com as peculiaridades de cada vegetal (YADAV et al., 2018), devido às características fisiológicas, morfologia e anatomia de cada planta. Ângulo de inclinação da folha, densidade do ramo, estrutura da cobertura da planta, área da folha e tamanho e densidade dos estômatos (SHAHID et al., 2016) são alguns caracteres morfológicos que afetam a absorção foliar de metais. Como a absorção de raízes, a absorção de partes aéreas de metais também pode ocorrer de forma dependente de dose. Xiong et al. (2014) sugeriram que pequenas partículas poderiam difundir através dos estômatos para entrar dentro da folha vegetal. A penetração através da via estomatal é geralmente mais fácil porque a cutícula das células subestomatais é relativamente mais fina em comparação com a externa (ROTH-NEBELSICK, 2007). A planta com numerosas raízes finas tem alta capacidade de acumulação de metais comparado com as de poucas raízes grossas (CHANDRAN et al., 2012).

A transpiração também desempenha um papel significativo no acúmulo de metais nas plantas. Portanto, os metais são transportados para parte terrestre da planta e, em seguida, acumulados sob o efeito da transpiração. Quando a transpiração está florescendo, a planta acumula mais metais e sua capacidade de enriquecimento também é mais forte (HAO et al., 2012). Vegetais frondosos acumulam conteúdo muito maior de metais do que os outros vegetais devido a maiores taxas de translocação e transpiração. A transferência de metais de raiz para caule e, em seguida, para frutas durante o processo de transpiração e translocação é mais longa em vegetais não folhados e resulta em menor acúmulo (ITANNA, 2002; KHAN et al., 2009).

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Analisar os vegetais produzidos nas áreas utilizadas para sistemas de aterro sanitário na cidade de Porto Nacional, estado do Tocantins, com foco na garantia do controle de qualidade e segurança dos alimentos produzidos.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os metais pesados (Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn) no solo e algumas características físicas, sob qual os vegetais são produzidos, para atestar se o solo influencia na translocação dos metais para as frutas e hortaliças.
- Analisar os metais pesados nos vegetais produzidos no solo adjacente às áreas utilizadas para sistemas de aterro sanitário.
- Por meio de análises microbiológicas e de metais pesados, qualificar esses frutos produzidos na área de estudo se estão em condições adequadas para consumo.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado no aterro sanitário do município de Porto Nacional – Tocantins ($10^{\circ} 42' 28''$ S, $48^{\circ} 25' 1''$ W), localizado próximo à rodovia TO 050 que oferece acesso a cidade de Palmas, capital do estado do Tocantins (Figura 1).

Os pontos de coleta do solo foram determinados de acordo com o local de controle específico e estratégicos já determinados pela empresa que opera no aterro, onde possa haver possível contaminação pela passagem de resíduos subterrâneos situados: ponto A ($S 10^{\circ} 32' 56''$, $W 48^{\circ} 22' 28''$); ponto B ($S 10^{\circ} 33' 0''$, $W 48^{\circ} 22' 16''$); ponto C ($S 10^{\circ} 32' 32''$, $W 48^{\circ} 22' 14''$); e ponto D ($S 10^{\circ} 32' 31''$, $W 48^{\circ} 22' 0''$), conforme Figura 1. Nesses pontos, foram coletados solos, em duas profundidades, 0 a 10 e 10 a 20 cm. Para coleta das amostras foram utilizados equipamentos de polietileno de alta densidade, a fim de evitar uma possível contaminação.

Figura 1. Vista aérea do aterro sanitário em Porto Nacional – TO, e pontos de coleta de amostra do solo analisado.



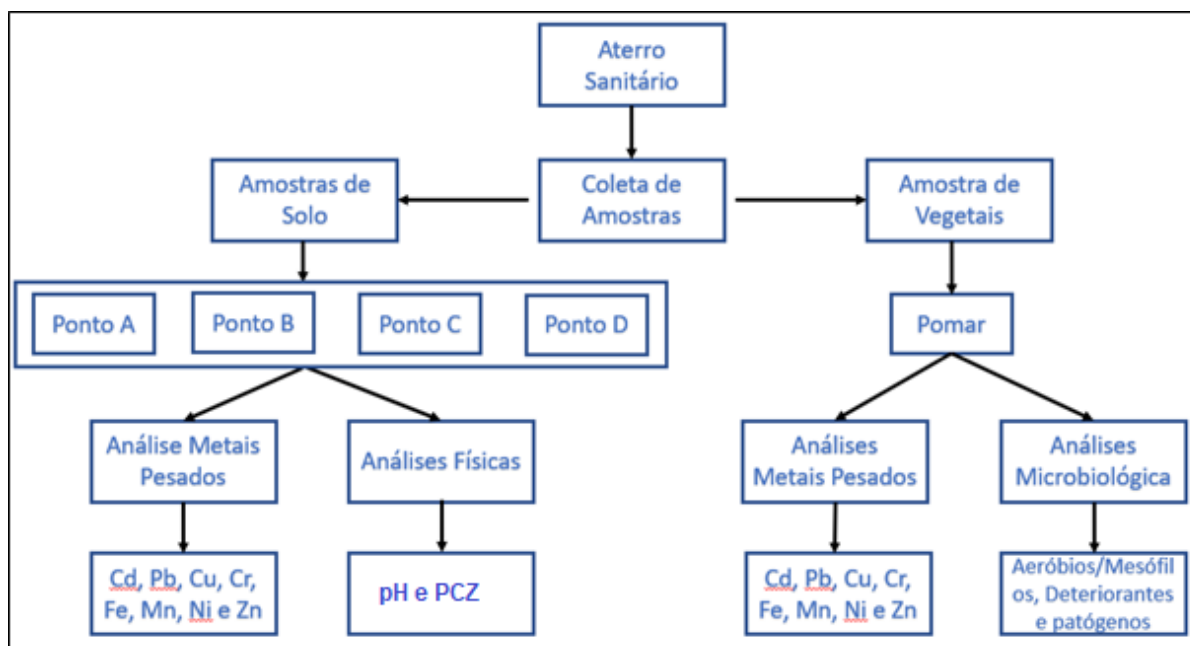
Adaptado Google Maps

As espécies de vegetais analisadas no estudo foram: mandioca (*Manihot esculenta*), mamão (*Carica papaya*), caju (*Anacardium occidentale*), acerola (*Malphigia emarginata*), manga (*Mangifera indica*), goiaba (*Psidium guajava*), jaca (*Artocarpus heterophyllus*), limão taiti (*Citrus x latifolia*), pimenta cumari (*Capsicum baccatum*) e pequi (*Caryocar brasiliense*). Os vegetais foram colhidos maduros ao ponto de serem consumidos, pelo seu pedúnculo, com exceção da mandioca, em que a amostra foi a própria raiz. O pomar está localizado na área do aterro no ponto 10°32'31.9"S 48°22'05.0"W.

Os resultados serão descritos e comparados com a legislação vigente e em algumas literaturas. Para metais pesados contaminantes nos vegetais, o estudo foi baseado nos limites máximos de tolerância (LMT) permitidos, de acordo com o Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965 (ANVISA, 1965), ainda em vigor e para contaminação por metais pesados no solo, comparados com valores orientadores de referência de qualidade, prevenção e intervenção, segundo a Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB, 2005). O valor de referência de qualidade (VRQ) reflete a concentração natural média dos elementos, indicando situação de não contaminação.

Para contaminação microbiológica, foi feita a comparação de acordo com a RDC nº 12, de 02 de janeiro de 2001, que estabelece padrões microbiológicos e sanitários para alimentos destinados ao consumo humano (ANVISA, 2001).

Figura 2. Fluxograma das etapas cumpridas em campo para coleta das amostras de solo e vegetais para análises em laboratórios.



Os experimentos foram conduzidos nos laboratórios da Universidade Federal do Tocantins (UFT) em parceria com a Universidade Federal de Goiás (UFG), Universidade do Estado do Pará (UEPA) e Universidade Federal do Pará (UFPA).

4.1 Quantificação dos metais pesados

4.1.1 Preparação das amostras de solo e vegetais

Nos laboratórios da UFT e UFG, as amostras de solo foram secas a sombra e, posteriormente, submetidas a tamisação em peneiras de 2 mm, para se obter terra fina e seca ao ar (TFSA), armazenado em sacos de polietileno de baixa densidade em temperatura ambiente (20 – 35 °C) até o momento das análises de minerais, físicas e químicas.

Foram coletadas 10 variedades de vegetais. Para cada espécie de caju, goiaba, limão, manga e pequi foram colhidos uma quantidade de 1,5 kg para amostra, 1,0 kg de acerola, 0,5 kg de pimenta cumari, para jaca, mamão e mandioca 2 kg. Os vegetais, ao chegarem no laboratório, foram lavados com água corrente e, em seguida com água deionizada, para retirada de impurezas e transferidas para estufa para secagem a 60°C por 72h. Depois de secas, as amostras foram moídas e o material

guardado em sacos plásticos de polietileno de baixa densidade em temperatura ambiente (20 – 35 °C) até o momento das análises de metais na UFPA.

4.1.2 Digestão das amostras e análises

Amostras de solos, em triplicata, foram digeridas na presença de ácidos para dissolução dos componentes minerais. Foi efetuada em cadinhos de teflon, sobre chapa quente, com adição de HNO₃, H₂SO₄ e HClO₄ concentrados. Cada cadinho recebeu de 0,23 a 0,25 g de TFSA (terra fina e seca ao ar), moída e passada em peneira de 100 mesh (BAKER & AMACHER, 1982).

As amostras de vegetais foram pesadas (0,5 g) para digestão até completar dissolução, sobre chapa quente, com adição de 10 mL de mistura (3:1) nitroperclórica (HNO₃/HClO₄). O extrato digerido foi armazenado em geladeira para posterior análise de minerais.

Para determinação do teor de metais pesados (Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn), usou-se espectrofotômetro de emissão ótica de plasma, indutivamente acoplado (ICP-OES), os limites de detecção para o método estão na tabela 2. Os resultados obtidos foram comparados com a legislações vigente (CETESB, 2005 e ANVISA, 2001) e literaturas.

Tabela 2. Limites de detecção de metais pelo método Espectroscopia Atômica (ICP-OES)

Elemento	Limite de detecção µg/L
Cd	0,1
Cr	0,2
Cu	0,4
Fe	0,1
Mn	0,1
Ni	0,5
Pb	1
Zn	0,2

Adaptado do Guia de Espectroscopia Atômica

4.2 Fator de Bioacumulação FBC

$$FBC = C_{\text{vegetais}}/C_{\text{solo}}$$

Onde C_{solo} e C_{vegetais} são as concentrações de um determinado metal pesado no solo e o vegetal de uma espécie, respectivamente; FBC foi uma medida da eficiência de uma espécie vegetal para ocupar um elemento específico dos solos, e acumulá-lo em seus tecidos (DAN et al., 2017).

4.3 Análises físico-químicas do solo

4.3.1 Determinação pH

A medição do potencial hidrogeniônico, nas amostras, realizou-se por meio de eletrodo através do medidor de bancada microprocessado da marca MS Tecnopon (EMBRAPA, 2017).

4.3.2 Ponto de Carga Zero (PCZ)

Para o ponto de carga zero (PCZ) foi feita titulação potenciométrica do solo em diferentes forças iônicas do meio. Adicionou-se 4,0 g de solo em becker com solução de KCl, durante 3 dias sob agitação, em intervalos de 12h, após, fez-se a titulação com solução ácida (HCl) e base (NaOH) para as concentrações eletrolíticas (EMBRAPA, 2017).

4.4 Pesquisa de microrganismo patogênicos e deteriorantes nos vegetais

Após colhidos os vegetais, acondicionou-se em sacos de polietileno de baixa densidade e levados em temperatura ambiente (20 – 35 °C) para o laboratório da UEPA para que em, no máximo 36 horas, fossem realizadas as análises, os meios de culturas foram feitos previamente no laboratório da UFT.

Foi realizado pré-tratamento como primeira diluição, no qual foi suspenso 10 g de cada amostra em 90 mL de solução tampão de cloreto de sódio-peptona, ajustando-se o pH, quando necessário, para 7,0, para formar a diluição de 10^{-1} . (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1998).

Para contagem de bactérias aeróbicas, as amostras previamente tratadas com a solução peptonada, foi diluída em séries decimais, 10^{-2} e 10^{-3} , até que sejam obtidas contagens inferiores a 300 UFC (Unidades Formadoras de Colônias). Cada diluição foi plaqueada em triplicata, empregando-se a técnica oficial da semeadura em profundidade no ágar caseína-soja. Incubou-se a uma temperatura de 30-35°C, por 48h (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1998).

A Contagem de microrganismos deteriorantes (bolores e leveduras) ocorreu da mesma forma para contagem de bactérias aeróbicas, onde houve o preparo de diluições decimais das amostras previamente tratadas, visando obter contagem esperada de, no máximo, 100 UFC. A técnica empregada foi de semeadura em profundidade no ágar Sabouraud-dextrose, acrescido de solução de ácido tartárico 10% até obtenção de pH 3,0-3,5. Cada diluição plaqueada, em triplicata, foi incubada a 20- 25°C, por 5 dias (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1998).

A pesquisa de patógenos Enterobactérias e outras bactérias Gram negativas, (*Escherichia coli*, *Salmonella sp.*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus*) consistiu na transferência de 10ml do material previamente tratado e incubado a 30-37°C, por período variável entre 2 à 5h, para um caldo de enriquecimento seletivo ou não seletivo, posteriormente isolados em placas e diferenciados. Para *Staphylococcus* e *Pseudomonas*, foi diretamente transferido para o caldo enriquecido não seletivo (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1998). O Caldo de enriquecimento, assim como o tempo de incubação, diferiu conforme os 11 microrganismos, descrito pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1998).

4.5 Delineamento experimental e Análise estatísticas

A pesquisa foi realizada em delineamento inteiramente casualizado (DIC), e as análises realizadas em triplicata. Para verificação de análise ANOVA, teste Tukey, entre os parâmetros estudados (solo e vegetais) e padrões microbiológicos (vegetais), foram utilizados dois programas estatísticos Software Statistica 14.0 e Sisvar 5.8.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Concentração de metais pesados no Solo

As médias das concentrações dos metais nas amostras de solo, estão representadas na tabela 3. Os maiores valores médios foram observados para o Fe (37,26 mg/kg). Foi detectado concentração de apenas, 0,01 mg/kg de chumbo na amostra do Ponto C; o metal Cr não foi detectado em nenhum dos quatro pontos do estudo de acordo com o método utilizado.

Tabela 3. Concentração (mg/kg) de metais no solo, coletados em quatro pontos no aterro sanitário da cidade de Porto Nacional – TO

Metais (mg/kg)	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Média ± Desvio Padrão	VRQ ¹
Cu	0,30 ^c	0,70 ^b	0,90 ^a	0,20 ^d	0,52 ± 0,33	35,00
Fe	43,00 ^a	35,00 ^c	31,00 ^d	40,00 ^b	37,25 ± 5,31	2.289,40*
Mn	3,00 ^c	4,00 ^b	3,00 ^c	8,00 ^a	4,50 ± 2,38	330,00**
Zn	0,10 ^d	0,30 ^c	0,50 ^b	0,90 ^a	0,45 ± 0,34	60,00
Ni	0,35 ^b	0,81 ^a	0,33 ^c	0,01 ^d	0,37 ± 0,32	13,00
Cd	0,02 ^b	0,01 ^c	0,05 ^a	0,02 ^b	0,02 ± 0,01	<0,50
Cr	ND ^a	ND ^a	ND ^a	ND ^a	0,00 ± 0,00	40,00
Pb	ND ^b	ND ^b	0,01 ^a	ND ^b	0,003 ± 0,005	17,00

ND – Não detectado no método utilizado. $P < 0,05$; Letras iguais indicam que, não há diferença entre as médias no mesmo nível de significância na mesma linha; *Rabêlo et al. (2020) para estado do Amazonas; **Chen et al. (1991) e Guilherme et al. (2005); 1 – VRQ – Valores de Referência de Qualidade (CETESB, 2005), excluindo Fe e Mn.

Metais pesados tendem a permanecerem em camadas superiores do solo e podem ser metabolizados em tecidos vegetais, especialmente porque metais são absorvidos por complexos orgânicos. De acordo com a Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos EUA, citada pela Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (ATSDR), do Departamento de Saúde dos EUA, o padrão de Pb nos solos, para áreas não reprodutivas, não deve exceder 1.200 mg/kg. No presente estudo, em comparação com a agência dos EUA, a amostra do Ponto C revelou quantidade que

está dentro do padrão estabelecido para o metal chumbo. O chumbo estando em uma concentração elevada no solo pode ser absorvido pelos tecidos vegetais inclusive partes aéreas e frutos, podendo assim entrar na cadeia alimentar humana acumulando no organismo. A quantidade encontrada no estudo também está dentro do padrão do Valor de Referência de Qualidade (VRQ) estipulado pela CETESB em São Paulo, como valores orientadores para solos conforme pode ser visualizado na tabela 3.

O cobre apresentou diferença significativa entre as médias nos pontos de coleta das amostras, cuja média foi de 0,52 mg/kg. A CETESB define como limite mínimo de tolerância no solo 35,00 mg/kg de Cu, portanto, o presente estudo apresentou-se dentro dos padrões permitido pela legislação. O elemento ferro foi o que obteve maior média entre os pontos de coleta, apresentando diferença significativa entre todos eles, O ponto A foi o que apresentou a maior concentração (43 mg/kg). Legislação da CETESB, 2005 não define valores mínimos nem máximos para Fe em solos, já o CONAMA estabelece que cada estado é responsável pelos valores de referência de qualidade do solo para elementos como o ferro e manganês, também não possuindo um padrão oficial. Segundo Rabêlo et al. (2020), definiram para o Estado do Amazonas valor de referência de 2.289 mg/kg, o estado do Tocantins ainda não possui uma concentração mínima padrão para servir como referência. Portanto, o solo em estudo está de acordo com padrões referenciados para o estado do Amazonas em relação ao comparativo utilizado para Fe neste caso.

O manganês foi outro elemento que apresentou diferenças estatisticamente significativa em suas médias, pôde ser visto uma variação de 3,00 – 8,00 mg/kg nas concentrações dos quatro pontos estudados, além disso de todos os metais encontrados o Mn foi o único que à apresentar uma semelhança estatística entre as amostras de solo, nos Ponto A e C. O Ponto D apresentou o maior valor para o metal 8,00 mg/kg, a CETESB assim como no Fe não define parâmetros para o Mn. Os valores encontrados no presente estudo estão abaixo do padrão estabelecido para linha de base de elementos potencialmente tóxico em solos da Flórida – EUA (Mn = 330,00 mg/kg) (CHEN et al., 1991; GUILHERME, et al., 2005).

Foi encontrado para o Zn uma média de 0,45 mg/kg, onde observou-se a maior concentração no Ponto D (0,90 mg/kg), a CETESB atribui 60 mg/kg como valor de referência de qualidade, indicando que para este metal o solo encontra-se dentro

dos padrões da legislação entre as amostras analisadas. O elemento Ni apresentou uma variação de concentração entre as amostras analisadas (0,01 – 0,81 mg/kg), o Ponto B foi constatado a maior concentração e o Ponto D a menor (0,81 e 0,01 mg/kg respectivamente). A CETESB define como valor de referência de qualidade uma concentração de 13,00 mg/kg, valor maior que o encontrado no presente estudo no aterro sanitário.

Cádmio foi identificado nos quatro pontos analisados, apesar de ter sido encontrado pequenas quantidades obteve uma média de 0,025 mg/kg, onde a maior concentração foi no Ponto C (0,05 mg/kg), este metal pesado é um dos que possui menores tolerância pela CETESB, tendo como valor VRQ <0,50 mg/kg, estando as amostras de solo analisadas dentro dos padrões de referência pela legislação. O Cr não foi identificado em nenhuma amostra de solo dos quatro pontos do aterro sanitário estudado. Chumbo foi observado na amostra do Ponto C com uma concentração de 0,01 mg/kg. Cromo e chumbo estão de acordo com a legislação da CETESB que determina concentrações de 40 e 17 mg/kg respectivamente para os dois elementos.

O fato de o aterro trabalhar com sua capacidade muito reduzida, pode ter corroborado com as concentrações baixas de metais encontrados nos 4 pontos distintos. Não foi observado lixiviados no solo, que é uma das maiores causas de contaminação de solo e da água nos entornos de aterros sanitários. É essencial que as instalações de aterro usem sempre sistemas adequados de detecção de vazamentos para garantir a contenção adequada destes lixiviados, garantindo a qualidade do solo e dos vegetais produzidos.

O aterro, em estudo, possui um sistema de detecção de vazamento por monitoramento de poços subterrâneos, onde são retiradas amostras de água para análises em laboratórios e detecção de contaminação de um possível vazamento das camadas de vedação. O processo de tratamento e purificação do aterro, mostra-se eficaz, apesar da pouca demanda, pois os compostos não chegam ao solo e ainda não representam ameaças toxicológicas.

O Ponto que apresentou a maior quantidade de metais foi o D, mas o que elevou a este nível foram as concentrações de Fe, Mn e Zn que em poucas quantidades se torna essencial. Em relação a toxicidade do solo o que obteve a maior

concentração de Ni, Cd, Cr e Pb foram as amostras do Ponto B, já que obteve a maior valor de níquel (0,81 mg/kg).

5.2 Concentração de metais pesados nos vegetais

Os vegetais analisados no pomar do aterro obtiveram concentrações variadas para os metais, comparando as diferentes espécies (Tabela 4). No geral, pimenta cumari mostrou-se com as maiores concentrações evidenciadas na pesquisa, com destaque para o elemento Fe (3,60 mg/100g) o que fez com que a média para este elemento seja a maior. O pequi apresentou maiores concentrações de Mn e Zn (1,50 e 1,02 mg/100g, respectivamente). Acerola e goiaba obtiveram as menores concentrações de metais. A mandioca obteve uma concentração de 0,01 mg/100g de manganês, valor abaixo do que encontrado por (VALDUGA, et al., 2011) 0,09 mg/100g e 9,7 mg/100g encontrado por (CHUKWUMA, et al., 1995).

Tabela 4. Concentração de metais mg/100g encontrados nos vegetais produzidos no aterro sanitário em Porto Nacional – TO

	ACE	CAJ	GOI	JAC	LIM	MAM	MAN	MAG	PEQ	PCR	MED	PAD
Cu	0,05 ^e	0,05 ^e	0,04 ^e	0,10 ^d	0,06 ^e	0,02 ^f	0,60 ^a	0,60 ^a	0,48 ^b	0,25 ^c	0,22	3,00
Fe	0,20 ^f	0,20 ^f	0,11 ^g	0,59 ^c	0,30 ^d	0,20 ^f	0,28 ^e	0,11 ^g	0,68 ^b	3,60 ^a	0,62	---
Mn	0,10 ^g	0,70 ^b	0,12 ^f	0,07 ^h	0,16 ^e	0,03 ⁱ	0,01 ⁱ	0,34 ^c	1,50 ^a	0,29 ^d	0,33	---
Zn	0,08 ^e	0,10 ^e	0,06 ^f	0,10 ^e	0,23 ^d	0,03 ^g	0,34 ^c	0,10 ^e	1,02 ^a	0,51 ^b	0,25	2,50
Ni	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,30
Cd	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,05
Cr	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,01
Pb	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,00	0,01

ND – Não detectado no método utilizado; $P < 0,05$; Letras iguais na mesma linha indicam que, não há diferença entre as médias no mesmo nível de significância; ACE – acerola; CAJ – cajá; GOI – goiaba; JAC – jaca; LIM – limão; MAM – mamão; MAN – mandioca; MAG - manga; PEQ – pequi; PCR – pimenta cumari; MED – Média; PAD – Padrão (Decreto 55.871, ANVISA, 1965).

De acordo com os padrões estabelecidos pela ANVISA, que estabelece limites para substâncias residuais ou migradas, presentes no alimento em decorrência de produção, beneficiamento, armazenamento e transporte do alimento ou das matérias primas, todos os vegetais analisados no pomar estão de acordo com a

legislação. Vale destacar que o Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965 da ANVISA não determina padrões de concentrações para Fe e Mn em vegetais.

Pan et al. (2016) analisaram as concentrações de arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), prata (Hg) e chumbo (Pb) de diferentes vegetais em áreas agrícolas contaminadas. Foi relatado que o acúmulo de As (0,037 mg/kg) e Pb (0,014 mg/kg) foi maior em coentro (*Coriandrum sativum*); os maiores níveis médios foram de Cd (0,041 mg/kg) em alface (*Chicorium endiva L.*), Cr (0,142 mg/kg) em espinafre (*Spinacia oleracea L.*), Ni (0,331 mg/Kg) no feijão comum (*Phaseolus vulgaris L.*) e Hg (0,034 mg/kg) no repolho (*Ipomea aquatica Forssk*).

No presente estudo, as concentrações de Cu, apareceram em todos os vegetais, sendo que os de maior concentração (mandioca e manga com 0,60 mg/100g), estão abaixo dos limites determinados pela legislação que é de 3,00 mg/100g. Este também foi o elemento que possuiu a menor variação na composição dos vegetais. O cobre é muito prejudicial à saúde humana, causando danos ao sistema reprodutivo, capacidade neurológica, sistema imunológico e sofrimento gastrointestinal (TOTH, et al., 2016), porém este mineral e o chumbo não foram encontrados em nenhuma amostra.

Manganês foi o elemento que estatisticamente mais variou dentre os vegetais estudados, cujo mamão e mandioca foram os únicos que apresentaram médias semelhantes 0,01 e 0,03 mg/100g respectivamente. A legislação brasileira, utilizada como padrão, não determina limite para esse metal, mas pela OMS/FAO o máximo permitido é de 50 mg/100g. No entanto foi encontrado 1,50 mg/100g de manganês no pequi, o que está dentro dos padrões internacionais. Ressaltando que o manganês também é um elemento primordial para os vegetais, servindo como ativador enzimático e da fotossíntese.

As concentrações de Fe, obtida nesse estudo, estão de acordo com Waheed et al. (2003) que investigaram vegetais crus, cultivados em áreas industriais com águas residuais. Os autores relatam que as concentrações de Fe variaram de 1,70 a 3,50 mg/100g.

A distribuição dos metais, de acordo com os cultivos analisados seguiram o seguinte padrão, em ordem decrescente: Acerola - Fe>Mn>Zn>Cu, Caju, Goiaba, - Mn>Fe>Zn>Cu, Jaca - Fe>Cu=Zn>Mn, Limão - Fe>Zn>Mn>Cu, Mamão -

Fe>Mn=Zn>Cu, Mandioca - Cu>Zn>Fe>Mn, Manga - Cu>Mn>Fe>Zn, Pequi - Mn>Zn>Fe>Cu, Pimenta - Fe>Zn>Mn>Cu.

A concentração de zinco variou de 0,03 a 1,02 mg/100g, porém, manga, jaca e caju não se diferenciaram em suas médias todos obtiveram 0,10 mg/100g. O zinco, em altas concentrações, pode ser tóxico e, de acordo com a legislação (ANVISA, 1965), todos os vegetais encontram-se abaixo do limite tolerável de 2,5 mg/100g. Leblebici e Kar (2018) analisando vegetais na província de Nevsehir, Turquia, encontraram concentrações de zinco média de 0,05 – 0,11 mg/100g, valores semelhantes ao encontrados nos vegetais do aterro. Um estudo feito com vegetais cultivado em áreas contaminadas e irrigadas com águas poluídas de resíduos industriais e lixiviados no distrito de Narayangonj, Bangladesh apresentaram média 937 mg/100g (RATUL, et al., 2018). Solos contaminado com grande concentração de metais, a espécie vegetal não consegue metabolizar, fazendo assim a translocação desses contaminantes para as partes aéreas.

Alguns autores como Chandran et al. (2012) analisaram as concentrações de Cd, Cr e Pb em beringela (*Solanum melongena*) coletadas em uma fazenda irrigada com esgoto. A concentração de metais analisados foi de 1,70 mg/kg, 0,45 mg/kg e 0,4 mg/kg para Cd, Cr e Pb, respectivamente. A maior translocação do Cd foi relatada, devido ao transporte ativo ou falta de absorção de metal para íons fixos ou solúveis na raiz, ou talvez devido à troca com Ca, Mn e Zn se movendo pelas raízes.

A diversidade vegetal pode ser um indicador adequado dos efeitos ambientais das atividades do aterro. Haja vista que as proximidades dos pontos em estudo se mostram com uma variedade de plantas, com árvores nativas e um pomar, o que pode indicar as baixas concentrações de metais no solo. Solos com baixa diversidade de vegetais com predominância de plantas rasteiras como musgos, são bioindicadores de contaminações por metais pesados. Os musgos, são amplamente utilizados como bioindicadores de poluição por metais na atmosfera e no solo, pois permitem, com a mesma amostra, a monitorização simultânea de um grande número de contaminantes (ADRIANO, et al., 2012; SUN, et al., 2011). Devido às características morfológicas e fisiológicas, essas plantas podem acumular grandes quantidades de metais, muito maiores do que os encontrados no ar, ao longo de toda a sua superfície (SUN, et al., 2011; ACHOTEGUI-CASTELLS, et al., 2013). Por outro lado, por ser uma área com cerca de 2 anos de exploração de resíduo e de ter os

devidos cuidados com rejeitos, os impactos no solo ainda não são perceptivos no aterro sanitário do estudo.

Além disso, os metais pesados apresentaram variações em suas concentrações, essas características podem estar relacionadas a fontes naturais de formação do solo ou até da própria característica fisiológica do vegetal. Portanto, a interação entre diferentes metais pesados ocorre na superfície das raízes e dentro da planta, o que afeta a translocação dos metais. A quantidade de metais nos vegetais também depende principalmente da concentração acumulada no solo provinda de diversas fontes naturais ou antropogênicas de contaminação como mineração, lixiviação e gases tóxicos. Neste estudo feito no aterro em Porto Nacional, no solo foi encontrado metais, que pode ser considerado como um solo não contaminado de acordo com a legislação, esses metais encontrados não são capazes de contaminar os vegetais, indicando que até o presente estudo a área pode ser utilizada para plantio de culturas vegetais.

5.3 pH e PCZ do solo nos pontos de coleta

Os valores de pH encontrados nos solos variaram de ácido para pouco ácido (4,98 – 5,27). Características tais como pH, teor de matéria orgânica, interação entre os metais, quantidade de argila, PCZ são responsáveis pelo comportamento e disponibilidade/mobilidade de metais pesados no solo para plantas. Dentre os quais, o valor de pH é o mais relevante, que além de afetarem diretamente as reações que ocorrem no meio, são também os principais fatores que controlam a disponibilidade dos metais pesados em solução do solo (PIERANGELI et al. 2001).

Tabela 5. Valores médios de pH e Potencial de Carga Zero (PCZ) das amostras de solos encontrados por meio de coletas feitas no aterro sanitário em Porto Nacional – TO

em quatro pontos.

Amostra	pH	PCZ
PONTO A	5,27 ^b ±0,06	3,28 ^b ±0,01
PONTO B	5,19 ^{ab} ±0,03	3,17 ^b ±0,02
PONTO C	4,98 ^a ±0,05	3,00 ^a ±0,10
PONTO D	5,17 ^{ab} ±0,11	3,17 ^b ±0,02

Os dados são apresentados média ± desvio padrão; medidas seguidas por letras distintas na mesma coluna diferem entre si pelo teste Tukey (5%)

O pH do solo é um fator importante que controla o comportamento geoquímico dos metais pesados em fase de solo sólido e solução. Ele também rege os processos de sorção/desorção e especiação química de metais pesados em solos (BALASOIU et al., 2001; ASHRAF et al., 2017). Vários fatores contribuem para a oxidação/redução induzida pelo pH do solo. O resultado do PCZ do presente estudo está indicando que valores de pH menores que o do ponto, o solo tende a ter cargas positivas, enquanto que acima do PCZ as cargas serão negativas (figura 3).

Figura 3. Esquema representativo das características do potencial de carga zero (PCZ) das amostras de solos encontrados através de coletas feitas no aterro sanitário em Porto Nacional – TO nos quatro pontos distintos.

	pH													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
PONTO A	++	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PONTO B	++	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PONTO C	++	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PONTO D	++	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

+ Cargas positivas do solo; - Cargas negativas do solo

Os devidos pontos em estudo possuem características acessíveis para uma disponibilidade de absorção de metais disponíveis no solo para as plantas. O pH do solo e a mobilidade do metal pesado no solo e a biodisponibilidade às plantas tem sido bem documentada na literatura (SHAHID et al., 2016). A diminuição do pH do

solo (<7) alimenta o solo de metais pesados, enquanto em valores mais elevados de pH (> 8), os metais precipitam-se dentro da matriz do solo (SHAHID et al., 2012). Desta forma, os metais têm geralmente alta solubilidade, mobilidade e biodisponibilidade em valores de pH mais baixos e vice-versa. Os metais pesados apresentam-se em sua forma de cátions, o que facilitaria sua absorção pelas plantas se o solo estivesse contaminado, devido a relação de cargas negativas disponíveis na faixa de pH encontrado (tabela 5).

Alguns exsudatos radiculares vegetais podem conter alguns ácidos orgânicos, incluindo citrato, malato, acetato e oxalato, o que poderia reduzir o pH do solo da rizosfera e melhorar a mobilidade dos metais no sistema solo-vegetal (SHEORAN et al., 2011; ALFORD et al., 2010; KIM et al., 2010). Além disso, alguns metais pesados poderiam ser dissolvidos por exsudatos radiculares e tomados pelas raízes da planta através de reações complexas (BERKELAAR e HALE, 2003).

Zeng et al. (2011) observaram essa relação negativa entre pH do solo e conteúdos instáveis para Cr, Zn, Mn, Fe, Zn e Pb. Eles propuseram que o pH controla a extensão da carga negativa líquida ligada à fase sólida do solo: quanto menor o pH do solo, mais carregado positivamente a fase sólida do solo, resultado esse que pode ser comparado ao encontrado no solo em estudos elucidados pelos valores do PCZ da tabela 5. Com baixos valores de pH (<6) como os encontrados, a competição H^+ por locais de ligação aumenta a liberação de metais de locais de ligação do solo para a solução do solo. Pelo contrário, a ausência de prótons em pH alto torna os locais de troca em fase sólida livremente disponíveis para ações metálicas. No entanto essas trocas em solos bastante contaminados por metais pesados facilitaria a disposição para as culturas.

5.4 Bioacumulação nos vegetais

A capacidade de absorção e translocação das plantas para metais pesados está intimamente relacionada com os fatores de bioconcentração (FBC). Os valores FBC (tabela 6) dos dez vegetais analisados para os quatro metais pesados

encontrados, variaram de 0,02 (mandioca) a 23,33 (pequi). Zn, Cu e Mn apresentaram os maiores FBC que os outros metais, não foram encontrados FBC para Ni, Cd, Cr e Pb em nenhum vegetal analisado.

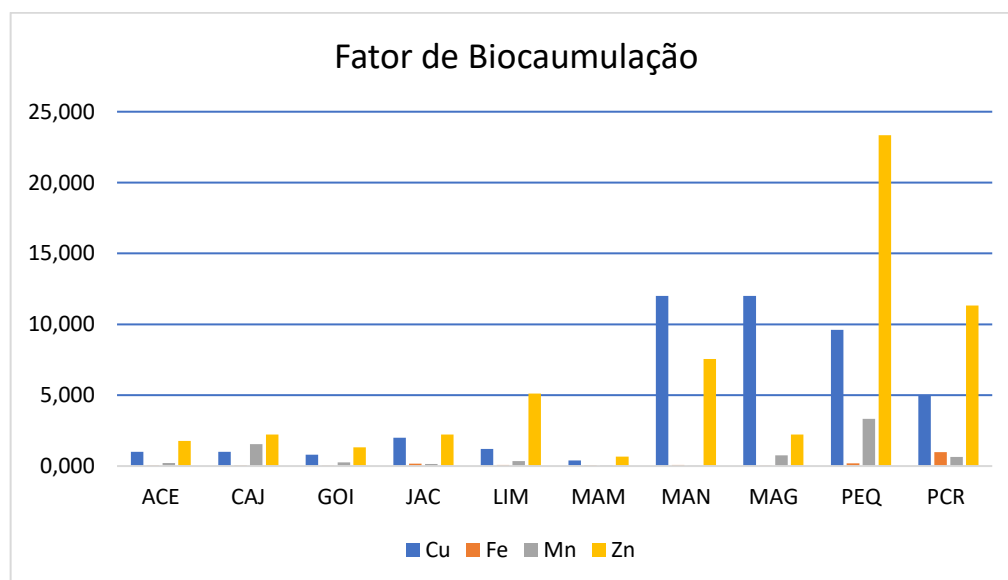
Tabela 6. Fator de Bioacumulação (FBC mg/kg), relação entre o valor médio encontrado do metal no solo e nos vegetais $FBC = C_{vegetais}/C_{solo}$.

METAIS	ACE	CAJ	GOI	JAC	LIM	MAM	MAN	MAG	PEQ	PCR
Cu	1,00	1,00	0,80	2,00	1,20	0,40	12,00	12,00	9,60	5,00
Fe	0,05	0,05	0,03	0,15	0,08	0,05	0,07	0,03	0,18	0,97
Mn	0,22	1,55	0,26	0,15	0,35	0,06	0,02	0,75	3,33	0,64
Zn	1,77	2,22	1,33	2,22	5,11	0,66	7,55	2,22	23,33	11,33
Ni	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ACE – acerola; CAJ – cajá; GOI – goiaba; JAC – jaca; LIM – limão; MAM – mamão; MAN – mandioca; MAG - manga; PEQ – pequi; PCR – pimenta cumari.

Em geral, FBC do pequi, mandioca, pimenta e manga apresentaram valores maiores do que os demais vegetais. No entanto, o mamão foi o que se encontrou com os menores índices.

Gráfico 1. Fator de Bioacumulação (FBC mg/kg), relação entre o valor médio encontrado do metal no solo e nos vegetais $FBC = C_{vegetais}/C_{solo}$.



ACE – acerola; CAJ – cajá; GOI – goiaba; JAC – jaca; LIM – limão; MAM – mamão; MAN – mandioca; MAG - manga; PEQ – pequi; PCR – pimenta cumari

A capacidade de acumulação e translocação de metais pesados nas plantas é um dos fatores críticos mais importantes para o controle. E, essas habilidades das plantas podem refletir pelo valor FBC (GALAL e SHEHATA, 2015). Verificou-se que algumas plantas pantanosas, incluindo *S. validus*, *P. australis* e *T. orientalis* foram capazes de acumular metais pesados nos rizomas (HUANG et al., 2018; PARZYCH et al., 2016). Já foi constatado que o cádmio é facilmente transferido do solo para o fruto (IMERI et al. 2019), devido à concorrência com o cálcio que tem a mesma valência e sendo essencial para as plantas é transportado ativamente em tecidos vegetais. No entanto não foi encontrado o metal entre os vegetais analisados apesar dele está presente em todos os pontos do aterro sanitário.

Assim sendo, os valores FBC das plantas são difíceis de exceder 1 para Ni, Cd, Cr, e Pb mesmo em concentrações de metais nos solos extremamente altas, mas as raízes das plantas ainda podem acumular quantidade de metais pesados. Por exemplo, Wang et al. (2018) investigaram os metais pesados (As, Cd, Cr, Co, Ni, Pb e Zn) absorvidos em *Phragmites australis* e *Typha orientalis* em um pântano contaminado. Os resultados mostraram que a concentração de As em sedimentos foi 100 vezes maior do que o valor de solo. Embora a alta concentração de As tenha sido detectada nas plantas, os valores FBC das plantas ficaram abaixo de 1. Zhang et al. (2021) também descobriram que as *phragmites australis* absorviam altas quantidades de Zn em uma área de pântano poluído, mas os valores FBC foram apenas de a 0,32. Apesar deste tipo de planta ser considerada um bioacumulador de metais, os fatores de bioacumulação registrados nos frutos analisados apenas o mamão obteve valores abaixo de 1.

Na década de 1980, Baker (1981), Baker e Brooks (1989) propuseram que a concentração de Cr, Pb, Ni e Co em partes de plantas hiperacumuladores deveria ser superior a $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ massa seca, e Zn e Mn mais de $10.000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ massa seca. Na presente pesquisa, pode ser observado que em todos os vegetais com exceção do mamão obtiveram índices ($\text{FBC}>1$), em pelo menos um metal, o caju e o pequi apresentaram índices acima de 1 para pelo menos 3 metais (Cu, Mn e Zn). A própria característica do vegetal explica alguns valores altos para esses fatores; assim sendo, pôde ser visto que esses 3 metais pesados encontrados em plantas foram maiores do que os do solo, resultados semelhantes foram encontrados por Wei et al., (2005). Embora as plantas selecionadas não possam ser consideradas hiperacumuladoras, elas ainda têm um potencial para retirar alguns metais do solo

sem haver uma alta concentração que faça desse tipo de elemento seja tóxico. Bonanno et al. (2017), mostraram que o acúmulo de metais pesados nas raízes vegetais reduziu o efeito tóxico nos tecidos fotossintéticos, o que é considerado como uma estratégia de tolerância das plantas. Além disso, a capacidade de acumulação dos vegetais foi variada com espécies das plantas e metais pesados. O fator de bioacumulação é muito utilizado principalmente em ambientes com altos índices de contaminação por metais; o que justifica valores muito acima de 1 no presente estudo, já que o solo estudado encontra-se com níveis adequados de metais conforme legislação, o que faz com que a quantidade de um determinado metal no solo as vezes seja menor do que a encontrada nos vegetais.

5.5 Contaminação microbiológica

Todas as amostras de frutas, coletadas no pomar do aterro, apresentaram contaminação para os diferentes microorganismos (MO), como pode ser visto na tabela 7. Todas as amostras obtiveram a presença de MO aeróbios / mesófilo, bolores e leveduras, *staphylococcus* e *pseudomonas*; 20% dos vegetais apresentaram contaminação para *Escherichia coli* e nenhuma amostra houve a presença de *salmonella*.

Tabela 7. Taxa positiva e prevalência de patógenos e deteriorantes em amostras de vegetais colhidos no pomar do aterro sanitário em Porto Nacional – TO.

Frutas	Microbiológica UFC/g					
	AE / MS	BOLV	STP	E. coli	PSD	SAL
Acerola	1,9x10 ^{7a}	3,4x10 ^{4b}	1,5x10 ^{5b}	positivo	2,0x10 ^{2cde}	ausência
Cajú	4,2x10 ^{6d}	2,0x10 ^{4c}	9,2x10 ^{4c}	---	4,2x10 ^{2cd}	ausência
Goiaba	6,3x10 ^{6c}	5,2x10 ^{4a}	1,02x10 ^{5c}	---	1,5x10 ^{3a}	ausência
Jaca	5,2x10 ^{6cd}	2,3x10 ^{4c}	8,0x10 ^{3d}	---	3,0x10 ^{2cde}	ausência
Limão	1,6x10 ^{2e}	7,0x10 ^{2d}	3,0x10 ^{2d}	---	5,2x10 ^{2bc}	ausência
Mamão	1,2x10 ^{7b}	2,9x10 ^{4bc}	3,0x10 ^{3d}	positivo	4,2x10 ^{2cd}	ausência
Mandioca	7,0x10 ^{3e}	1,2x10 ^{2d}	3,2x10 ^{5a}	---	3,2x10 ^e	ausência
Manga	6,0x10 ^{3e}	7,0x10 ^{3d}	5,0x10 ^{1d}	---	8,0x10 ^{2b}	ausência
Pequi	2,0x10 ^{3e}	3,2x10 ^{3d}	2,3x10 ^{3d}	---	6,2x10 ^{de}	ausência
Pimenta cumari	1,1x10 ^{4e}	2,5x10 ^{3d}	1,5x10 ^{3d}	---	8,2x10 ^{de}	ausência
ANVISA (2001)	---	5x10³	10³	---	---	ausência

AE / MS: Aeróbios / Mesófilos – BOLV: Bolores e Leveduras – STP: Staphylococcus – E.coli: Escherichia coli – PSD: Pseudomonas – SAL: Salmonella; $P < 0,05$; Letras iguais indicam que, não há diferença entre as médias no mesmo nível de significância.

Os microorganismos aeróbios/mesófilos (AE e MS) apresentaram nível de contaminação em todas as espécies vegetais, variando de $2,0 \times 10^3$ – $1,9 \times 10^7$ UFC/g. 60% das amostras apresentaram contagem acima de 10^4 UFC/g. Acerola obteve a maior contaminação, seguido pelo mamão, goiaba, jaca e caju ($1,9 \times 10^7$, $6,3 \times 10^6$, $5,2 \times 10^6$ e $4,2 \times 10^6$ UFC/g, respectivamente). Graça et al. (2017) analisando frutas prontas para o consumo nos maiores mercados de Algarve (Portugal), encontraram AE e MS uma média que variou de 10^3 a 10^9 UFC/g, valores próximos do que os encontrados nas amostras dos vegetais do aterro. Graça et al. (2015) descreveram resultados em vegetais onde a contagem de AE e MS variou de 10^3 a 10^9 UFC/g. No entanto, apenas 2,9% das amostras tinham contagem de AE e MS inferior a 10^5 UFC/g e 59,7% das amostras tiveram contagem entre 10^7 e 10^8 UFC/g.

A legislação atual RDC nº 12 (ANVISA, 2001) não estabelece limites para a contagem total de microrganismos mesófilos / aeróbicos. No entanto, existem

algumas normas ou recomendações internacionais que podem ser utilizadas em comparativos. De acordo com Legnani & Leoni (2004), França e Alemanha estabelecem 5×10^7 UFC/g como limite para a contagem total de microrganismos AE e MS em vegetais prontos para comer. De acordo com essa norma, todos os vegetais estão de acordo com a legislação dos países em questão. Por outro lado, o pequi, limão, manga e pimenta cumari obtiveram as menores contagens. A contagem total de AE e MS são indicadores úteis das condições favoráveis existentes de multiplicação de microrganismos.

Quanto às contagens de bolores e leveduras (BOLV) também foram encontrados em todas as amostras. Apenas 40% dos vegetais encontram-se com níveis permitidos pela legislação e grande percentual das amostras apresentaram contaminação superior a 10^4 UFC/g (50%). Segundo estudo realizado em Campinas - SP, de julho a dezembro de 2005, no qual 155 amostras de hortaliças e 25 de frutas comercializadas em supermercados, lojas varejistas e feiras livres da cidade foram avaliadas, as contagens de bolores e leveduras que variaram entre $< 1 \times 10^2$ e $2,5 \times 10^6$ UFC/g com média de $2,3 \times 10^3$ (Santos et al., 2010). Apenas 20% tinham contagem inferior a 10^3 UFC/g. Os maiores meios de BOLV foram encontrados em goiaba, acerola e mamão ($5,2$, $3,4$, $2,9 \times 10^4$ UFC/g, respectivamente). Destaca-se aqui a mandioca como sendo a que obteve a menor concentração $1,2 \times 10^2$ UFC/g; contagem baixa também pode ser observada no limão, mandioca, pequi e pimenta cumari que apresentaram semelhança estatísticas em 5% de significância. Esses resultados indicam que essas amostras de vegetais com a presença de BOLV são mais susceptíveis a deterioração. Fungos são microrganismos que requerem pouca umidade e se multiplicam a temperaturas na faixa de 25 a 30 °C e com baixos níveis de pH. Além disso a presença de alguns bolores em frutas e hortaliças podem levar problemas de saúde por causa da produção de micotoxinas (TOURNAS, et al., 2006).

Os níveis médios de contagem para *Staphylococcus* (STP) variaram de $5,0 \times 10^1$ – $1,5 \times 10^5$ UFC/g, apenas manga ($5,0 \times 10$ UFC/g) estava dentro dos padrões utilizados pela RDC 12. Os outros 90% dos vegetais analisados estavam inaceitáveis para consumo, embora a presença de STP em vegetais tenha sido relatada, ela não representa um risco, pois possui desvantagem em competição com outras espécies de bactérias presentes em frutas e vegetais crus. No entanto, esse tipo de contaminação pode ser um problema quando o patógeno staphylococci está presente

na amostra, vale destacar que a população de estafilococos coagulase ficou abaixo do limite de detecção em todas as amostras analisadas. Resultados semelhantes foram observados por Maistro et al., (2012), que avaliaram a qualidade microbiológica e a segurança de hortaliças comercializadas em Campinas – SP, Brasil, em que nenhuma das 172 amostras avaliadas apresentaram *Staphylococcus* com coagulase positiva.

Nos vegetais analisados todos tiveram presença de *pseudomonas*. A goiaba apresentou a maior contagem $1,5 \times 10^3$ UFC/g; mandioca, pequi e pimenta cumari apresentaram as menores concentração. Apesar da legislação brasileira (RDC 12 da ANVISA, 2001) não determinar limites para PSD em frutas e vegetais, por outro lado ela indica que em preparos de alimentos e ingredientes feitos para grupos de pessoas específicas como imunossuprimidos, deve haver ausência de *pseudomonas*, nesse caso, todos os vegetais do estudo estão inapropriados, para estas pessoas. PSD estão ligadas ao apodrecimento de vegetais (“podridão mole”), ficam instaladas nas superfícies dos vegetais e podem se desenvolver até em temperatura de refrigeração, a sua presença serve de indicativo de deterioração por bactérias.

E. coli foi percebida em 20% dos vegetais analisados, somente o mamão e acerola estavam contaminados, podendo indicar contaminação fecal. Os dois vegetais assim como a jaca apresentaram-se com manchas escuras em suas estruturas externas durante todo o ciclo de amadurecimento. A RDC 12 da ANVISA, 2001, não define valores padrões para *E. coli* especificamente, ela sugere o mínimo de 10^2 UFC/g para coliformes 45 °C, assim sendo pode-se dizer que os dois vegetais estão contaminados e impróprios para o consumo. Os resultados encontrados para salmonela foram satisfatórios, ou seja, estavam livres do microorganismo, estando de acordo com a legislação. Resultados semelhantes foram encontrados por Paula et al. (2009) que avaliaram a qualidade das hortaliças e frutas nos supermercados de Lavras-MG, Brasília-DF e São Paulo-SP e verificaram a ausência de *Salmonella spp.* para todas as amostras. A ausência deste MO nos vegetais é fundamental, pois demonstra que o consumidor não está exposto ao risco de infecção alimentar. Tais resultados também foram relatados em estudo realizado nos Estados Unidos, no qual foram avaliados 466 vegetais frescos de origem americana e mexicana, incluindo folhas verdes, ervas e melões todos com resultado livres de salmonela (JOHNSTON, et al., 2006).

A qualidade microbiana da fruta fresca depende da variedade de frutas, operações mínimas de colheita, armazenagem, transporte e condições de embalagem. A sobrevivência e o crescimento dos microrganismos na fruta são afetados por vários fatores intrínsecos e extrínsecos. Por outro lado, a sobrevivência e o crescimento de microrganismos na fruta também dependem de sua atividade fisiológica (viabilidade, taxa de crescimento específica) e capacidade de adaptação às condições de estresse, bem como seu comportamento em populações mistas (concorrência, antagonismo e sinergismo) (BEUCHAT, 2002; FRANCIS, et al., 2012). Produtos frescos podem abrigar grandes populações de microrganismos que podem possuir atividade antagônica contra outros microrganismos, incluindo patógenos.

No entanto, ao mesmo tempo, a sociedade atual enfrenta um desafio maior no consumo de frutas e hortaliças frescas, uma vez que microrganismos patogênicos foram isolados, indicando sua presença. Assim, vários surtos de doenças transmitidas por alimentos têm sido associados ao consumo de frutas e hortaliças frescas. Por isso, a necessidade de medidas adequadas para otimizar as condições de contaminação de frutas e hortaliças frescas tornou-se agora uma preocupação global, identificar e lidar com fontes de contaminação é o primeiro passo no processo. Apesar de ter sido encontrado contaminação por MO em todos os vegetais, aconselha-se que antes do consumo do vegetal seja feita uma sanitização e enxague para eliminação da carga microbiológica contaminante.

6 CONCLUSÕES

Foram encontradas pequenas concentrações de metais pesados nos vegetais e no solo, porém, pode-se dizer que de acordo com a legislação vigente no Brasil para valores de referência de qualidade (CETESB, 2005) e de limites de tolerância microbiológica (ANVISA, 1965), todas as amostras de solo e vegetais analisados, estão respectivamente dentro dos padrões estabelecidos, apesar do solo possuir pH ácido com tendência para cargas positivas. Foram encontrados fatores de bioacumulação em alguns vegetais acima de 1, contudo o produto não pode ser considerado contaminado.

O presente estudo, também, demonstrou que os vegetais analisados possuíam contaminação microbiológica, mas desde que, antes do consumo, realizem higienização adequada dos vegetais, estes podem ser consumidos. A área analisada pode ser utilizada para o plantio de culturas vegetais e consumo humano.

Aconselha-se a monitoração constante dos sistemas de contenção do aterro e outros estudos futuros para avaliar novamente as condições do local e da área de cultivo.

REFERÊNCIAS

ABBAS, M.; PARVEEN, Z.; IGBAL, M.; RIAZUDDIN, M.; IGBAL, S.; AHMED, M.; BHUTTO, R. Monitoring of toxic metals (cadmium, lead, arsenic and mercury) in vegetables of Sindh, Pakistan. **Kathmandu University Journal of Science, Engineering and Technology**, 6(2), 60-65, 2010.

ABEDIN, M. J.; COTTER-HOWELLS, J.; MEHARG, A. A. Arsenic uptake and accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) irrigated with contaminated water. **Plant and soil**, 240(2), 311-319, 2002.

ABRELPE, PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL, **Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais**. 2021. Disponível em: < [Download Panorama 2021 – Abrelpe](#) >. Acesso 10 nov. 2021.

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; ANDRADE, J. C. Determinação de cobre, ferro, manganês, zinco, cádmio, cromo, níquel e chumbo em solos usando a solução de DTPA em pH 7,3. In: van RAIJ, B.; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: IAC, 2001. p.240-250.

ACHOTEGUI-CASTELLS, A.; SARDANS, J.; RIBAS, À.; PENUELAS, J. Identifying the origin of atmospheric inputs of trace elements in the Prades Mountains (Catalonia) with bryophytes, lichens, and soil monitoring. **Environ. Monit. Assess.** 185, (2013), 615–629.

ADRIANO D.C. Trace elements in the terrestrial environment. **New York: Springer**, 1986. ABOAL, A.J.R., CARBALLEIRA, A.; GIORDANO, S.; ADAMO, P.; FERNÁNDEZ, J.A. Moss bag biomonitoring: a methodological review. **Sci. Total Environ.** 432, (2012), 143– 158.

AGARWAL, S. K. **Heavy metal pollution** (Vol. 4). APH publishing, 2002.

AGORAMOORTHY, G.; CHEN, F. A.; HSU, M. J. Threat of heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India. **Environmental pollution**, 155(2), 320-326, 2008.

AHMAD, J. U.; GONI, M. A. Heavy metal contamination in water, soil, and vegetables of the industrial areas in Dhaka, Bangladesh. **Environmental monitoring and assessment**, 166(1), 347-357, 2010.

ALFORD, É. R.; PILON-SMITS, E. A.; PASCHKE, M. W. Metallophytes—a view from the rhizosphere. **Plant and Soil**, 337(1), 33-50, 2010.

AL-MUR, B. A. Geochemical fractionation of heavy metals in sediments of the Red Sea, Saudi Arabia. **Oceanologia**, 62(1), 31-44, 2020.

ALI, H.; KHAN, E. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, 25(6), 1353-1376, 2018.

ALI, I. H.; SAIFELDIN, M. S.; ABUBAKR, M. I.; EID, I. B.; KHALID, A. I.; SARA, A. M. E.; MUHAMMAD, A. Contamination and human health risk assessment of heavy metals in soil of a municipal solid waste dumpsite in Khamees-Mushait, Saudi Arabia. **Toxin Reviews**, DOI, 10(15569543.2018), 1564144, 2019.

AMER, M. M.; SABRY, B. A.; MARREZ, D. A.; HATHOUT, A. S.; FOUZY, A. S. Exposure assessment of heavy metal residues in some Egyptian fruits. **Toxicology reports**, 6, 538-543, 2019.

ANVISA, AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Decreto no 55.871, de 26 de março de 1965.** Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/33916/391619/DECRETO%2BN%25C2%25BA%2B55.871%25C2%2BDE%2B26%2BDE%2BMAR%25C3%2587O%2BDE%2B1965.pdf/59b8704c-52f4-481d-8baa-ac6edadf6490>>. Acesso em: 10 nov. 2019.

ANVISA, AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **RDC nº 12, de 02 de janeiro de 2001.** Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/documents/33880/2568070/RDC_12_2001.pdf/15ffddf6-3767-4527-bfac-740a0400829b>. Acesso em: 10 novembro. 2019.

ASHRAF, A.; BIBI, I.; NIAZI, N. K.; OK, Y. S.; MURTAZA, G.; SHAHID, M.; MAHMOOD, T. Chromium (VI) sorption efficiency of acid-activated banana peel over organo-montmorillonite in aqueous solutions. **International journal of phytoremediation**, 19(7), 605-613, 2017.

AYAR, A.; SERT, D.; AKIN, N. The trace metal levels in milk and dairy products consumed in middle Anatolia—Turkey. **Environmental monitoring and assessment**, 152(1), 1-12, 2009.

BAKER, A. J. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal of plant nutrition**, 3(1-4), 643-654, 1981.

BAKER, A. J.; BROOKS, R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, 1(2), 81-126, 1989.

BAKER, D. E.; AMACHER, M. C. Nickel, Copper, Zinc and Cadmium. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (ed.). **Methods of soil analysis, Part 2, Chemical and microbiological properties, 2.ed.**, Madison: ASA, SSSA, p.323–336. 1982.

BALASOIU, C.F.; ZAGURY, G. J.; DESCHENES, L. Partitioning and speciation of chromium, copper, and arsenic in CCA-contaminated soils: influence of soil composition. **Sci. Total Environ.**, 280, pp. 239-255, 2001.

BARCELOUX, D. G. Copper. **Clin Toxicol** 1999; 37 (2): 217-230.

BARONE, G.; DAMBROSIO, A.; STORELLI, A.; GAROFALO, R.; BUSCO, V. P.; STORELLI, M. M. Estimated dietary intake of trace metals from swordfish consumption: a human health problem. **Toxics**, 6(2), 22, 2018.

BERKELAAR, E.; HALE, B. A. Accumulation of cadmium by durum wheat roots: Bases for citrate-mediated exceptions to the free ion model. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, 22(5), 1155-1161, 2003.

BEUCHAT, L. R. Ecological factors influencing survival and growth of human pathogens on raw fruits and vegetables *Microbes and Infection*, 4 (2002), pp. 413-423.

BHARGAVA, A.; CARMONA, F. F.; BHARGAVA, M.; SRIVASTAVA, S. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. **Journal of environmental management**, 105, 103-120, 2012.

BIASIOLI, M. Potentially toxic elements contamination in urban soils: A comparison of three European cities. **Journal Environmental Quality**, v. 36, p. 70–79, 2007.

BLEWETT, T. A.; LEONARD, E. M. Mechanisms of nickel toxicity to fish and invertebrates in marine and estuarine waters. **Environmental Pollution**, 223, 311-322, 2017.

BOHN, H. L.; NCNEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. John Wiley and Sons, New York. **Soil Chemistry** (2nd ed.), 1985.

BONANNO, G., BORG, J. A.; DI MARTINO, V. Levels of heavy metals in wetland and marine vascular plants and their biomonitoring potential: a comparative assessment. **Science of the Total Environment**, 576, 796-806, 2017.

BRANCHINI, L. Advanced Cycles and New Design Concepts for Efficient Power Plants, Municipal waste overview. **Waste-to-Energy**. Springer (2015), pp. 7-17.

CABRAL-PINTO, M. M.; INÁCIO, M.; NEVES, O.; ALMEIDA, A. A.; PINTO, E.; OLIVEIROS, B.; DA SILVA, E. A. F. Human health risk assessment due to agricultural activities and crop consumption in the surroundings of an industrial area. **Exposure and Health**, 12(4), 629-640, 2020.

CAMBRA, K.; MARTINEZ, T.; URZELAI, A.; ALONSO, E. Risk analysis of a farm area near a lead-and cadmium-contaminated industrial site. **Journal of Soil Contamination**, 8(5), 527-540, 1999.

CARDAMONE, C.; ALEO, A.; MAMMINA, C.; OLIVERI G. Assessment of the microbiological quality of fresh produce on sale in Sicily, Italy: preliminary results. **Di Noto. J Biol Res-Thessaloniki** 22 (2015) (1): 1.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Decisão da Diretoria Nº 195/2005, de 23/11/2005**. São Paulo: CETESB. https://cetesb.sp.gov.br/solo/wpcontent/uploads/sites/18/2014/12/tabela_valores_2005.pdf. 10 nov. 2019.

CHANDRAN, S.; NIRANJANA, V.; BENNY, J. Accumulation of heavy metals in wastewater irrigated crops in Madurai, India. **J. Environ. Res. Develop.**, 6 (3), 432, 438, 2012.

CHANEY, R.L. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. In: BITTON, G.; DAMRON, B.L.; EDDS, G.T.; DAVIDSON, J.M. (Ed.). **Sludge health risks of land application**. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1980. p.59-83.

CHANEY, R. L.; OLIVER, D. P. Sources, potential adverse effects and remediation of agricultural soil contaminants. In: **Contaminants and the soil environment in the Australasia-Pacific region**. Springer, Dordrecht, 1996. p. 323-359.

CHATURVEDI, R.; BANERJEE, S.; CHATTOPADHYAY, P.; BHATTACHARIEE, C. R.; RAUL, P.; BORAH, K. High iron accumulation in hair and nail of people living in iron affected areas of Assam, India. **Ecotoxicology and environmental safety**, 110, 216-220, 2014.

CHEN, H.; TENG, Y.; LU, S.; WANG, Y.; WANG, J. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. **Science of the Total Environment**, v. 512–513, p. 143–153, 2015.

CHEN, J. M.; BLACK, T. A. Measuring leaf area index of plant canopies with branch architecture. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 57, n. 1-3, p. 1-12, 1991.

CHEN, Z. F.; ZHAO, Y.; ZHU, Y.; YANG, X.; QIAO, J.; TIAN, Q.; ZHANG, Q. Health risks of heavy metals in sewage-irrigated soils and edible seeds in Langfang of Hebei province, China. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, 90(2), 314-320, 2010.

CHIBUIKE, G. U.; OBIRA, S. C. Heavy metal polluted soils: effect on plants and bioremediation methods. **Applied and environmental soil science**, 2014.

CHICEA, D.; BARBU, H. On metal pollution in Copsa Mica área. **Romanian Reports in Physics**, v. 56, n. 4, p. 769–776, 2004.

CHUKWUMA, C. S. Evaluating baseline data for copper, manganese, nickel and zinc in rice, yam, cassava and guinea grass from cultivated soils in Nigeria. **Agriculture, Systems and Environment** 1995, 53, 47.

CLARKSON, D. T.; LUTTGE, U. Mineral nutrition: divalent cations, transport and compartmentation. **Progress in botany**, 93-112, 1989.

CLEMENS, S.; MA, J. F. Toxic heavy metal and metalloid accumulation in crop plants and foods. **Annual review of plant biology**, 67, 489-512, 2016.

CONAMA. Resolução no 420, de 28/12/2009. In: **Resoluções do CONAMA. Brasília: Ministério do Meio Ambiente**, 2012. p. 899–915.

CONAMA. Resolução no 460, de 30/12/2013. In: **Resoluções do CONAMA. Brasília, DF: DOU**, 2013. p. 153.

CORNU, J. Y.; DENAIX, L.; LACOSTE, J.; SAPPIN-DIDIER, V.; NGUYEN, C.; SCHNEIDER, A. 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**, 23(4), 2997-3007, 2016.

DAN, A.; OKA, M.; FUJII, Y.; SODA, S.; ISHIGAKI, T.; MACHIMURA, T.; ILKE, M. Removal of heavy metals from synthetic landfill leachate in lab-scale vertical flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, 584, 742-750. 2017.

DINCER, F.; ODABASI, M. A. **Muezzinoglu Chemical**. characterization of odorous gases at a landfill site by gas chromatography–mass spectrometry J. Chromatogr. A, 1122 (2016), pp. 222-229.

DGHAIM, R.; AL KHATIB, S.; RASOOL, H.; ALI KHAN, M. Determination of heavy metals concentration in traditional herbs commonly consumed in the United Arab Emirates. **Journal of environmental and public health**, 2015.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 2017.

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**, 48(3), 317-335, 1989.

EUROSTAT. Statistics Explained, **Waste Statistics**, 2019. Disponível em: <[Waste statistics - Statistics Explained \(europa.eu\)](http://waste-statistics-explained.europa.eu)> Acesso 10 Nov. 2019

EVANS, L. J. Chemistry of metal retention by soils. **Environmental Science & Technology**, 23(9), 1046-1056, 1989.

FAN, Y.; ZHU, T.; LI, M.; HE, J.; HUANG, R. Heavy metal contamination in soil and brown rice and human health risk assessment near three mining areas in central China. **Journal of healthcare engineering**, 2017.

FAO/WHO. (World Health Organization/Food and Agriculture Organization). **Microbiological hazards in fresh leafy vegetables and herbs**: meeting report. Microbiological risk assessment series. 2008. No. 14, Rome, Italy.

FARRAH, H.; PICKERING, W. F. Influence of clay-solute interactions on aqueous heavy metal ion levels. **Water, Air, and Soil Pollution**, 8(2), 189-197, 1977.

FATHABAD, A. E.; SHARIATIFAR, N.; MOAZZEN, M.; NAZMARA, S.; FAKHRI, Y.; ALIMOHAMMADI, M.; KHANEGHAH, A. M. Determination of heavy metal content of processed fruit products from Tehran's market using ICP-OES: a risk assessment study. **Food and chemical toxicology**, 115, 436-446, 2018.

FORSTNER, U.; WITTMANN, G. T. Metal pollution in the aquatic environment. **Springer Science & Business Media**, 2012.

FOTH, H. D. Fundamentals of soil science. **Soil Science**, 125(4), 272, 1978.

FRANCIS, G. A.; Gallone, A.; Nychas, G.J.; Sofos, J. N.; Colelli, G.; Amodio, M. L. Factors affecting quality and safety of fresh-cut produce **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, 52 (2012), pp. 595-61

FRISBIE, S. H.; MITCHELL, E. J.; DUSTIN, H.; MAYNARD, D. M.; SARKAR, B. World Health Organization discontinues its drinking-water guideline for manganese. **Environmental health perspectives**, 120(6), 775-778, 2012.

FULEKAR, M. H.; JADIA, C. D. Phytoremediation: The application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant. Romênia. **Environmental Engineering and Management Journal**, v. 7, n. 5, p. 547–558, 2008.

GAETKE, L. M.; CHOW, C. K. Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. **Toxicology**, 189(1-2), 147-163, 2003.

GALAL, T. M.; & SHEHATA, H. S. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* L. grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution. **Ecological Indicators**, 48, 244-251, 2015.

GALIANO, Y. L.; PEREIRA, C. F.; VALE, J. Stabilization/solidification of a municipal solid waste incineration residue using fly ash-based geopolymers. **Journal of hazardous materials**, 185(1), 373-381, 2011.

GRAÇA, A.; SANTO, D., ESTEVES, E.; NUNES, C.; ABADIAS, M.; QUINTAS, C. Evaluation of microbial quality and yeast diversity in fresh-cut apple **Food Microbiology**, 51 (2015), pp. 179-185.

GRAÇA, A.; Esteves, E., Nunes, C.; Abadias, M.; Quintas, C. Microbiological quality and safety of minimally processed fruits in the marketplace of southern Portugal. **Food control**, (2017). 73, 775-783.

GUILHERME, L.R.G.; MARQUES, J.J.; PIERANGELI, M.A.P.; ZULIANI, D.Q.; CAMPOS, M. L. & MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: TORRADO-VIDAL, P.; ALLEONI, L.R.F.; COOPER, M. & SILVA, A.P., eds. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG, (2005).

GUPTA, N.; YADAV, K. K.; KUMAR, V. A review on current status of municipal solid waste management in India. **Journal of environmental sciences**, 37, 206-217, 2015.

HAFEMAN, D.; FACTOR-LITVAK, P.; CHENG, Z.; VAN GEEN, A.; ASHAN, H. Association between manganese exposure through drinking water and infant mortality in Bangladesh. **Environmental health perspectives**, 115(7), 1107-1112, 2007.

HAJEB, P.; SLOTH, J. J.; SHAKIBAZADEH, S. H.; MAHYUDIN, N. A.; AFSAH-HEJRI, L. Toxic elements in food: Occurrence, binding, and reduction approaches. **Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety**, 13(4), 457-472, 2014.

HAJJAMI, K.; ENNAJJ, M. M.; FOUAD, S.; OUBRIM, N.; COHEN, N. Wastewater reuse for irrigation in Morocco: Helminth eggs contamination's level of irrigated crops and sanitary risk (a case study of Settat and Soualem regions). **J Bacteriol Parasitol**, 4(1), 1-5, 2013.

HANSEN, J. A.; TIJELL, J. C. Sludge application to land. Overview of the cadmium problem. In **Environmental effects of organic and inorganic contaminants in**

sewage sludge: proceedings of a workshop, stevenage, May 25-26, 1982 (pp. 91-112), 1983.

HAO, H. Z.; ZHONG, R. G.; XIAO, R.; LIU, C. W.; ZHONG, X. B. The effect of transpiration for heavy metal uptake of hyperaccumulators. In **Applied Mechanics and Materials** (Vol. 178, pp. 901-904). Trans Tech Publications Ltd. 2012.

HASHEMI, M.; SALEHI, T.; AMINZARE, M.; RAEISI, M.; AFSHARI, A. Contamination of toxic heavy metals in various foods in Iran: a review. **Journal of Pharmaceutical Sciences and Research**, 9(10), 1692-1697, 2017.

HERRERO, M.; ROVIRA, J.; NADAL, M.; DOMINGO, J. L. Risk assessment due to dermal exposure of trace elements and indigo dye in jeans: Migration to artificial sweat. **Environmental research**, 172, 310-318, 2019.

HERRERO, M.; STUCKEY, D. C. (2015). Bioaugmentation and its application in wastewater treatment: a review. **Chemosphere**, 140, 119-128, 2015.

HOSSAIN, M. B.; JAHIRUDDIN, M.; PANAULLAH, G. M.; LOEPPERT, R. H.; ISLAM, M. R.; DUXBURY, J. M. Spatial variability of arsenic concentration in soils and plants, and its relationship with iron, manganese and phosphorus. **Environmental Pollution**, 156(3), 739-744, 2008.

HSU, M. J.; SELVARAI, K.; AGORAMOORTHY, G. Taiwan's industrial heavy metal pollution threatens terrestrial biota. **Environmental pollution**, 143(2), 327-334, 2006.

HUANG, X.; WANG, L.; ZHU, S.; HO, S. H.; WU, J.; KALITA, P. K.; MA, F. Unraveling the effects of arbuscular mycorrhizal fungus on uptake, translocation, and distribution of cadmium in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. **Ecotoxicology and environmental safety**, 149, 43-50, 2018

HUNCE, S. Y.; AKGUL, D.; DEMIR, G.; MERTOGLU, B. Solidification/stabilization of landfill leachate concentrate using different aggregate materials. **Waste management**, 32(7), 1394-1400, 2012.

HUSSON, O. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. **Plant and Soil**, 362(1), 389-417, 2013.

IMERI, R.; KULLAI, E.; MILLAKU, L. Distribution of heavy metals in apple tissues grown in the soils of industrial area. **Journal of Ecological Engineering**, 20(3), 2019.

ITANNA, F. Metals in leafy vegetables grown in Addis Ababa and toxicological implications. **Ethiopian Journal of Health Development**, 16(3), 295-302, 2002.

JASSON, V.; JACXSENS, L.; LUNING, P.; RAJKOVIC, A.; UYTENDAELE, M. Alternative microbial methods: an overview and selection criteria. **Food Microbiol**, 2016, 27 (6): 710–30.

JOHNSTON, L. M.; Jaykus, L. A.; Moll, D.; Anciso, J.; Mora, B.; Moe, C. L. A field study of the microbiological quality of fresh produce of domestic and Mexican origin. **International Journal of Food Microbiology**, (2006). 112(2), 83-95.

KANCHAN, S.; KUMAR, V.; YADAV, K. K.; GUPTA, N.; ARYA, S.; SHARMA, S. Effect of fly ash disposal on ground water quality near Parichha thermal power plant, Jhansi-a case study. **Current World Environment**, 10(2), 572, 2015.

KEEN, C. L.; ENSUNSA, J. L.; CLEGG, M. S. Manganese metabolism in animals and humans including the toxicity of manganese. **Metal ions in biological systems**, 137-170, 2000.

KHAN, A. G.; KUCK, C.T.; CHAUDHRY, M.; KHOO, C.S.; HAYES, W. J. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere** 21: (2000) pp. 197–207.

KHAN, S.; CAO, Q.; ZHENG, Y. M.; HUANG, Y. Z.; ZHU, Y. G. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. **Environmental pollution**, 152(3), 686-692, 2008.

KHAN, S.; FAROOQ, R.; SHAHBAZ, S.; KHAN, M. A.; SADIQUE, M. Health risk assessment of heavy metals for population via consumption of vegetables. **World Appl Sci J**, 6(12), 1602-1606, 2009.

KHAN, S.; REHMAN, S.; KHAN, A. Z.; KHAN, M. A.; SHAH, M. T. Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. **Ecotoxicology and environmental safety**, 73(7), 1820-1827, 2010.

KIM, S.; LIM, H.; LEE, I. Enhanced heavy metal phytoextraction by *Echinochloa crus-galli* using root exudates. **Journal of bioscience and bioengineering**, 109(1), 47-50, 2010.

KOIVULA, M. J.; KANERVA, M.; SALMINEN, J. P. NIKINMAA, M.; EEVA, T. Metal pollution indirectly increases oxidative stress in great tit (*Parus major*) nestlings. **Environmental research**, 111(3), 362-370, 2011.

LAKE, D. L.; KIRK, P. W. W.; LESTER, J. N. The fractionation, characterization and speciation of heavy metals in sewage sludge and sewage sludge amended soils: a review. **Journal of Environmental Quality**, 13 (1984), pp. 175-183.

LEBLEBICI, Z.; KAR, M. Heavy metals accumulation in vegetables irrigated with different water sources and their human daily intake in Nevsehir J. **Agric. Sci. Technol.**, 20 (2018), pp. 401-415

LEGNANI, P. P.; LEONI, E. Effect of processing and storage conditions on the microbiological quality of minimally processed vegetables. **International Journal of Food Science & Technology**, 39(10), (2004). 1061-1068.

LEUNG, K. M. Y.; FURNESS, R. W. Effects of animal size on concentrations of metallothionein and metals in periwinkles *Littorina littorea* collected from the Firth of Clyde, Scotland. **Marine pollution bulletin**, 39(1-12), 126-136, 1999.

LINDBERG, S. E. L. J. J. Price Airborne emissions of mercury from municipal landfill operations: a short-term measurement study in Florida. **Air Waste Manage. J. Assoc.**, 49 (1999), pp. 520-532.

LI, Z.; MA, Z.; VAN DER KUIJP, T. J.; YUAN, Z.; HUANG, L. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment. **Science of the total environment**, 468, 843-853, 2014.

LIU, T. T.; HUANG, D. Y.; ZHU, Q. H.; ZHOU, J. L.; ZHANG, Q.; ZHU, H. H.; XU, C. Increasing soil moisture facilitates the outcomes of exogenous sulfate rather than element sulfur in reducing cadmium accumulation in rice (*Oryza sativa* L.). **Ecotoxicology and environmental safety**, 191, 110200, 2020.

LIU, Z.; GU, C.; CHEN, F.; YANG, D.; WU, K.; CHEN, S.; ZHANG, Z. Heterologous expression of a *Nelumbo nucifera* phytochelatin synthase gene enhances cadmium tolerance in *Arabidopsis thaliana*. **Applied biochemistry and biotechnology**, 166(3), 722-734, 2012.

LU, Y.; YIN, W.; HUANG, L.; ZHANG, G.; ZHAO, Y. Assessment of bioaccessibility and exposure risk of arsenic and lead in urban soils of Guangzhou City, China. **Environmental geochemistry and health**, 33(2), 93-102, 2011.

MAHMOOD, A.; MALIK, R. N. Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan. **Arabian Journal of Chemistry**, 7(1), 91-99, 2014.

MAISTRO, L. C.; MIYA, N. T. N.; SANTANA, A. S.; PEREIRA, J. L. Microbiological quality and safety of minimally processed vegetables marketed in Campinas, SP–

Brazil, as assessed by traditional and alternative methods. **Food Control**, v. 28, n. 2, p. 258-264, 2012.

MALIK, A. Metal bioremediation through growing cells. **Environment international**, 30(2), 261-278, 2004.

MANAPANDA, F.; MANGWAYANA NYAMANGARA, J.; GILLER, K. E. The effects of long-term irrigation using water on heavy metal contents of soils under vegetables. **Agric Ecosyst Environ**, 107, 151-156, 2005.

MANORE, M.; MEYER, L. N.; THOMPSON, J. Mineral and Exercise. **Sport nutrition for health and performance**. Thames and Hudson, New York, 2009.

MANSOUR, S. A.; BELAL, M. H.; ABOU-ARAB, A. A.; GAD, M. F. Monitoring of pesticides and heavy metals in cucumber fruits produced from different farming systems. **Chemosphere**, 75(5), 601-609, 2009.

MARTORELL, I.; PERELLO, G.; MARTI-CID, R.; LLOBET, J. M.; CASTELL, V.; DOMINGO, J. L. Human exposure to arsenic, cadmium, mercury, and lead from foods in Catalonia, Spain: temporal trend. **Biological Trace Element Research**, 142(3), 309-322, 2011.

MCBRIDE, M. B.; SHAYLER, H. A.; RUSSELL-ANELLI, J. M.; SPLIETHOFF, H. M.; MARQUEZ-BRAVO, L. G. Arsenic and lead uptake by vegetable crops grown on an old orchard site amended with compost. **Water, air, & soil pollution**, 226(8), 1-10, 2015.

MEHMOOD, A.; MIRZA, M. A.; CHOUDHARY, M. A.; KIM, K. H.; RAZA, W.; RAZA, N.; SARFRAZ, M. Spatial distribution of heavy metals in crops in a wastewater irrigated zone and health risk assessment. **Environmental research**, 168, 382-388, 2019.

MENDES, M.R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. **Resources, Conservation and Recycling** 41, 47–63. 2014.

Ministry Of Environmental Protection P. R. C.; Ministry Of Land And Resources P.R.C, 2014. Report on soil pollution in China. <http://www.sdpc.gov.cn/fzgggz/ncjj/zhd/201404/t20140418-607888.html> .

MOODY, C. M; TOWNSEND, T.G. A comparison of landfill leachates based on waste composition. **Waste Manage**. 63 (2017), pp. 267-274.

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental chemistry letters**, 8(3), 199-216, 2010.

NELSON, L. S. **Toxicologic Emergencies**. 7th edition. New York: McGraw-Hill 2002: 1262-1271.

NOLAN, E. M.; LIPPARD, S. J. A “turn-on” fluorescent sensor for the selective detection of mercuric ion in aqueous media. **Journal of the American Chemical Society**, 125(47), 14270-14271. 2003.

OMS/FAO Organização Mundial da Saúde. Evaluation of certain food additives and contaminants. In: **Sixty-first report by the FAO / WHO Committee of Experts on Food Additives**. Quem, Genebra, Suíça. 2004 (Série Técnica da OMS, 922).

ONA, L. F.; ALBERTO, A. M.; PRUDENTE, J. A.; SIGUA, G. C. Levels of lead in urban soils from selected cities in a central region of the Philippines Environ. **Sci. Pollut. Res.**, 13 (2006), pp. 177-183.

ORROÑO, D. I.; SCHINDLER, V.; LAVADO, R. S. Heavy metal availability in *Pelargonium hortorum* rhizosphere: interactions, uptake and plant accumulation. **Journal of plant nutrition**, 35(9), 1374-1386, 2012.

PAN, X. D.; WU, P. G.; JIANG, X. G. Levels and potential health risk of heavy metals in marketed vegetables in Zhejiang, China. **Sci. Rep.**, 6 (2016), Article 20317.

PARKAR, J.; RAKESH, M. Risk assessment of dietary elemental intakes contributed by commercial baby foods from Indian market. **Int. J. Res. Chem. Environ.**, 8(1), 10-25, 2018.

PARVEEN, R.; ABBASI, A. M.; SHAHEEN, N.; SHAH, M. H. Accumulation of selected metals in the fruits of medicinal plants grown in urban environment of Islamabad, Pakistan. **Arabian Journal of Chemistry**, 13(1), 308-317, 2020.

PARZYCH, A.; SOBISZ, Z.; CYMER, M. Preliminary research of heavy metals content in aquatic plants taken from surface water (Northern Poland). **Desalination and Water Treatment**, 57(3), 1451-1461. 2016.

PAULA, N. R. F.; VILAS BOAS, E. V. B.; RODRIGUES, L. J.; CARVALHO, R. A.; PICCOLI, R. H. Qualidade de produtos minimamente processados e comercializados em gôndolas de supermercados nas cidades de lavras – MG, Brasília – DF e São Paulo – SP. **Ciência e Agrotecnologia**, (2009) 33(1), 219-227.

PAZ, S.; RUBIO, C.; FRIAS, I.; GUTIERREZ, Á. J.; GONZALEZ-WELLER, D.; MARTIN, V.; HARDISSON, A. Toxic metals (Al, Cd, Pb and Hg) in the most consumed edible seaweeds in Europe. **Chemosphere**, 218, 879-884, 2019.

PIERANGELI, M.A.P.; GUILHERME, L.R.G.; OLIVEIRA, L.R.; CURI, N.; SILVA, M.L.N. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção e dessorção de chumbo em latossolos brasileiros. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 36, p. 1077-1084, 2001.

POLLARD, A. J.; REEVES, R. D.; BAKER, A. J. Facultative hyperaccumulation of heavy metals and metalloids. **Plant Science**, 217, 8-17, 2014.

POURGHASEMIAN, N.; EHSANZADEH, P.; GREGER, M. Genotypic variation in safflower (*Carthamus spp.*) cadmium accumulation and tolerance affected by temperature and cadmium levels. **Environmental and experimental botany**, 87, 218-226, 2013.

RABÊLO, A. G. D. M.; Monteiro, M. T. F.; Ferreira, S. J. F.; Ríos-Villamizar, E. A.; Quesada, C. A. N.; Duvoisin Junior, S. VALORES DE REFERÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS EM SOLOS NA AMAZÔNIA CENTRAL. **Química Nova**, (2020) 43(5), 534-539.

RAHMAN, M. A.; RAHMAN, M. M.; REICHMAN, S. M.; LIM, R. P.; NAIDU, R. Heavy metals in Australian grown and imported rice and vegetables on sale in Australia: health hazard. **Ecotoxicology and environmental safety**, 100, 53-60, 2014.

RATUL, A. K.; Hassan, M.; Uddin, M.K.; Sultana, M. S.; Akbor, M. A.; Ahsan, M. A. Potential health risk of heavy metals accumulation in vegetables irrigated with polluted river water Int. **Food Res. J.**, 25 (2018), pp. 329-338

ROSTERN, N. T. The effects of some metals in acidified waters on aquatic organisms. **Fish & Ocean Opj**, 4(4), 555-645, 2017.

ROTH-NEBELSICK, A. Computer-based studies of diffusion through stomata of different architecture. **Annals of botany**, 100(1), 23-32, 2007.

RUBIO, C.; MARTINEZ, C.; PAZ, S.; GUTIERREZ, A. J.; GONZALEZ-WELLER, D.; REVERT, C.; HARDISSON, A. Trace element and toxic metal intake from the consumption of canned mushrooms marketed in Spain. **Environmental monitoring and assessment**, 190(4), 1-10, 2018.

RUTCHIK, J. S.; ZHENG, W.; JIANG, Y.; MO, X. How does an occupational neurologist assess welders and steelworkers for a manganese-induced movement disorder? An international team's experiences in Guanxi, China, part II. **Journal of occupational and environmental medicine/American College of Occupational and Environmental Medicine**, 54(11), 1562-1564, 2012.

SANTOS, T. B. A.; SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A.; PEREIRA, J. L. Microrganismos indicadores em frutas e hortaliças minimamente processadas. **Brazilian Journal of Food Technology**, (2010). 13(2), 141-146.

SALGARE, S. A.; ACHAREKAR, C. Effect of industrial pollution on growth and content of certain weeds. *J. Nature Conserve*, 4, 1-6, 1992.

SAWUT, R.; KASIM, N.; MAIHEMUTI, B.; HU, L.; ABLIZ, A.; ABDUJAPPAR, A.; KURBAN, M. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in the vegetable bases of northwest China. **Science of the total environment**, 642, 864-878, 2018.

SCOTT, D.; Keoghan, J. M.; Allen, B. E. Native and low input grasses – a New Zealand high country perspective New Zealand. **Journal of Agricultural Research**, 39 (1996), pp. 499-512.

SHAHEEN, N.; IRFAN, N. M.; KHAN, I. N.; ISLAM, S.; ISLAM, M. S.; AHMED, M. K. Presence of heavy metals in fruits and vegetables: Health risk implications in Bangladesh. **Chemosphere**, 152, 431-438, 2016.

SHAHID, M.; DUMAT, C.; ASLAM, M.; PINELLI, E. Assessment of lead speciation by organic ligands using speciation models. **Chemical Speciation & Bioavailability**, 24(4), 248-252, 2012.

SHAHID, M.; DUMAT, C.; KHALID, S.; NIAZI, N. K.; ANTUNES, P. M. Cadmium bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, Vol. 241, 73-137, 2016.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 41(2), 168-214, 2010.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review. **International journal of soil, sediment and water**, 3(2), 13, 2010.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Factors affecting phytoextraction: a review. **Pedosphere**, 26(2), 148-166, 2016.

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

SINGH, A.; SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. M. Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India. **Food and chemical toxicology**, 48(2), 611-619, 2010a.

SINGH, A.; SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. M. Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. **Tropical ecology**, 51(2), 375-387, 2010b.

SINGH, T. S.; PANT, K. K. Solidification/stabilization of arsenic containing solid wastes using portland cement, fly ash and polymeric materials. **Journal of Hazardous Materials**, 131(1-3), 29-36, 2006.

SODANGO, T. H.; LI, X.; SHA, J.; BAO, Z. Review of the spatial distribution, source and extent of heavy metal pollution of soil in China: impacts and mitigation approaches. **Journal of health and pollution**, 8(17), 53-70, 2018.

SPANGLER, A. H.; SPANGLER, J. G. Groundwater manganese and infant mortality rate by county in North Carolina: an ecological analysis. **Ecohealth**, 6(4), 596-600, 2009.

SUN, S.Q.; WANG, G.X.; HE, M.; CAO, T. Effects of Pb and Ni stress on oxidative stress parameters in three moss species. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 74, p. 1630–1635, 2011.

TASRINA, R. C.; ROWSHON, A.; MUSTAFIZUR, A. M. R.; RAFIGUL, I.; ALI, M. P. Heavy metals contamination in vegetables and its growing soil. **J Environ Anal Chem**, 2(142), 2, 2015.

TCHOUNWOU, P. B.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K.; SUTTON, D. J. Heavy metal toxicity and the environment. **Molecular, clinical and environmental toxicology**, 133-164, 2012.

TOTH, G.; Hermann, T.; Da Sila, M. R.; Montanarella, L. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety **Environ. Int.**, 88 (2016), pp. 299-309.

TOURNAS, V. H., Heeres, J., & Burgess, L. Moulds and yeasts in fruit salads and fruit juices. **Food Microbiology**, 23(7), 684-688, 2006.

TURKDOGAN, M. K.; KILICEL, F.; KARA, K.; TUNCER, I.; UYGAN, I. Heavy metals in soil, vegetables and fruits in the endemic upper gastrointestinal cancer region of Turkey. **Environmental toxicology and pharmacology**, 13(3), 175-179, 2003.

TUSCHL, K.; MILLS, P. B.; CLAYTON, P. T. Manganese and the brain **Int. Rev. Neurobiol.**, 110, pp. 277-312, 2013.

UGULU, I.; UNVER, M. C.; DOGAN, Y. Determination and comparison of heavy metal accumulation level of *Ficus carica* bark and leaf samples in Artvin, Turkey. **Oxid Commun**, 39(1), 765-775, 2016.

UNVER, M. C.; UGULU, I.; DURKAN, N.; BASLAR, S.; DOGAN, Y. Heavy Metal Contents of *Malva sylvestris* Sold as Edible Greens in the Local Markets of Izmir. **Ekoloji Dergisi**, 24(96), 2015.

USEPA, U. A review of the reference dose and reference concentration processes. In **Washington, DC: Risk Assessment Forum**, U (No. 630, pp. 02-002F), 2002.

VALDUGA, E.; Tomicki, L.; Witschinski, F.; Colet, R.; Peruzzolo, M.; Ceni, G. C. Avaliação da aceitabilidade e dos componentes minerais de diferentes cultivares de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) após a cocção. **Alimentos e Nutrição** 2011, 2, 205.

WAHEED, M.; LAEEQ, A.; MAQBOOL, S. The etiology of neonatal sepsis and patterns of antibiotic resistance. **J. Coll. Physicians Surg. Pak.**, 13 (2003), pp. 449-452.

WAI, K. M.; DAI, J.; PETER, K. N.; ZHOU, X.; WONG, C. M. Public health risk of mercury in China through consumption of vegetables, a modelling study. **Environmental research**, 159, 152-157, 2017.

WANG, Y.; LV, N.; MAO, X.; YAN, Z.; WANG, J.; TAN, W.; LI, X.; LIU, H.; WANG, L.; XI, B. Cadmium tolerance and accumulation characteristics of wetland emergent plants under hydroponic conditions. **RSC advances**, v. 8, n. 58, p. 33383-33390, 2018.

WEI, S.; ZHOU, Q.; WANG, X.; ZHANG, K.; GUO, G.; MA, L. Q. A newly-discovered Cd-hyperaccumulator *Solatum nigrum* L. **Chinese science bulletin**, 50(1), 33-38, 2005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Quality control methods for medicinal plant materials.** Geneva: WHO, 1998.

XIONG, T. T.; LEVEQUE, T.; AUSTRUY, A.; GOIX, S.; SCHRECK, E.; DAPPE, V.; FOUCAULT, Y.; SOBANSKA, S.; DUMAT, C. Foliar uptake and metal (loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter. **Environmental Geochemistry and Health**, 36(5), 897-909, 2014.

XU, Y. G.; YU, W. T.; MA, Q.; ZHOU, H. Potential risk of cadmium in a soil-plant system as a result of long-term (10 years) pig manure application. **Plant, Soil and Environment**, 61(8), 352-357, 2015.

YADAV, K. K.; GUPTA, N.; KUMAR, A.; REECE, L. M.; SINGH, N.; REZANIA, S.; KHAN, S. A. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: a review on application and future prospects. **Ecological engineering**, 120, 274-298, 2018.

YADAV, K. K.; KUMAR, S.; PHAM, Q. B.; GUPTA, N.; REZANIA, S.; KAMYAB, H.; CHO, J. Fluoride contamination, health problems and remediation methods in Asian groundwater: A comprehensive review. **Ecotoxicology and environmental safety**, 182, 109362, 2019.

YAKUBU, Y.; ZHOU, J.; PING, D.; SHU, Z.; CHEN, Y. Effects of pH dynamics on solidification/stabilization of municipal solid waste incineration fly ash. **Journal of environmental management**, 207, 243-248, 2018.

ZENG, F.; ALI, S.; ZHANG, H.; OUYANG, Y.; QIU, B.; WU, F.; ZHANG, G. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. **Environmental pollution**, 159(1), 84-91, 2011.

ZHANG, H.; WANG, Q.; XU, Q.; XU, W.; YANG, S.; LIU, X.; MA, L. Q. Sequential fractionation and plant uptake of As, Cu, and Zn in a contaminated riparian wetland. **Environmental Pollution**, 268, 115734, 2021.

ZHAO, F. J.; MA, Y.; ZHU, Y. G.; TANG, Z.; MCGRATH, S. P. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies. **Environmental science & technology**, 49(2), 750-759, 2015.

ZHAO, K.; LIU, X.; XU, J.; SELIM, H. M. Heavy metal contaminations in a soil-rice system: identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields. **Journal of Hazardous Materials**, 181(1-3), 778-787, 2010.

ZHOU, H.; YANG, W. T.; ZHOU, X.; LIU, L.; GU, J. F.; WANG, W. L.; LIAO, B. H. Accumulation of heavy metals in vegetable species planted in contaminated soils and the health risk assessment. **International journal of environmental research and public health**, 13(3), 289, 2016.