

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE SAÚDE E SOCIEDADE / INSTITUTO DO MAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOPRODUTOS E BIOPROCESSOS**

MÁRCIO AURÉLIO DE ALMEIDA QUEDINHO

**ESTUDO TEÓRICO DA BIORREMEDIAÇÃO POR FITORREMEDIAÇÃO DOS
RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS NO MEIO AMBIENTE: CONTAMINAÇÕES
POR CHUMBO E MERCÚRIO**

SANTOS-SP

2021

MÁRCIO AURÉLIO DE ALMEIDA QUEDINHO

**ESTUDO TEÓRICO DA BIORREMEDIAÇÃO POR FITORREMEDIAÇÃO DOS
RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS NO MEIO AMBIENTE: CONTAMINAÇÕES
POR CHUMBO E MERCÚRIO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Paulo, campus Baixada Santista, no programa de Pós-graduação para obtenção do título de Mestre em Bioprodutos e Bioprocessos.

Orientador: Professor Dr. Caio Fernando Fontana

SANTOS-SP

2021

FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha catalográfica elaborada por sistema automatizado
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Q3e Quedinho, Márcio Aurélio de Almeida.
Estudo teórico da biorremediação por fitorremediação dos
resíduos eletroeletrônicos no meio ambiente:
contaminações por chumbo e mercúrio. / Márcio Aurélio de
Almeida Quedinho; Orientador Professor Dr. Caio Fernando
Fontana; Coorientador . -- Santos, 2021.
103 p. ; 30cm

Dissertação (Mestrado - Pós-graduação em Bioprodutos e
Bioprocessos) - Instituto de Saúde e Sociedade, Instituto
do Mar, Universidade Federal de São Paulo, 2021.

1. Resíduos eletroeletrônicos. 2. Remediação do solo. 3.
Biorremediação. 4. Fitorremediação. 5. Bioprodutos e
Bioprocessos. I. Fontana, Caio Fernando, Orient. II.
Título.

CDD 660.6

MÁRCIO AURÉLIO DE ALMEIDA QUEDINHO

**ESTUDO TEÓRICO DA BIORREMEDIAÇÃO POR FITORREMEDIAÇÃO DOS
RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS NO MEIO AMBIENTE: CONTAMINAÇÕES
POR CHUMBO E MERCÚRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Bioprodutos e Bioprocessos da Universidade Federal de São Paulo como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Bioprodutos e Bioprocessos

Aprovada em: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Caio Fernando Fontana
(Presidente/Orientador)
Universidade Federal de São Paulo (Unifesp)

Prof. Dr. Augusto Cesar
(Membro interno do Programa)
Universidade Federal de São Paulo (Unifesp)

Prof. Dr. Cledson Akio Sakurai
(Membro externo do Programa)
Universidade Federal de São Paulo (Unifesp)

Prof. Dr. Helios Malebranche Olbrisch Freres Filho
(Membro externo da Unifesp)
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Prof. Dr. Robson Barbosa
(Suplente externo da Unifesp)
Instituto Federal de São Paulo (IFSP)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha família, a Espiritualidade, a Deus.

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente às pessoas que caminharam comigo e colaboraram para o meu crescimento pessoal, profissional e acadêmico durante esta jornada de tantos aprendizados. “Gratidão” é uma palavra que não consegue traduzir o quão grato e feliz estou com aqueles que me apoiaram, ajudaram e tiveram paciência diante desta fase tão importante, tão desejada. Agradeço à minha família, principalmente aos meus filhos, Yanni e Richard, pelo carinho e amor que me dão, por entenderem a ausência do pai em alguns momentos diante da oportunidade da realização do mestrado e por me ensinarem, a cada dia, a ser um pai melhor. À minha esposa, Franciny, que sempre esteve ao meu lado, tendo muita paciência, apoiando-me nos momentos difíceis, comemorando minhas conquistas, contribuindo com suas ideias, inspirando-me e dando o suporte necessário, sempre com muito amor. Aos meus pais, Célia e Ary, por me oferecerem a base necessária, ensinando-me questões fundamentais sobre certo e errado, sem eles eu não me tornaria a pessoa que sou hoje. Ao meu irmão, Thiago, e aos meus amigos por me incentivarem a uma nova conquista. Minha gratidão estende-se também ao meu orientador, o Prof. Dr. Caio Fontana, que acreditou em mim, oferecendo-me a oportunidade de conquistar um sonho. Agradeço ainda à Espiritualidade que me inspirou de diversas maneiras e, por fim, a Deus, nosso pai maior, sem ele nada seríamos.

EPÍGRAFE

Procure descobrir o seu caminho na vida.
Ninguém é responsável por nosso destino, a não ser nós mesmos.
(Chico Xavier)

RESUMO

O crescente volume e a diversificação de equipamentos eletroeletrônicos no mundo, aliados ao aumento do consumo na busca por inovações tecnológicas para atender uma demanda de satisfação, entretenimento, lazer, conforto, praticidade e facilitar o cotidiano, faz com que esses equipamentos se tornem obsoletos e percam sua função em intervalos de tempo cada vez mais curtos, sendo substituídos e descartados, em sua maioria, de forma irregular. A partir do momento que não têm mais utilidade, seu rejeito é considerado lixo eletroeletrônico e se torna perigoso por conter elementos químicos, principalmente metais pesados como chumbo, mercúrio e outras substâncias que prejudicam o meio ambiente, causando danos à saúde dos seres vivos. Seu descarte irregular de forma acumulada transforma ecossistemas simples em complexos, podendo contaminar a atmosfera, solo, subsolo, rios e mares. Ainda que existam políticas públicas, com ações compartilhadas de responsabilidades e logística reversa, os Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEEs) são descartados em áreas urbanas, em aterros sanitários ou outros locais, contaminando o meio ambiente. Para mitigar esse problema, há a necessidade de realizar a descontaminação desses ambientes, principalmente o solo, adotando medidas e métodos para a remediação dessas áreas. A proposta deste estudo é apresentar pesquisas encontradas na literatura, em que pesquisadores expõem as principais metodologias aplicadas em biorremediação, utilizando mecanismos da fitorremediação, que se apresenta como uma biotecnologia operacionalmente simples, economicamente viável, podendo ser aplicada em grandes áreas para reduzir ou eliminar metais pesados, como chumbo e mercúrio, dos solos contaminados por resíduos eletroeletrônicos.

Palavras-chave: Resíduos eletroeletrônicos; remediação do solo; biorremediação; bioprodutos e bioprocessos; fitorremediação.

ABSTRACT

With the growing volume and diversification of electro-electronic equipment in the world, combined with the increase in consumption in the search for technological innovations to meet a demand for satisfaction, entertainment, leisure, comfort, practicality, and to facilitate daily life, this equipment becomes obsolete and loses its function in increasingly shorter time intervals, being replaced and discarded, mostly irregularly. From the moment it is no longer useful, its rejection is considered electro-electronic waste and becomes dangerous because it contains chemical elements, mainly heavy metals such as lead, mercury and other elements that harm the environment, causing damage to the health of living beings. Its irregular disposal in an accumulated manner transforms simple ecosystems into complex ones, and can contaminate the atmosphere, soil, subsoil, rivers and seas. Although there are public policies, with shared responsibility actions and reverse logistics, Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEEs) are disposed of in urban areas, in landfills or other places, contaminating the environment. To mitigate this problem, there is a need to carry out the decontamination of these environments, especially the soil, adopting measures and methods for the remediation of these areas. The purpose of this study is to present research found in the literature, in which researchers expose the main methodologies applied in bioremediation using phytoremediation mechanisms, which presents itself as a simple operational biotechnology, economically viable, and that can be applied in large areas to reduce or eliminate heavy metals, such as lead and mercury, from soils contaminated by electronic waste.

Keywords: Electronic waste; soil remediation; bioremediation; bioproducts and bioprocesses; phytoremediation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Resíduos eletroeletrônicos por continente, tonelagem métrica e seu percentual.....	22
Figura 2 - Resíduos eletroeletrônicos por continente, geração per capita e seu percentual.....	23
Figura 3 - Ciclo da Logística Reversa para equipamentos eletroeletrônicos	36
Figura 4 - Etapas da biorremediação <i>in-situ</i>	45
Figura 5 - Número de artigos publicados por ano e país sobre fitorremediação	47
Figura 6 - Mecanismos envolvidos na mitigação de contaminantes.....	52
Figura 7 - Papel da planta, microrganismos e propriedades do solo no processo de fitorremediação.....	52
Figura 8 - Abordagem multidisciplinar de fitorremediação.....	53
Figura 9 - Técnicas disponíveis para remediar contaminantes de lixo eletrônico	53
Figura 10 - Mecanismo de fitoextração em espécies florestais	55
Figura 11 - Mecanismo de fitoestabilização em espécies florestais	56
Figura 12 - Mecanismo de transporte de metais pelo xilema	57
Figura 13 - Mecanismo de fitodegradação	58
Figura 14 - Espécie <i>Brassica napus</i>	61
Figura 15 - Espécie <i>Brassica alboglabra</i>	61
Figura 16 - Espécie <i>Sesbania aculeata</i>	62
Figura 17 - Espécie <i>Arabidopsis thaliana</i>	62
Figura 18 - Espécie <i>Cynodon dactylon</i>	63
Figura 19 - Espécie <i>Bidens pilosa</i>	63
Figura 20 - Espécie <i>Helianthus annuus</i>	63
Figura 21 - Espécie <i>Calandula officinalis</i>	64
Figura 22 - Espécie <i>Commelina communis</i>	64
Figura 23 - Espécie <i>Jatropha curcas</i> L.	65
Figura 24 - Espécie <i>Arachis hypogaea</i> L.....	65
Figura 25 - Espécie <i>Vetiveria zizanioides</i>	66
Figura 26 - Espécie <i>Pteris vittata</i>	66
Figura 27 - Espécie <i>Hybiscus canabinnus</i> (kenaf).....	67
Figura 28 - Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS)	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Segmentos e subsegmentos do setor de eletroeletrônicos no Brasil.....	18
Tabela 2 - Classificação dos equipamentos eletrônicos conforme uso.....	19
Tabela 3 - Legislações que amparam a questão do lixo eletroeletrônico	33
Tabela 4 - Sistema Nacional de Informações da Gestão dos Resíduos Sólidos.	35
Tabela 5 - Processos da biorremediação <i>in-situ</i>	46
Tabela 6 - Ações que contribuem para minimizar os problemas gerados pelo lixo eletroeletrônico.....	75

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVO.....	16
3	CENÁRIO	16
3.1	SOCIEDADE E CONSUMISMO	16
3.2	AVANÇO TECNOLÓGICO	17
3.3	EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS.....	18
3.4	RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS	21
3.5	PROBLEMAS GERADOS PELO LIXO ELETROELETRÔNICO	23
3.6	METAIS PESADOS: CHUMBO E MERCÚRIO	25
3.7	CONTAMINAÇÃO DO SOLO	26
3.8	IMPACTOS NA SAÚDE HUMANA	29
3.9	CENÁRIO GLOBAL	31
3.10	POLÍTICAS E LEGISLAÇÕES NO BRASIL	32
3.11	POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LOGÍSTICA REVERSA	34
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
4.1	SOLO E REMEDIAÇÃO	38
4.2	BIORREMEDIAÇÃO.....	42
4.3	TÉCNICAS DE BIORREMEDIAÇÃO.....	43
4.4	FITORREMEDIAÇÃO.....	46
4.5	MECANISMOS DA FITORREMEDIAÇÃO	51
4.6	PLANTAS FITORREMEIADORAS.....	59
4.7	PLANTAS HIPERACUMULADORAS OU METALÓFITAS	68
4.8	PLANTAS GENETICAMENTE MODIFICADAS.....	69
4.9	PROCESSO FISIOLÓGICO E BIOQUÍMICO DA FITORREMEDIAÇÃO	70
5	AÇÕES MITIGADORAS	74

6	CONCLUSÃO.....	77
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	80

1 INTRODUÇÃO

O planeta Terra é constantemente modificado por ações antropogênicas e o aumento dos resíduos sólidos vem causando preocupação e desafiando gestores de diversas áreas quanto aos impactos gerados, sejam ambientais, econômicos, sociais ou culturais. Por vezes, a intervenção humana é nociva tanto às pessoas como aos seres vivos que compartilham este mundo conosco (OLIVEIRA *et al.*, 2007; NATUME e SANT'ANNA, 2011).

Nos últimos anos, mais de dez milhões de substâncias foram sintetizadas com múltiplos poluentes, como metais pesados, alterando a competência do meio ambiente de reinseri-los ao ciclo de renovação ambiental. A partir de então, houve um crescimento exponencial da exploração de recursos naturais e da produção de resíduos, contribuindo com a degradação dos ambientes terrestres e aquáticos (NATUME e SANT'ANNA, 2011; RODRIGUES e ORLANDELLI, 2018).

Segundo Pontes *et al.* (2013), a expansão das áreas contaminadas – por resíduos orgânicos e inorgânicos – e o descarte realizado no solo têm sido objeto de estudo dada a necessidade de lidar com os impactos negativos provocados no meio ambiente. O volume de contaminantes descartados acaba prejudicando o local em que são depositados, assim como seu entorno. O resultado dessas ações desequilibra os ecossistemas por causar a destruição de habitats e, por consequência, a morte da fauna e flora (AMADO e CHAVES FILHO, 2015).

O volume crescente de lixo eletroeletrônico, em combinação com os elementos químicos e metais pesados como chumbo (Pb), mercúrio (Hg), arsênio (Ar), bromo (Br), entre outros elementos, inspiram preocupação quanto ao seu poder de contaminação e dificuldades em realizar tratamento adequado. A periculosidade do lixo eletroeletrônico é conhecida, mas as informações sobre seus efeitos, toxicidade ao ecossistema e os riscos resultantes associados, como as diferentes opções de tratamento estão fragmentadas (TSYDENOVA e BENGTTSSON, 2011).

Assim, a recuperação das áreas impactadas com esse tipo de resíduo torna-se uma questão de urgência para a sociedade, para que encontrem soluções comerciais e ambientais com técnicas que possam minimizar ou recuperar esses espaços (PONTES *et al.*, 2013).

Dessa forma, várias técnicas estão sendo desenvolvidas no sentido de reduzir os impactos ambientais causados pelas atividades que introduzem poluentes

no meio ambiente. O desafio é desenvolver soluções inovadoras e econômicas para descontaminar esses locais e torná-los seguros para habitação e atividades como agricultura, pecuária, piscicultura e captação de água para consumo, além de proteger o funcionamento de ecossistemas que sustentam a vida. Nesse sentido, a abordagem da utilização da biorremediação é atualmente aplicada para remover contaminantes do solo, águas subterrâneas, águas superficiais e sedimentos, incluindo o ar (PRAMILA *et al.*, 2012; ESTRELA *et al.*, 2018).

A fim de minimizar os efeitos decorrentes do impacto ambiental, foram desenvolvidos estudos que apresentaram à comunidade científica a fitorremediação, uma tecnologia que consiste no uso de vegetais para a recuperação ambiental, reduzindo ou até mesmo eliminando a toxicidade dos contaminantes (RODRIGUES e ORLANDELLI, 2018). Para Gunarathne *et al.* (2020), novas pesquisas estão surgindo no campo da fitorremediação com o objetivo de aumentar a eficácia de remoção de contaminantes. Conhecer o mecanismo da fitorremediação é de grande importância científica e técnica, de maneira que se trata de uma tecnologia natural e de baixo custo (ESTRELA *et al.*, 2018).

Segundo Gunarathne *et al.* (2020), a fitorremediação não é uma tecnologia recente para a mitigação dos contaminantes dos locais afetados, porém, estudos recentes apresentam sua eficácia nos contaminantes resultantes dos resíduos eletroeletrônicos. Devido ao atual padrão complexo de consumo de produtos eletroeletrônicos, a geração desse tipo de resíduo e a extensão da área afetada está aumentando no mundo.

Portanto, como uma abordagem ecológica e econômica, a fitorremediação vem recebendo a atenção da comunidade científica para remediação dos locais contaminados pelos lixos eletroeletrônicos (GUNARATHNE *et al.*, 2020).

Todas as formas de vida podem ser afetadas por metais pesados advindos de resíduos eletroeletrônicos como o chumbo (Pb) e o mercúrio (Hg). No entanto, várias espécies de plantas estabeleceram recursos de tolerância associada à capacidade de extrair, conter, degradar ou imobilizar íons metálicos, podendo ser usadas como fitorremediadoras (AMADO e CHAVES FILHO, 2015).

2 OBJETIVO

Este estudo tem como objetivo apresentar pesquisas encontradas na literatura que propõem alternativas de biorremediação, utilizando métodos da fitorremediação para mitigar os efeitos de metais pesados como chumbo e mercúrio, oriundos do descarte irregular dos resíduos eletroeletrônicos. Esses tipos de contaminantes causam grandes prejuízos ao meio ambiente, aos seres humanos e também desequilibram os ecossistemas.

3 CENÁRIO

A sociedade está vivendo a era da informação e da globalização econômica. O aparecimento dessa configuração social – estruturada majoritariamente na busca da produção e acesso às inovações tecnológicas que ofertem bem-estar social em diversas áreas –, é também responsável direta e indiretamente por eventos deletérios passíveis de reflexão, dentre elas, a degradação ambiental (JESUS e SANTOS, 2021).

3.1 SOCIEDADE E CONSUMISMO

No último século, a sociedade tem demonstrado mudanças em seus padrões de consumo. O crescimento da população aliado ao desenvolvimento da tecnologia e o uso dos recursos naturais proporcionaram o aumento desordenado da produção de resíduos sólidos, causando impactos e desequilíbrios ambientais de difíceis recuperações (GODECKE *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2014).

Ao observar o volume de geração de novos equipamentos e o nível de eficácia da sua gestão, relacionando os resíduos sólidos e os impactos de sua amplitude, pode-se deduzir os malefícios potenciais dessa concentração nas áreas urbanas (GODECKE *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2014).

O consumismo característico desse novo estilo de vida da sociedade é um dos fatores fundamentais que alimenta o atual modelo de produção considerado linear, que ainda é fundamentado na Revolução Industrial, ou seja, baseado no

processo extrair-produzir-descartar, também conhecido por *cradle-to-grave* (do berço ao túmulo). Este comportamento pode ser considerado como um dos principais fatores para a geração cada vez maior de resíduos. Tal atitude acaba criando falsas necessidades que, conseqüentemente, fazem com que a sociedade passe a consumir mais do que realmente necessita (BAYÃO e AMORIM, 2018).

O consumo de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (EEE) está fortemente ligada à economia global generalizada em desenvolvimento, e os EEEs tornaram-se indispensáveis em sociedades modernas, pois está melhorando os padrões de vida da humanidade, mas sua produção e uso exigem muitos recursos naturais e econômicos. Em média global, o consumo de equipamentos eletroeletrônicos, excluindo painéis fotovoltaicos, aumenta anualmente em 2,5 milhões toneladas métricas (Mt) em peso total (FORTI *et al.*, 2020).

3.2 AVANÇO TECNOLÓGICO

A exploração indiscriminada dos recursos naturais em prol do êxito das atividades econômicas e a acelerada revolução tecnológica dos últimos anos – resultado da necessidade da aquisição de inovações que facilitem o dia-a-dia, diminuindo esforços e distâncias para facilitar a vida da população, proporcionando conforto e praticidade –, produziu diversos produtos com variadas utilidades, o que causou um expressivo aumento na quantidade e diversidade de equipamentos eletroeletrônicos (RODRIGUES e ORLANDELLI, 2018; NATUME e SANT'ANNA, 2011).

Segundo Lima e Filho (2018), a tecnologia está cada vez mais em expansão em todo o mundo, principalmente no setor de eletroeletrônicos que está a cada ano inovando seus produtos.

Companhias de celulares vêm lançando dois ou mais celulares com características diferentes e mais modernas a cada ano, fazendo com que os clientes comprem mais, e assim, os produtos ficam obsoletos em pouco tempo. Empresas fabricantes de equipamentos como televisões, notebooks, aparelhos de som seguem o mesmo caminho (LIMA e FILHO, 2018).

3.3 EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS

Para a Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (ABINEE) (2014), o setor dos eletroeletrônicos é composto de diversos subsegmentos como telecomunicações, informática, automação entre outros, que podem ser classificados em quatro linhas conforme demonstrado na Tabela 1.

Tabela 1 - Segmentos e subsegmentos do setor de eletroeletrônicos no Brasil

Linhas	Vida útil	Equipamentos
Linha branca	Vida útil longa de 10 a 13 anos	Refrigeradores, fogões, lavadoras de roupas, secadoras
Linha marrom	Vida útil média de 5 a 13 anos	Monitores e televisores de tubo, aparelhos de DVD e VHS, filmadoras
Linha azul	Vida útil longa de 10 a 12 anos	Batedeiras, liquidificadores, secadores de cabelo, cafeteiras
Linha verde	Vida útil curta de 2 a 5 anos	Notebooks, desktops, acessórios de informática, tablets e telefones celulares

Fonte: Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (2014)

Já a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (2013) apresenta exemplos de equipamentos eletroeletrônicos: os eletrodomésticos; equipamentos de iluminação, equipamentos de informática e telecomunicações; ferramentas eletroeletrônicas; instrumentos de monitoração e controle; brinquedos e equipamentos de esporte e lazer; equipamentos eletromédicos; dispensadores automáticos entre outros.

Porém, o uso da classificação dos equipamentos eletroeletrônicos neste estudo apresentará referências norteadas pela metodologia definida pela *Partnership on Measuring ICT for Development*, mais aceita mundialmente, e abrange 54 subcategorias agrupadas em seis categorias gerais, conforme Tabela 2, que correspondem estreitamente com suas características de gestão de resíduos (BALDÉ *et al.*, 2015; FORTI *et al.*, 2020).

Para Forti *et al.* (2020), os equipamentos eletroeletrônicos são utilizados de forma doméstica e comercial e estão se tornando cada vez mais usados em transporte, saúde, sistemas de segurança e geradores de energia, como a fotovoltaica. Produtos tradicionais como roupas e móveis muitas vezes são equipados

de componentes com eletricidade e, conseqüentemente, estão contribuindo cada vez mais para o lixo eletroeletrônico global gerado.

Tabela 2 - Classificação dos equipamentos eletrônicos conforme uso

Categoria	Categorias gerais	Equipamentos típicos
1	Equipamentos de troca de temperatura, mais comumente referido como resfriamento e congelamento	Refrigeradores, freezers, ar-condicionados, aquecimento, bombas
2	Telas e monitores	Televisores, monitores, laptops, notebooks e tablets
3	Lâmpadas	Lâmpadas fluorescente, lâmpadas de descarga de alta intensidade e lâmpadas LED
4	Grandes equipamentos	Máquinas de lavar, secadoras de roupas, máquinas lava-louças, fogões elétricos, máquinas de grande impressão, copiadoras e painéis fotovoltaicas
5	Pequenos equipamentos	Aspiradores de pó, microondas, ventiladores, torradeiras, chaleiras elétricas, barbeadores elétricos, balanças, calculadoras, aparelhos de rádio, câmeras de vídeo, brinquedos elétricos e eletrônicos, pequenas ferramentas elétricas e eletrônicas, pequenos dispositivos médicos e de monitoramento
6	Pequenos equipamentos e TI e Telecomunicações	Telefones celulares, <i>Global Positioning Systems</i> (GPS), calculadoras, roteadores, computadores pessoais, impressoras, telefones

Fonte: BALDÉ *et al.* (2015)

Cada vez mais os equipamentos eletroeletrônicos também são empregados no setor que está em grande expansão no mundo que é a Internet das coisas (IoT), como sensores ou dispositivos pertencentes ao conceito de "casa inteligente" ou "cidades inteligentes" (FORTI *et al.*, 2020).

Esses dispositivos eletroeletrônicos formam uma mistura complexa de materiais e componentes – contendo várias centenas de substâncias diferentes – muitos dos quais são tóxicos e causam poluição ao serem descartados de forma incorreta. Isso inclui metaloides como mercúrio (Hg), chumbo (Pb), cádmio (Cd), cromo (Cr) e retardantes de chama, como os éteres polibromados bifenilos (PBB) e difenil éteres polibromados (PBDE), entre outros (PRAMILA *et al.*, 2012).

No caso dos eletroeletrônicos, é possível perceber que a consequência disso é o aumento na quantidade de produtos que não terão mais utilidade e, normalmente, serão descartados no lixo junto a resíduos sólidos comuns (LIMA e FILHO, 2018; KEMERICH, 2013).

Para o Instituto Brasileiro de Defesa do Consumidor (IDEC) (2013), os eletroeletrônicos podem se tornar obsoletos de duas formas: a obsolescência programada ou planejada e a obsolescência perceptiva. Os motivos da substituição desses equipamentos podem ser descritos conforme o nível social da população. Enquanto as classes com recursos aquisitivos maiores substituem os equipamentos por questões de atualização tecnológica, as pessoas de classes desfavorecidas economicamente tendem a substituir os equipamentos por problemas de funcionamento até o final de sua vida útil.

A obsolescência programada ou planejada ocorre quando um produto é fabricado, propositalmente, para se tornar obsoleto ou não funcional depois de um espaço de tempo relativamente curto em relação à durabilidade que esses itens poderiam ter. Há empresas que adotam a estratégia de programar o tempo de vida útil de seus produtos com menor durabilidade do que a própria tecnologia permite, e assim, deixá-los ultrapassados em pouco tempo (GARCIA, 2014).

Na atual sociedade, as estratégias desenvolvidas para incentivar o consumo de novos produtos são implementadas com a finalidade de tornar os equipamentos perecíveis, mesmo que eles possam ter maior durabilidade. As táticas da obsolescência programada proporcionam o aumento do volume dos resíduos eletroeletrônicos, causando graves riscos ambientais, por esses aparelhos não terem tratamento adequado (VEGA, 2012).

Um exemplo citado por Rossini e Napolini (2017) é o das lâmpadas:

O primeiro caso de obsolescência programada, ainda sem essa denominação, ocorreu em 1924 com a lâmpada elétrica. Neste ano, formou-se o cartel Phoebus, resultado da reunião de um grupo de fabricantes de lâmpadas dos Estados Unidos e da Europa, o qual determinou que a vida útil das lâmpadas deveria ser reduzida de 3.000 para 1.000 horas. Este fato foi isolado e a prática da obsolescência programada voltará a ser retomada após poucas décadas.

O termo obsolescência programada ou planejada surgiu em 1932 com a publicação de um artigo intitulado "*Ending the Depression Through Planned Obsolescence*" (Fim da depressão através da obsolescência planejada) de Bernard London. A proposta deste autor para enfrentar a Crise de 1929 era definir a data de obsolescência dos bens de consumo no momento de sua produção, cabendo ao consumidor, após a expiração deste prazo, devolvê-lo ao Governo, que forneceria um "vale" a ser utilizado na compra de um novo produto. A proposta de Bernard London não foi aceita em sua época.

Já a obsolescência perceptiva é uma maneira de reduzir a vida útil de um produto ainda viável tecnologicamente. Esse exemplo ocorre corriqueiramente na indústria da telefonia celular. Quando uma nova versão, geração ou a aparência

inovadora de um novo modelo influencia o consumidor a trocar um equipamento ainda funcional por uma versão mais atual.

Segundo Layrargues (2005), esse tipo de obsolescência leva o consumidor a pensar que a vida útil do produto acabou, embora este ainda esteja em condições satisfatórias de uso. Os produtos de pós-consumo são considerados aqueles que não possuem mais utilidade para os consumidores sendo descartados e enviados ao destino final, como incineração e aterros sanitários, ou um retorno ao ciclo produtivo através do desmanche e reuso (LIMA e FILHO, 2018).

3.4 RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS

Resíduos eletrônicos, resíduos eletroeletrônicos, Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEs), Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (REEEs), *e-waste* em inglês, e-resíduos, resíduos tecnológicos ou, popularmente, lixo eletroeletrônico referem-se a eletrônicos no final da vida útil.

Esses resíduos incluem computadores, telefones celulares, máquinas de lavar, condicionadores de ar, aparelhos de televisão, entre outros aparelhos que são compostos, principalmente, por plásticos e metais e são objetos que se tornaram parte significativa de resíduos sólidos que têm, como uma de suas características análogas, componentes com potencial contaminante para o meio ambiente (LIMA e FILHO, 2018; XU *et al.*, 2015; NATUME e SANT'ANNA, 2011; GAIDAJIS *et al.*, 2010; NI e ZENG, 2009).

A definição da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), por meio da norma NBR16.156:2013, considera REEE partes e peças de equipamentos eletroeletrônicos que chegaram ao final da sua vida útil ou que seu uso foi descontinuado. Segundo Hemmadi *et al.* (2016), o lixo eletroeletrônico geralmente consiste em equipamentos quebrados ou indesejados como um todo.

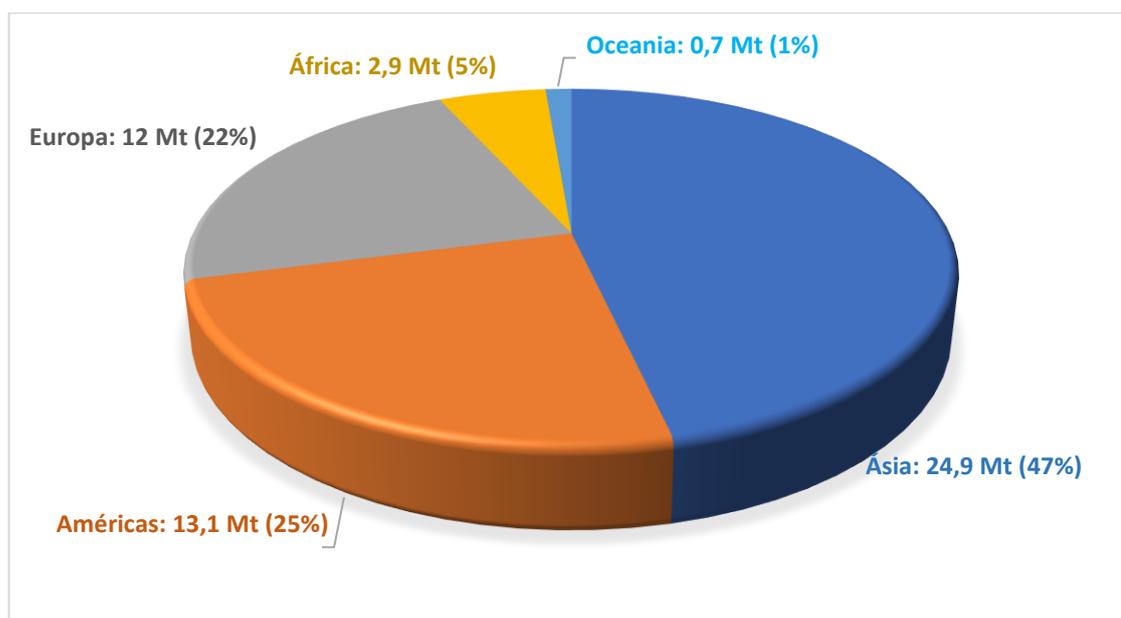
O relatório do *International Telecommunication Union* (ITU), apresentado em 2017, mostrou dados referentes ao ano de 2016, em que todos os países do mundo juntos geraram 44,7 milhões de toneladas métricas (Mt) de *e-waste*. O equivalente a 6,1 quilograma por habitante (kg/inh) de lixo eletroeletrônico. Os números se tornam ainda mais relevantes se comparados com os 5,8 kg/inh gerados em 2014 (BALDÉ *et al.*, 2017).

No ano de 2019, segundo Forti *et al.* (2020), um novo relatório do ITU, apresentou que o mundo gerou 53,6 Mt de lixo eletroeletrônico, aumentando a média para 7,3 kg/inh. Assim, a geração global de lixo eletroeletrônico cresceu 9,2 Mt desde 2014 e está projetado para crescer para 74,7 Mt no ano de 2030, quase dobrando em apenas 16 anos. A quantidade global de lixo eletroeletrônico está aumentando a uma taxa de 2,5 Mt por ano.

A grande maioria (82,6% ou 44,3 Mt) do lixo eletroeletrônico gerado durante o ano de 2019 não possui paradeiro e o impacto ambiental varia entre as diferentes regiões do mundo. Provavelmente não foram coletados formalmente e não foram gerenciados de maneira ambientalmente correta. Esses fluxos geralmente não são documentados em uma forma consistente ou sistemática (FORTI *et al.*, 2020).

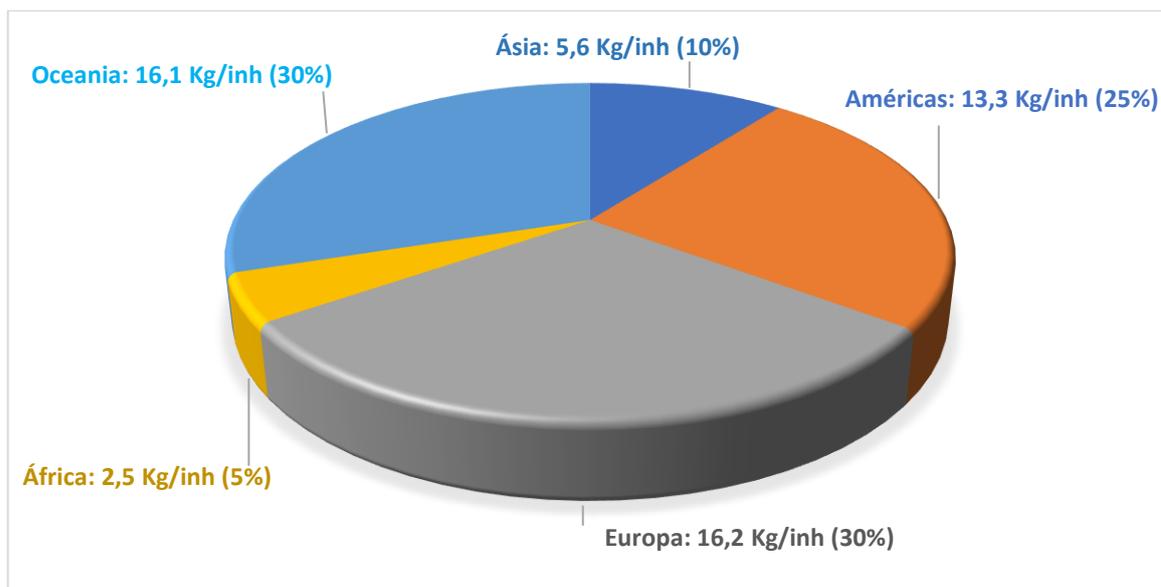
Os maiores produtores dos resíduos eletroeletrônicos no ano de 2019 (Figura 1) são a Ásia que gerou a quantidade de 24,9 Mt, seguido pelas Américas com 13,1 Mt e Europa com 12 Mt, enquanto a África e Oceania geraram 2,9 Mt e 0,7 Mt, respectivamente. Quanto a geração de resíduos per capita (Figura 2), a Europa ficou em primeiro lugar com 16,2 kg/inh, a Oceania foi a segunda com 16,1 kg/inh, seguido pelas Américas com 13,3 kg/inh, enquanto Ásia e África geraram apenas 5,6 e 2,5 kg/inh, respectivamente (FORTI *et al.*, 2020).

Figura 1 - Resíduos eletroeletrônicos por continente, tonelagem métrica e seu percentual



Fonte: Adaptado pelo autor (Forti *et al.*, 2020)

Figura 2 - Resíduos eletroeletrônicos por continente, geração per capita e seu percentual



Fonte: Adaptado pelo autor (Forti *et al.*, 2020)

Segundo Forti *et al.* (2020) em 2019, os trabalhos de reciclagem acumularam 9,3 Mt, ou seja, 17,4% do lixo eletroeletrônico gerado. Dessa forma, houve um crescimento de 1,8 Mt desde 2014, um aumento anual de quase 0,4 Mt. No entanto, o total da geração de lixo eletroeletrônico aumentou em 9,2 Mt. Conclui-se que as atividades de reciclagem não acompanham o crescimento global da geração de lixo eletroeletrônico.

De acordo com a *Global System for Mobile Communications Association* (GSMA) e a Universidade das Nações Unidas, o Brasil foi um dos maiores geradores de resíduos eletroeletrônicos da América Latina, em 2014, reunindo cerca de 36% dos resíduos eletroeletrônicos do continente (LIMA E FILHO, 2018).

3.5 PROBLEMAS GERADOS PELO LIXO ELETROELETRÔNICO

Para Tsydenova e Bengtsson (2011), os volumes crescentes de lixo eletroeletrônico combinados com a composição complexa desses itens e as dificuldades resultantes de tratá-los adequadamente são motivos de preocupação. A periculosidade dos REEEs é notória, mas o conhecimento sobre esses perigos e os riscos resultantes associados a diferentes opções de tratamento estão fragmentadas (PRAMILA *et al.*, 2012).

Durante muitos anos, milhões de equipamentos são comprados em todo o mundo e muitos deles tornam-se obsoletos, deixando no meio ambiente elementos tóxicos como chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e outros resíduos perigosos. Todos os equipamentos eletroeletrônicos contêm placas de circuito impresso (PCI), que são perigosas por causa do chumbo (Pb) encontrado nas soldas dessas placas eletrônicas (PRAMILA *et al.*, 2012).

Devido à presença de metais pesados e outros componentes tóxicos, o lixo eletroeletrônico é geralmente considerado perigoso porque pode representar riscos à saúde humana e ambiental. Os perigos associados ao despejo do lixo eletroeletrônico em aterros sanitários são devido à variedade de substâncias que contêm. Alguns dos problemas neste contexto são a lixiviação e evaporação de substâncias perigosas (TSYDENOVA e BENGTTSSON, 2011).

Segundo Tanaue *et al.* (2015), quando há o descarte do lixo eletroeletrônico pela sociedade sem dar o correto destino, os aterros sanitários são os principais destinos desse material e suas substâncias químicas, presentes nesses materiais, podem contaminar o solo. Esses contaminantes, ao entrar em contato com lençóis freáticos, fazem com que os metais pesados contaminem a água, que poderá ser utilizada na lida com rebanhos e para irrigar as plantações, intoxicando o alimento ou a carne causando prejuízos à saúde humana.

Os aterros sanitários são considerados a técnica mais comum de descarte de lixo eletroeletrônico que visa reduzir ou mitigar potenciais riscos associados ao meio ambiente e à saúde humana (LI *et al.*, 2009). Porém, grande parte dos resíduos sólidos estão dispostos em aterros sanitários e, na maioria das vezes, esses aterros são lixões abertos ou locais mal administrados (BARBA-GUTIERREZ *et al.*, 2008; ROBINSON, 2009).

No entanto, devido ao grande potencial de lixiviação de substâncias tóxicas para o solo e águas subterrâneas, fica evidente que aterros e lixões não são processos ambientalmente saudáveis. Segundo Kasassi *et al.* (2008), esses locais, que recebem lixo eletroeletrônico são uma das principais causas da contaminação das águas subterrâneas. Os locais lixiviados, infiltrados por resíduos do lixo eletroeletrônico, são relatados contendo concentrações significativamente mais altas de metais-traço juntamente com compostos orgânicos dissolvidos e suspensos, além de substâncias inorgânicas (SPALVINS *et al.*, 2008).

3.6 METAIS PESADOS: CHUMBO E MERCÚRIO

Para Hashim *et al.* (2011), os metais pesados podem ser designados como elementos potencialmente tóxicos, metais tóxicos ou elementos-traço. A expressão “metal pesado” é aplicada ao grupo de metais e metaloides com densidade atômica maior que 4.000 kg m⁻³ ou cinco vezes maior que a da água, e seus elementos são componentes naturais da crosta terrestre.

Devido a sua toxicidade, os metais pesados que mais contribuem com danos à agricultura e à saúde humana são: o arsênio (As), o cádmio (Cd), o tálio (Tl), o chumbo (Pb), o mercúrio (Hg) e o urânio (U) (GABOS, 2008).

Segundo Silva *et al.* (2014), o motivo de preocupação em tratar locais de deposição de resíduos sólidos é em função dos elementos tóxicos encontrados em seus dejetos e o que as implicações bioacumulativas podem gerar no ser humano. A toxicidade desses metais quando em contato direto ou indireto encontram-se vastamente apresentadas na literatura, sendo que a gravidade é proporcional ao grau de exposição aos mesmos.

O mercúrio, que tem como símbolo químico o Hg, é um elemento químico com massa atômica de 200,59 u. e número atômico 80, encontrado principalmente em tubos fluorescentes, termômetros, barômetros, baterias e possui várias aplicações, sendo presente em interruptores de inclinação, campainhas mecânicas, termostatos, monitores de tela plana entre outros produtos (PRAMILA *et al.*, 2012).

É possível que a liberação do mercúrio (Hg) em objetos contaminados possa estar atrelada às atividades com movimentação mais intensa desses materiais. Um dos produtos que apresenta grande quantidade de mercúrio (Hg) é a lâmpada fluorescente, no entanto, as quantidades deste elemento em cada item depende do fabricante, tipo, voltagem, data de fabricação e tempo de uso, sendo que a maior parte dele, cerca de 86%, se encontra na camada fosfórica aderida ao vidro (REY-RAAP e GALLARDO, 2012).

Ao se quebrar uma lâmpada dessas, dissipa-se vapor de mercúrio (Hg) no ar com rapidez e ele é absorvido pelos pulmões. Já o mercúrio líquido pode conservar-se nas superfícies durante semanas e até mesmo meses e vaporizar-se no decorrer deste período (AUCOTT *et al.*, 2003; LI e JIN, 2011).

Em oficinas de reciclagem de resíduos eletroeletrônicos em Hong Kong, na China, detectou-se maior concentração de Hg na área de descarregamento dos

materiais (LAU *et al.*, 2014), o que aponta uma preocupação quanto ao manuseio dos equipamentos nos arredores dos locais destinados a realização dos trabalhos de reaproveitamento de peças.

O chumbo é um metal pesado cujo símbolo químico o Pb. Ele possui massa atômica de 207,2 u, número atômico 82 e sua toxicidade pode afetar órgãos e atividades bioquímicas, incluindo a habilidade de inibir ou limitar a ação do cálcio (SOUZA e TAVARES, 2009; UEBEL *et al.*, 2017) e também alterar o desenvolvimento do sistema nervoso central e interferir em certas funções dos neurotransmissores (DOBBS, 2009).

O chumbo (Pb) pode ser encontrado em diversos equipamentos, como por exemplo, no vidro dos monitores CRT, baterias de chumbo-ácido, algumas formulações de PVC entre outros. Um tubo de raios catódicos típico de 15 polegadas pode conter quase 700 g de chumbo, mas outros monitores podem ter até 3,6 kg desse elemento químico (NATUME e SANT'ANNA, 2011; PRAMILA *et al.*, 2012).

O Pb se acumula no solo superficial, logo nos primeiros centímetros e sua concentração diminui à medida que a profundidade aumenta. Essa absorção deve-se a sua baixa solubilidade e forte adsorção ao solo. As raízes das plantas realizam a reciclagem do Pb que chega as camadas inferiores do solo. O chumbo antrópico exibe o mesmo modo de distribuição, no entanto, pode atingir níveis mais profundos, em torno de 30 a 45 cm abaixo da superfície contaminada (KEMERICH, 2013; UEBEL *et al.*, 2017).

3.7 CONTAMINAÇÃO DO SOLO

Segundo Silva e Oliveira (2020), a utilização do solo pela humanidade para diversas atividades é um recurso natural extremamente importante, sendo assim, faz-se imprescindível seu estudo e preservação. A exploração e a utilização imprópria desse recurso acarretam problemas ambientais que têm como resultado a perda da sua qualidade e também sua degradação.

Um determinado local é considerado contaminado se, entre outros fatores, as substâncias ou a concentrações de elementos de interesse ambiental estão acima de um limite – denominado valor de intervenção – que é referenciado por meio da Planilha de Avaliação de Risco à Saúde Humana, versão maio de 2013, conforme

estabelecido na Decisão de Diretoria no 103/2007/C/E de 22 de junho de 2007 (CETESB, 2007). Acima desse limite, há um potencial risco dos efeitos deletérios sobre a saúde humana, sendo extremamente importante a ação imediata no local contaminado (CETESB, 2013).

Para Ribeiro (2013), o solo constitui uma base essencial para a biosfera e contribui, num sistema interativo e complexo, na regularização do ciclo hidrológico de condicionar a quantidade e qualidade da água, especificamente através da sua capacidade de filtração, transformação e tampão.

O solo é um dos recursos naturais mais importantes e preciosos para o ser humano, a sustentabilidade agrícola e a sociedade dependem enormemente dele (LONE *et al.*, 2008). No entanto, sua contaminação por metais pesados é uma ameaça para a humanidade e, assim sendo, é também uma preocupação global (SHAH e DAVEREY, 2020).

Cerca de 90% da produção alimentar dos seres humanos, da ração animal, das fibras e combustível decorrem do solo e, nesse sentido, sua preservação se apresenta como uma questão extremamente importante. Além dessas funções produtivas, ele constitui como parte fundamental da paisagem, que preserva nossa herança cultural e os restos do nosso passado (JONES, 2010).

Conforme relatório da CETESB (2013), o solo tem como função a depuração e a imobilização de ampla parte das impurezas nele depositadas, e por vários séculos, recebe substâncias oriundas das atividades antrópicas, recebendo resíduos das intensas precipitações pluviométricas.

A partir da Revolução Industrial, os processos de transformação em larga escala e a exploração intensa dos recursos naturais, provocaram grandes mudanças em todo o mundo, gerando o aumento dos resíduos urbanos, industriais e agrícolas. Essas mudanças ocasionaram a liberação de diversos poluentes, de forma intensa, no meio ambiente, acumulando contaminantes no solo e em seus sedimentos (CETESB, 2013).

A multifuncionalidade do solo acaba por ser um paradoxo, pois a sua importância diante das atividades humanas, o deixa mais suscetível ao seu desgaste e mais vulnerável às exaustões e aos danos provocados. O fato de o solo ter diversas funcionalidades e capacidades como filtração, absorção de contaminantes, entre outras funções, faz com que muitos danos, só sejam percebidos quando já se

encontram em estados de degradação bastante avançados (EEA, 2000; RIBEIRO, 2013).

A solubilidade e a predominância de uma espécie química de um metal em relação à outra, assim, a mobilidade dos metais, depende das propriedades do solo, que podem ser afetadas por fatores como tipo de carbono orgânico, teor, óxidos dissolvidos, tipos de argila, pH, teor de matéria orgânica, capacidade de troca de cátions, potencial redox, força iônica e influência da rizosfera entre outros (OLIVEIRA e MATTIAZZO, 2001; KEMERICH, 2013).

A poluição do solo comina efeito adverso imediato e potencial de longo prazo e sua avaliação é um passo importante para proteger os organismos vivos e o ecossistema a que pertence (CALISI *et al.*, 2011; KHAN *et al.*, 2013). Segundo Ali *et al.* (2009), em geral, métodos físicos e os produtos químicos aplicados no combate as poluições afetam as propriedades do solo e eles alteram a microflora, criando possíveis problemas de contaminação secundária.

Os métodos tradicionais de remoção de metais pesados, mostram limitações de longo prazo, devido aos altos custos, grande quantidade de substâncias e produtos químicos aplicados, manutenção contínua, além de resíduos secundários e lixiviados (MAJETI e FREITAS, 2003).

Segundo Amado e Chaves Filho (2015), os metais pesados representam fonte de contaminação emitido por diversos setores, com contribuição do poder público e da liberação desses resíduos por grande parte da população em locais sem pré-tratamento e sem porvindoura remediação da área afetada. Uma vez que o metal pesado contamina o solo, ele persiste por muitos anos devido à sua não biodegradabilidade na natureza e podem reter no solo um estado de oxidação (MAHAJAN e KAUSHAL, 2018).

Para Tavares *et al.* (2013), a mobilidade de metais pesados no solo diminui com o aumento do pH para valores próximos da neutralidade, o que ocorre em virtude da precipitação de formas insolúveis como complexos orgânicos, carbonatos e hidróxidos. No entanto, se estes elementos aumentarem sua mobilidade, pode ocorrer a lixiviação e esses elementos se acumulam nas águas subterrâneas (UEBEL *et al.*, 2017).

A adsorção dos metais no solo envolve a troca de coloides inorgânicos como argilas, óxidos e hidróxidos de metais e coloides de matéria orgânica. Os hidróxidos e óxidos presentes no solo, por serem componentes naturais, tem um papel

importante na química do solo, pois se encontram em todos os lugares. Estes componentes são caracterizados por apresentar pequenas partículas e pela baixa solubilidade nos solos a valores de pH aceitos como normais (KOMÁREK *et al.*, 2013).

No Brasil, os níveis de referência para investigação de substâncias químicas e dos teores dos metais pesados nas águas subterrâneas e nos solos são definidos pela resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n.º 420 (BRASIL, 2009), o que facilita a criação de indicadores e a avaliação de contaminação, auxiliando no controle das áreas expostas a metais e dos seres vivos existentes nela.

Além do Brasil, várias partes do mundo, apresentam áreas com solos contaminados, e no intuito de mitigar esse problema, pesquisadores vêm desenvolvendo técnicas de biorremediação do solo, ou seja, desenvolvendo métodos para convertê-lo para seu estado natural ou menos tóxico com a fitorremediação (SILVA, 2012; SILVA *et al.*, 2018).

Os solos contaminados por resíduos eletroeletrônicos geralmente apresentam altas concentrações de metais-traço, portanto, o risco de bioacumulação por meio das cadeias alimentares é alto, principalmente em espécies de plantas com frutos comestíveis. Em particular, metais-traço não podem ser destruídos por vias biológicas, mas a transformação entre diferentes estados de oxidação ou complexação acontecem dentro do corpo da planta (GARBUSU e ALKORTA, 2001).

3.8 IMPACTOS NA SAÚDE HUMANA

A contaminação por mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) arruína o equilíbrio do ecossistema, degrada as propriedades do solo, afeta a produtividade agrícola e prejudica a saúde humana por exposição direta ou pela cadeia alimentar (AHMAD *et al.*, 2016; MAO *et al.*, 2015). Segundo Jardim e Caldas (2009), no organismo humano os metais pesados serão assimilados pelo consumo de alimentos e águas contaminadas, através de altas doses durante o intervalo de 24 horas ou pequenas doses durante longos períodos.

Para Oliveira *et al.* (2009), a grande preocupação por esse tipo de contaminação é a dificuldade de um diagnóstico correto, pois os sintomas são difíceis de serem distinguidos por serem provocados pela interação de vários agentes químicos, dessa forma, perdendo sua especificidade.

Porém, os impactos diretos à saúde humana, decorrentes do descarte incorreto dos resíduos eletroeletrônicos, são considerados extremamente perigosos por apresentar diversos elementos nocivos, principalmente metais pesados e difíceis de medir, devido à combinação da grande quantidade de elementos químicos com a variabilidade de tempos de exposição e dos diversos meios de contaminação como a inalação, ingestão ou absorção (NATUME e SANT'ANNA, 2011; HEACOCK *et al.*, 2015).

Segundo Tsydenova e Bengtsson (2011), como as substâncias perigosas são frequentemente concentradas em certos componentes e peças dos resíduos eletroeletrônicos, o manuseio e a gestão inadequada desses resíduos – durante a reciclagem e outras opções de tratamento de fim de vida desses equipamentos – podem representar riscos potencialmente significativos para a saúde humana e o meio ambiente.

Diante desse quadro, está bem estabelecido que os metais pesados como chumbo (Pb), mercúrio (Hg), presentes nos resíduos eletroeletrônicos, são altamente tóxicos para os seres humanos, mesmo em pequenas quantidades e, portanto, elas estão categorizadas entre as substâncias mais perigosas (ULLAH *et al.*, 2015; MAHAR *et al.*, 2016).

Os impactos da exposição humana aos efeitos causados pelos compostos do mercúrio (Hg) são de grande preocupação em todo o mundo. Por possuir altos índices de toxicidade, são associadas a doenças neurológicas e motoras como Parkinson, Alzheimer e autismo, além dos problemas cardíacos, renais, imunológicos, reprodutivos e genéticos (ZAHIR *et al.*, 2005; RICE *et al.*, 2014). A exposição pode trazer comprometimento sensorial, dermatite, perda de memória, fraqueza muscular, fertilidade reduzida, crescimento e desenvolvimento mais lentos chegando à morte (PRAMILA *et al.*, 2012).

Outra característica do Hg é que, por não ser biodegradável e considerado tóxico, afeta o sistema nervoso e Sistema Nervoso Central (SNC), gerando diversos problemas como perda de memória, alterações de comportamento, alterações visuais, tremores, dormência, formigamento e outros sintomas (KEMERICH, 2013).

Outro componente presente nos resíduos eletroeletrônicos é o chumbo (Pb), que inibe a síntese e utilização de hormônios, como TSH e IGF, atrapalhando o desenvolvimento físico das crianças, atrapalhando a absorção de cálcio, ferro e zinco, podendo levar à anemia, hipertensão, perda de apetite, distúrbios digestivos e cólicas

abdominais, doenças cerebrovasculares, neuropatia periférica e a alterações cognitivas (MOREIRA e MOREIRA, 2004; KEMERICH, 2013; YANG *et al.*, 2013).

Além desses sintomas, o chumbo (Pb) também pode causar nefropatia irreversível, nefropatia com disfunção renal reversível e pode atravessar a barreira placentária trazendo problemas para o feto, atrapalhando seu desenvolvimento (MOREIRA e MOREIRA, 2004; KEMERICH, 2013; YANG *et al.*, 2013).

O período fetal é o período chave de crescimento e desenvolvimento e sensível a substâncias tóxicas como metais pesados e poluentes orgânicos. Problemas sucedidos dos resíduos eletroeletrônicos foram associados com natimortos, partos prematuros e anencefalias. O escore de *Apgar* neonatal nestes casos foi observado, demonstrando que a altura e peso dos avaliados foi menor do que as de outras crianças (XU *et al.*, 2012; WU *et al.*, 2012).

Estudos realizados, sobre as questões neurotoxicológicas, apresentam que cada aumento de 10 µg/L de concentração de Pb no sangue está associada a um déficit de 0,71 Pontos de QI (WANG *et al.*, 2012).

Na cidade chinesa de Guiyu, questionários foram realizados com crianças de 3 a 7 anos para avaliar seu temperamento. Os resultados indicaram que as crianças mostraram maior nível de atividade e adaptabilidade do que aqueles do grupo de referência. Os coeficientes de chumbo (Pb) no sangue dessas crianças eram maiores, demonstrando que a alta carga de Pb influenciou o temperamento das crianças, afetando o desenvolvimento da sua inteligência (LI *et al.*, 2008). Desse modo, a carga de Pb no organismo afeta o nível intelectual, psicológico e saúde comportamental das crianças (XU *et al.*, 2015).

3.9 CENÁRIO GLOBAL

A Convenção da Basileia foi assinada na Suíça em 1989 e um dos principais mecanismos deste acordo é o controle de movimentos transfronteiriços de resíduos perigosos e seu depósito final.

Trata-se de uma exigência para que os países exportadores de resíduos perigosos, inclusive resíduos eletroeletrônicos, recebessem licenças explícitas dos países de destino para evitar remessas indesejadas. Isso deveria, em teoria, proteger os países não pertencentes a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento

Econômico (OCDE), no entanto, na prática, há uma série de fatores que prejudicam a eficácia da Convenção. (TSYDENOVA e BENGTTSSON, 2011).

Para Tsydenova e Bengtsson (2011), isso ocorre porque a situação é bastante diferente em países desenvolvidos e em desenvolvimento em relação à gestão de lixo eletroeletrônico. A reciclagem informal de lixo eletroeletrônico, predominante nos países em desenvolvimento, é associada à poluição ambiental severa e também à exposição aos produtos químicos. A situação é frequentemente agravada pela falta de legislações relevantes e baixa aplicação dos regulamentos existentes.

As diferenças entre os cenários dos países desenvolvidos e em desenvolvimento são devidas às diferenças socioeconômicas e contextos jurídicos. Enquanto a reciclagem de lixo eletroeletrônico em países em desenvolvimento é amplamente descontrolada e puramente orientada para o mercado, em países desenvolvidos é organizado e baseada no princípio de Extensão de Responsabilidade do Produtor (ERP) (TSYDENOVA e BENGTTSSON, 2011).

Desde o ano de 2014, aumentou o número de países que adotaram uma política nacional de lixo eletroeletrônico, legislação ou regulamentação, indo de 61 para 78 nações. No entanto, avanços regulamentares em algumas regiões são lentos, a aplicação é deficiente e a política, legislação ou regulamentação, ainda não estimula a coleta e gestão adequada dos resíduos eletroeletrônicos devido à falta de investimento e motivação política.

3.10 POLÍTICAS E LEGISLAÇÕES NO BRASIL

Para o melhor entendimento sobre as políticas e legislações no Brasil, a Tabela 3 apresenta as principais ferramentas de gestão que abordam o tema sobre resíduos sólidos, meio ambiente, contaminação, tecnologia, logística reversa e resíduos eletroeletrônicos.

Dentre as principais regulamentações, o governo brasileiro aprovou em 30 de junho de 1999, a Resolução do CONAMA n.º 257, onde seu o artigo 13º cita questões para a gestão das pilhas, baterias e componentes eletroeletrônicos de uso doméstico, indicando que esses itens, depois de exauridos, podem ser descartadas no lixo junto com resíduos domiciliares. Esse descarte, conforme descrição dos artigos

5° e 6° da resolução, pode acontecer em aterros licenciados e com determinada quantidade de componentes químicos em sua formulação (BRASIL, 2009).

Tabela 3 - Legislações que amparam a questão do lixo eletroeletrônico

Item	Data	Legislação	Texto
1	31/08/1981	Lei n.º 9.638	Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências.
2	24/07/1985	Lei n.º 7.347	Disciplina a ação civil pública de responsabilidade por danos causados ao meio-ambiente, ao consumidor, a bens e direitos de valor artístico, estético, histórico, turístico e paisagístico (VETADO) e dá outras providências.
3	08/01/1997	Lei n.º 9.433	Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.
4	12/02/1998	Lei n.º 9.605	Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente e dá outras providências.
5	30/06/1999	Resolução n.º 257 do CONAMA	Dispõe sobre o descarte, coleta, reutilização, reciclagem e tratamento de pilhas e baterias que contenham em suas composições chumbo, cádmio, mercúrio e seus compostos.
6	20/06/2005	Decreto n.º 5.472	Promulga o texto da Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (POP), adotada naquela cidade, em 22 de maio de 2001.
7	04/11/2008	Resolução n.º 401 do CONAMA	Estabelece os limites máximos de cádmio e mercúrio para pilhas e baterias comercializadas no território nacional e os critérios e padrões para o seu gerenciamento ambientalmente adequado e dá outras providências.
8	02/08/2010	Lei n.º 12.305	Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, dispendo sobre seus princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis.
9	25/06/2019	Decreto n.º 9.854	Institui o Plano de Internet das Coisas e dispõe sobre a Câmara de Gestão e Acompanhamento do Desenvolvimento de Sistemas de Comunicação Máquina a Máquina e Internet das Coisas.
10	12/02/2020	Decreto n.º 10.240	Regulamenta o inciso VI do caput do art. 33 e o art. 56 da Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010, e complementa o Decreto n.º 9.177, de 23 de outubro de 2017, quanto à implementação de sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico.

Fonte: Adaptado pelo autor (BRASIL)

Segundo Kemerich (2013), buscando aumentar ainda mais a proteção do meio ambiente, o CONAMA desenvolveu e publicou no ano de 2008, a Resolução n.º 401 que revogou a Resolução n.º 257 de 1999.

A principal ferramenta sobre a gestão dos resíduos sólidos no Brasil é a Lei Federal n.º 12.305 de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Essas diretrizes são valioso instrumento para o avanço das discussões e ações, voltados aos resíduos sólidos, no enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos. Desde a aprovação desta lei, todas as empresas são responsáveis pelo descarte correto e adequado de seus resíduos, inclusive os resíduos eletroeletrônicos.

Para Natume e Sant'anna (2011), a lei da PNRS estabelece diversos esclarecimentos sobre gestão dos resíduos sólidos quanto a responsabilidade compartilhada entre governo, indústria, comércio e consumidor final. A PNRS também aborda questões sobre a logística reversa, que obriga fabricantes/importadores, distribuidores e vendedores a criar ações para o recolhimento de produtos e das embalagens após o uso. A medida vale para os setores de pilhas e baterias, pneus, agrotóxicos, óleos lubrificantes, lâmpadas e eletroeletrônicos.

3.11 POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LOGÍSTICA REVERSA

Devido a necessidade de fazer a melhor gestão dos resíduos, foi instituída a PNRS que reúne um conjunto de ações, objetivos, princípios, diretrizes e instrumentos adotados pelos entes federativos, estaduais e municipais, em suas políticas e planos, para o desenvolvimento de medidas de integração e do melhor gerenciamento dos resíduos sólidos no País (AGEM e IPT, 2018).

A PNRS aborda na seção II – Da Responsabilidade Compartilhada, em seu Art. 33, inciso VI, questões relativas aos equipamentos eletroeletrônicos e seus componentes. Este inciso, descreve a governança e apresenta diversas necessidades como a obrigação de estruturar e implementar ações voltadas para a logística reversa aos fabricantes e importadores, dos distribuidores e comerciantes dos produtos e do retorno dos produtos após o uso pelo consumidor. Essas ações devem ser realizadas

de forma independente do serviço público e da limpeza urbana no manejo dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

Segundo Lima e Filho (2018), logística é o processo de planejar, armazenar e dar uma destinação correta aos produtos para que sejam entregues no local adequado e no tempo certo, ou seja, um processo fundamental para a sociedade, pois é responsável pelos procedimentos, desde a fabricação do produto até o consumidor final e as empresas têm que atender cada etapa para que não ocorram problemas.

Lima e Filho (2018) apresenta que a logística reversa deve controlar os fluxos relacionados ao retorno de bens produzidos após sua venda, de reutilizar aqueles produtos que não terão mais utilidade ou de destiná-los a outros pontos de coleta adequados para que não haja prejuízo ao meio ambiente. Uma logística reversa bem implementada pode reduzir custos, contribuir com diminuição do impacto ao meio ambiente e assim tornar-se um grande diferencial competitivo no mercado.

Diante das diretrizes da PNRS, foi assinado em outubro de 2019 o acordo setorial para a implantação de Sistema de Logística Reversa (SLR) de produtos eletroeletrônicos e seus componentes, em que os integrantes da cadeia produtiva se comprometem a realizar uma série de ações (BRASIL, 2020).

A partir do comprometimento dos envolvidos nesse acordo setorial do SLR, foi realizado o decreto federal n.º 10.240, de 12 de fevereiro de 2020, que regulamentou o inciso VI do Art. 33 da PNRS sobre o SLR de produtos eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico existentes no mercado interno (BRASIL, 2020). A Tabela 4 apresenta a visão da logística reversa segundo o Sistema Nacional de Informações da gestão dos resíduos sólidos no Brasil.

Tabela 4 - Sistema Nacional de Informações da Gestão dos Resíduos Sólidos.

Ações	Descritivo
Incentivar	Reuso, a reciclagem e a destinação ambientalmente adequada dos resíduos
Aumentar	Vida útil dos aterros sanitários, desviando estes resíduos que podem ser reinseridos na cadeia produtiva
Aumentar	Eficiência no uso de recursos naturais
Ampliar	Oferta de produtos ambientalmente amigáveis, gerando emprego e renda
Gerar	Novos negócios
Compartilhar	Responsabilidade pela gestão de resíduos (setor público, setor privado e sociedade civil)

Fonte: BRASIL (2020).

O decreto federal n.º 10.240/2020 regulamentou o inciso VI do Art. 33 da PNRS e a Figura 3 representa o estudo do Ciclo da Logística Reversa com as responsabilidades sobre os equipamentos eletroeletrônicos desde a fabricação/importação, consumo, descarte consciente, triagem e consolidação desses rejeitos, reciclagem (gerando matérias-primas secundárias ou rejeito para descarte de forma adequada), aproveitamento dessas matérias-primas secundárias para outras indústrias e até para fabricação de novos produtos eletrônicos (BRASIL, 2020).

Figura 3 - Ciclo da Logística Reversa para equipamentos eletroeletrônicos.



Fonte: Adaptado pelo autor (BRASIL, 2020).

Esse ciclo tem como objetivo a estruturação, a implementação e a operacionalização dos instrumentos para o desenvolvimento do sistema de logística reversa e dos produtos eletroeletrônicos e seus componentes advindos do uso doméstico existentes no mercado brasileiro (BRASIL, 2020).

Para o processo da logística reversa, a palavra-chave é a responsabilidade compartilhada, pois o cidadão, enquanto consumidor, tem a responsabilidade de descartar os resíduos nas condições solicitadas e em locais estabelecidos. O setor privado tem a responsabilidade de realizar o gerenciamento ambientalmente correto desses resíduos (BRASIL, 2020).

Nesse sentido, cabe aos poderes públicos acompanhar e compartilhar o processo, fiscalizar e conscientizar os cidadãos quanto suas responsabilidades. Aos entes privados o desafio é desenvolver inovações em seus produtos que tragam

benefícios socioambientais na reincorporação desses itens na cadeia produtiva e do uso racional dos materiais e prevenção da poluição (BRASIL, 2020).

Segundo Lima e Filho (2018), o ciclo de vida de um produto é tão importante quanto o tratamento dos resíduos, pois na medida em que são implantadas várias técnicas de logística reversa para melhorar os processos das empresas, é possível que se reduza a grande quantidade de resíduos.

A vida útil dos produtos pós-venda é um grande desafio para as empresas, pois a cada dia são lançados novos produtos no mercado e a tendência é que estejam com um tempo de uso cada vez menor. Assim, reforça-se a importância da logística reversa nos casos de pós consumo, como também, nos casos em que há necessidade de manutenções, trocas ou atendimentos de pós-venda para que diminua o número de descartes de resíduos (LIMA e FILHO, 2018).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

No que se refere a metodologia, o estudo foi realizado com uma abordagem descritiva, de natureza qualitativa dos dados recolhidos nas pesquisas bibliográficas, na revisão de autores, na análise e comparação das informações adquiridas e na revisão narrativa da literatura científica nacional e, principalmente, literatura internacional, em que o tema é debatido com maior abrangência.

Para a realização desta revisão, foi desenvolvido levantamentos bibliográficos nas bases de dados *PubMed*, Periódicos com dissertações e teses da Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), *Scopus*, *Elsevier*, *SciELO*, *ScienceDirect*, *ERIC*, *Science.gov*, *ResearchGate*, *Academia*, *ScienceResearch*, *Springer Link*, Google Acadêmico, livros temáticos e Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações (BDTD).

Os resultados foram obtidos das pesquisas relacionadas com os principais termos como: biorremediação, fitorremediação, biomarcadores, contaminação do solo, remediação do solo, metais pesados chumbo e mercúrio, resíduos eletroeletrônicos, logística reversa e equipamentos eletroeletrônicos, *phytoremediation*, *bioremediation*, *heavy metals in soil*, *lead and mercury*.

Dessa maneira, o estudo apresenta a identificação dos processos e alternativas biorremediadoras utilizando fitorremediação, com as espécies de plantas

capazes de extrair e/ou degradar os elementos poluentes dos metais pesados mercúrio e chumbo, encontrados no solo, advindos do descarte irregular dos resíduos eletroeletrônicos no meio ambiente.

Considerando as graves consequências de contaminação do solo devido a metais pesados, há a necessidade de melhor entendimento das técnicas, processos e mecanismos como: biomarcadores, remediação do solo, extração, biorremediação, fitorremediação entre outras soluções voltadas para a mitigação dos problemas no meio ambiente e também da limpeza e restauração de solo contaminado (GOMES, 2012; LIU *et al.*, 2018).

4.1 REMEDIAÇÃO DO SOLO

Diversas descobertas científicas, combinadas a pesquisas interdisciplinares, vem proporcionando alternativas altamente viáveis para a remediação do solo de forma menos agressivas ao ambiente, economicamente mais viáveis e ecologicamente corretas (HAQUE *et al.*, 2008).

Para o melhor entendimento da sua importância, o autor afirma que:

O processo de remediação de solos contaminados se refere à redução dos teores de contaminantes a níveis seguros e compatíveis com a proteção à saúde humana, seja impedindo ou dificultando a disseminação de substâncias nocivas ao ambiente. (TAVARES, 2013)

Para Ribeiro (2013), o solo tem grande importância aos seres humanos, sendo fonte de produção de alimento, combustível, material de construção, o que torna sua preservação imprescindível para a sobrevivência dos seres vivos. Das suas funções destacam-se diversas atividades como filtração e transformação de nutrientes, produção de biomassa, armazenamento de diversas substâncias e água, reservatório de carbono, fonte de matérias-primas, conservação do patrimônio geológico e arqueológico, além da reserva de biodiversidade.

Sempre que o solo estiver desprovido de sua vegetação natural, ele estará exposto a uma série de fatores que tendem a prejudica-lo. A degradação intensa e acelerada ocorrerá se não houver um intensivo combate as suas causas, relacionadas à poluição, lixiviação, acidificação, salinização, desertificação, entre outras (SILVA e OLIVEIRA, 2020).

Santos *et al.* (2012) cita que uma das principais propriedades do solo é a distribuição granulométrica das suas partículas individuais, ou seja, são as texturas que podem apresentar variações, se tornando um importante fator para a retenção de água e de elementos químicos no solo, por exemplo.

Outro ponto relacionado à propriedade do solo, que forma sua estrutura, é a permeabilidade dos elementos da água e do ar, sendo que esses dependem dos arranjos das partículas compostas ou agregadas e dos espaços vazios entre elas para sua consolidação (SANTOS *et al.*, 2012).

Para Sherene (2010), a textura do solo pode ser explicada como a partícula de distribuição do tamanho do solo e pode influenciar o nível de contaminação por metais no solo. Partículas com menor tamanho <100 µm (finas) têm área de superfície maior do que o solo mais grosso (areia) e também são mais reativos.

Conseqüentemente, a maioria dos contaminantes está contida na fração de partículas finas do solo. Isso também é válido para metais pesados. Por exemplo, solo de textura fina contém cerca de oito vezes mais quantidade de chumbo (Pb) do que solo de textura grossa (SHERENE, 2010).

O processo de remediação do solo consiste no cumprimento de diferentes medidas para o tratamento dos contaminantes e seu represamento no local contaminado (SANTOS e NOVAK, 2013). Segundo Mallmann *et al.* (2019), cada vez mais se tem buscado remediar os solos, os ecossistemas impactados, as áreas degradadas, em especial, os solos argilosos e as águas subterrâneas. Sendo que destes, 80% se referem aos impactos do solo.

Os métodos convencionais de remediação dos contaminantes do leito do solo ou sua lavagem com ácidos fortes ou agentes quelantes, envolvem diversos mecanismos de tratamento como: estabilização, solidificação, vitrificação, escavação e remoção (BHARGAVA *et al.*, 2012).

Cambier *et al.* (2014) apresenta que o solo com menos quantidade de matéria orgânica é muito suscetível a traços de contaminação por metal. Em estudos de campo de longo prazo, constatou que incluir matéria orgânica ao solo afeta a imobilização do metal devido à capacidade de retenção de matéria orgânica e mostra efeitos benéficos na disponibilidade do metal.

A remediação microbiana do solo ou dos sedimentos contaminados com metais pesados tendem a imobilizar o metal de maneira *in-situ* para reduzir a sua

biodisponibilidade, sua mobilidade ou remoção de metal do solo (RAJENDRAN *et al.*, 2003).

Pant *et al.* (2018) cita que a extração de metais pesados envolve a utilização de diversos processos que vêm expandindo continuamente para a descoberta de uma nova técnica ecológica, econômica e eficiente para a eliminação do metal.

Para o melhor entendimento dos problemas existentes no solo é necessário utilizar de recursos como biomarcadores. O biomarcador é definido como uma resposta biológica aos produtos químicos que apresentam uma medida de exposição e, às vezes, também dos seus efeitos tóxicos. A resposta biológica varia desde a composição molecular até a composição de espécies (DEPLEDGE e FOSSI, 1994).

Porém, Forbes *et al.* (2006) apresentam que o biomarcador não pode ser usado sozinho, na identificação dos elementos nocivos, para tirar conclusões sobre o potencial efeito tóxico de produtos químicos nas exposições aos organismos.

Para Lanno *et al.* (2004), na avaliação de risco ecológico, o resultado tóxico em nível individual, como letalidade e reprodução, é muito mais ecologicamente relevante do que biomarcador, mas a relação causa-efeito nem sempre é clara.

O biomarcador responde em nível molecular, bioquímico e nível fisiológico, podendo ajudar a lançar luz sobre o mecanismo e o modo de ação tóxica dos produtos químicos. Nesse sentido, na avaliação regulamentar de produtos químicos, biomarcador pode fornecer informações básicas subjacentes aos processos para a tomada de decisão (LANNO *et al.*, 2004).

Várias propriedades físico-químicas do solo afetam a fitodisponibilidade dos metais pesados. O solo pode atuar como agente aglutinante de metal e a capacidade de sorção e dessorção controla a mobilidade e disponibilidade desses metais que pode ser correlacionada com as propriedades do solo (SHAH e DAVEREY, 2020).

Segundo Khalid *et al.* (2017) as tecnologias de remediação físico-química são mais caras do que as técnicas biológicas de biorremediação e fitorremediação. Além disso, as tecnologias de remediação físico-química impactam negativamente as propriedades do solo, sua fertilidade e biodiversidade.

O pH do solo se apresenta como um dos fatores mais importantes que afetam diretamente a fitodisponibilidade, sendo que cátions metálicos em baixo pH (<5,0) refletem maior mobilidade e também fitodisponibilidade. Enquanto que em pH

alto, os cátions metálicos tendem a ser adsorvidos no solo, diminuindo sua mobilidade e disponibilidade, o oposto é verdadeiro para ânions de metal (KADER *et al.*, 2016; SHAHEEN *et al.*, 2013).

Segundo Partey *et al.* (2018), o enriquecimento de matéria orgânica no solo também aumenta a viabilidade da planta e da vegetação, pois a planta favorece apenas a absorção de nutrientes. Além disso, a matéria orgânica do solo governa a absorção de metais pelas plantas devido à tendência de íons metálicos complexos de se formar com ligantes orgânicos, o que reduz o número de espécies de metais biodisponíveis (SHAHEEN *et al.*, 2013).

Há um crescente interesse no desenvolvimento de ações e estratégias, que sejam eficientes e perdurem a médio e longo prazo, para a remediação de solos contaminados por metais pesados. A utilização de espécies vegetais para a recuperação de locais contaminados se apresenta viável e segura à saúde humana, além de melhorar esses ambientes com suas características químicas, físicas e biológicas (MAGALHÃES *et al.* 2011).

As técnicas tradicionais de remediação do solo estão associadas a vários impactos negativos no meio ambiente, incluindo mudanças nas condições do solo, geração das substâncias tóxicas, erosão acelerada e inviabilidade econômica (LUO *et al.*, 2016). Dessa forma, a fitorremediação foi aceita pela comunidade pública como uma abordagem amigável do ambiente para a descontaminação de locais poluídos. Além disso, o uso de fitorremediação economiza cerca de 60% a 80% do custo associado aos tradicionais métodos de remediação físico-química (MWEGOHA, 2008).

O processo de remediação por fitorremediação é capaz de mitigar a maioria dos contaminantes gerados a partir de resíduos interferindo nas funções naturais do solo. Esta técnica não remove apenas os poluentes de locais contaminados, mas também reduz a lixiviação de oligoelementos (KIDD *et al.*, 2009). A fitorremediação oferece ainda benefícios adicionais como sequestro de carbono, controle de erosão do solo, produção de lenha, proteção da biodiversidade e adição de valor estético na paisagem, além da mitigação de contaminantes (HU *et al.*, 2012; PANDEY *et al.*, 2015).

O sucesso da utilização dos processos da fitorremediação para a remoção dos poluentes do solo – dependendo de sua matriz –, contendo contaminantes orgânicos, está relacionado à aptidão que o solo possui em absorvê-los e sequestrá-los (VASCONCELLOS *et al.*, 2012).

Segundo Gunarathne *et al.* (2020), apesar da grande variedade de plantas tradicionais para fitorremediação, existem vários outros métodos que evoluíram como uma estratégia eficaz de remediação. A incorporação de fungos micorrízicos ou outros organismos do solo, como uso de plantas transgênicas podem ser os avanços promissores da fitorremediação para locais contaminados com lixo eletroeletrônico.

4.2 BIORREMEDIAÇÃO

A biorremediação é uma abordagem que utiliza atividades biológicas naturais para destruir ou remover contaminantes prejudiciais do meio ambiente. Esta abordagem depende de métodos econômicos e de baixa tecnologia com alta aceitação pública para a remediação de contaminantes. Utiliza uma grande variedade de fungos, bactérias e espécies de plantas que evoluíram para remover ou destruir contaminante por meio de suas vias metabólicas especializadas. Muitos estudos investigam sua capacidade de remediação de poluentes originários dos resíduos eletroeletrônicos (HIREMATH *et al.*, 2015; KANG *et al.*, 2016; JIANG *et al.*, 2018).

Segundo Pramila *et al.* (2012), a biorremediação é um conceito geral que inclui todos aqueles processos e ações que ocorrem a fim de biotransformar um ambiente, já alterado por contaminantes, ao seu *status* original. Embora os processos utilizados para alcançar os resultados desejáveis variem, eles ainda têm os mesmos princípios: o uso de plantas, microrganismos (nativos ou semeados) ou suas enzimas, que são estimulados pela adição de nutrientes.

Para o sucesso desses procedimentos envolvendo microbiologia, destaca-se a importância dos fatores abióticos do meio ambiente e também é importante a realização de uma avaliação mais detalhada da área, com intuito de entender e compreender as populações microbianas presentes no subsolo. Além disso, também é importante identificar a existência de populações microbianas que degradam o contaminante de interesse e identificar suas necessidades químicas (BERGER, 2005).

Sendo a biorremediação a aceleração do processo de biodegradação, Ferreira e Morita (2012) informam que seu procedimento dependerá das qualidades do solo, estando restrita à disponibilidade de nutrientes, temperatura, umidade, pH, concentração de minerais, potencial redox, natureza do contaminante e às características físicas e químicas dos ambientes contaminados.

O processo de biorremediação, geralmente têm impacto ambiental mínimo, uma vez que é um processo natural. Além disso, os produtos residuais geralmente não são gerados, pois o processo utilizado muitas vezes resulta na degradação completa dos contaminantes, fazendo que essas características sejam potencialmente ideais para a desintoxicação de poluentes químicos (BOLLAG e BOLLAG, 1995).

A Agência Americana de Controle Ambiental, conhecida por *Environmental Protection Agency* (EPA), classifica os procedimentos para a biorremediação como uma nova tecnologia que se caracteriza pela via destrutiva dos contaminantes, onde a atividade biológica é responsável pelos resultados da transformação e minimização dos agentes poluentes. Esses procedimentos, além de permitir o tratamento da fração sólida, também atua na parte líquida dos resíduos presentes nos lixões e aterros por exemplo (EPA, 2000).

Segundo Pant *et al.* (2018) a biorremediação, ou cooperação microbiana, pode melhorar o processo de gerenciamento de lixo eletroeletrônico de uma forma mais ecológica. Cada estratégia de gerenciamento concentra-se na parte orgânica e inorgânica do lixo eletroeletrônico. A parte orgânica consiste em uma variedade de plásticos termofixos com presença de material halogenado. Os microrganismos estão envolvidos no processo de desalogenação de várias maneiras e podem gerenciar a lixiviação da porção inorgânica do lixo eletroeletrônico, que consiste em componentes metálicos e não metálicos.

Como informado anteriormente, a biorremediação atua na biodegradação de substâncias ou compostos de interesse degradantes ao ambiente e há duas técnicas que envolvem diferentes variações de tratamento com procedimentos distintos de realização: *in-situ* e *ex-situ* (LACERDA *et al.*, 2019).

4.3 TÉCNICAS DE BIORREMEDIAÇÃO

As tecnologias dos processos de biorremediação são classificadas como *in-situ* ou *ex-situ*. A técnica *in-situ* é um método onde os contaminantes são transformados ou destruídos no próprio local da contaminação. Já os procedimentos da técnica *ex-situ* consiste em retirar o material contaminado para tratamento em local externo ao de sua origem (BERGER, 2005).

Estrela *et al.* (2018) apresenta que na busca pela recuperação de solos contaminados por metais pesados, as técnicas utilizadas como escavação e substituição do solo pelo tratamento químico no modelo *ex-situ*, têm sido eficazes, porém, essas técnicas são de alto custo e causam grande impacto visual nos locais onde foram realizadas.

Dessa maneira, para a remediação de solos poluídos, a utilização de plantas, uma técnica identificada como fitorremediação, vem complementar e/ou substituir as técnicas tradicionais, como alternativa com menores custos e maior aceitação pelo público (ESTRELA *et al.*, 2018).

Na técnica utilizada *ex-situ*, o material contaminado é retirado do local de origem, onde este se encontra inicialmente, para posterior tratamento (ESTRELA *et al.*, 2018). Este método é de fácil controle e versatilidade para a descontaminação de diversos tipos de poluentes (ABBAS, 2003). O processo de *Landfarming*, compostagem e biorreatores são as técnicas mais utilizadas (JACQUES *et al.*, 2007; PAUDYN *et al.*, 2008; ANDRADE *et al.*, 2010).

Os processos de descontaminação no modelo *ex-situ* são realizados de duas formas: uma delas é feita através do modelo *on-site*, quando ocorrem diretamente no local, como a lavagem dos solos, e o outro modelo é *off-site*, quando o solo contaminado é retirado e transportado até à central de tratamento (ESTRELA *et al.*, 2018).

Nesta técnica a compostagem se apresenta como um processo biológico, onde microrganismos transformam resíduos orgânicos, como restos de plantas, alimentos e esterco, em compostos que geram benefícios ao meio ambiente (LACERDA *et al.*, 2019)

Também existem os biorreatores, técnica em que se utiliza um reator previamente preenchido com esferas de vidro, plástico, carvão ou terra diatomácea e são introduzidas amostras de solo contaminado e água. Dessa forma, obtém-se grande área superficial e a formação de biofilmes responsáveis pela biodegradação da substância de interesse (LACERDA *et al.*, 2019)

Já o processo de *landfarming* é a aplicação e incorporação dos resíduos contaminantes, em sua forma líquida ou sólida, na camada superior de solos aráveis e não contaminados, para posterior degradação biológica (LACERDA *et al.*, 2019).

Os processos de remediação *in-situ* são aqueles em que não é necessária a remoção dos contaminantes dos locais em que se encontram, ou seja, o tratamento

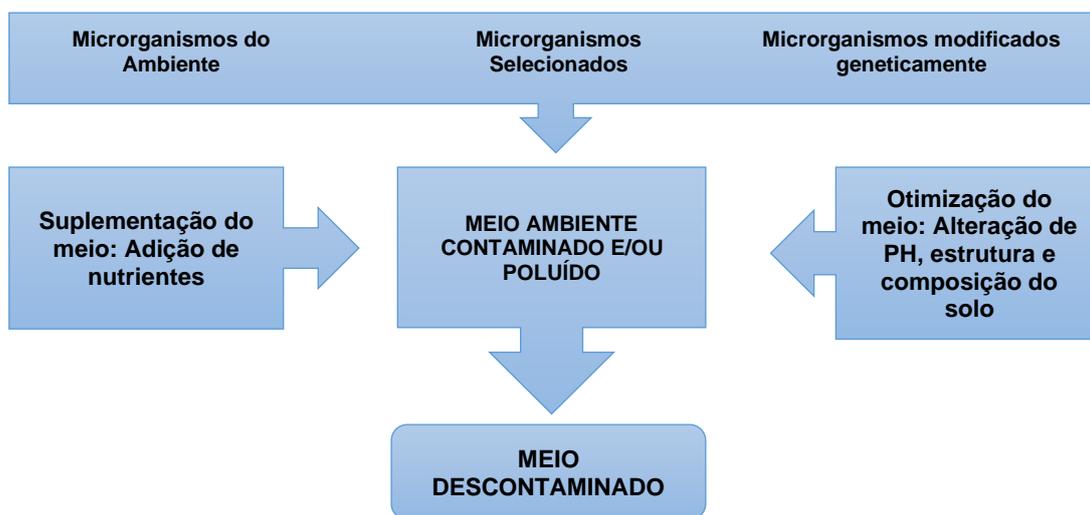
pode ser realizado por via química, biológica ou mecânica onde se encontra o terreno a ser regenerado (ESTRELA et al, 2018). Segundo Pereira e Freitas (2012), essa é uma técnica que reduz custos e prejuízos ambientais, pois evita a movimentação dos solos e das águas que estão contaminados para outros locais.

A remediação *in-situ*, por trabalhar com microrganismos sem a necessidade de o local ser escavado, torna o processo economicamente viável e mais atrativo, acarretando menores impactos ambientais. Quando os poluentes se transformam nas condições naturais do local, ela pode ser realizada de duas formas: passiva ou intrínseca (ANDRADE et al., 2010; SILVA et al., 2014).

A forma passiva é realizada mediante injeção ou recirculação de fluidos ou através de biobarreiras permeáveis (ANDRADE et al., 2010; SILVA et al., 2014). Já a o processo de forma intrínseca ocorre naturalmente, onde microrganismos do próprio local, sem qualquer interferência, transformam os contaminantes em substâncias menos tóxicas (BENTO et al., 2003). Esta técnica destaca-se pelo baixo custo e por ser um método com mínima intervenção (BHUPATHIRAJU et al., 2002).

Segundo Lacerda et al. (2019), a biorremediação *in-situ* segue as seguintes etapas (Figura 4):

Figura 4 - Etapas da biorremediação *in-situ*.



Fonte: Adaptado pelo autor (LACERDA et al., 2019).

Lacerda et al. (2019) ainda apresenta que a biorremediação *in-situ* pode ser realizada por três processos (Tabela 5):

Tabela 5 - Processos da biorremediação *in-situ*

Processos	Descrição
Biorremediação natural	Realização de processos químicos, físicos e biológicos nos ambientes prejudicados, utilizando o acompanhamento da evolução através do tempo e espaço e dos indicadores geoquímicos, como pH, temperatura, quantidade de oxigênio dissolvido e outros fatores;
Bioestimulação	Introdução de surfactantes com o intuito de estimular a atividade microbiana com aplicação de nutrientes como fósforo (P) e nitrogênio (N) para aumentar a biodisponibilidade do contaminante
Bioaumentação	Técnica de degradação de determinados tipos de poluentes e/ou contaminantes baseada na inoculação de populações de microrganismos selecionados ou consórcios microbianos.

Fonte: LACERDA *et al.* (2019)

Nos experimentos de campo *in-situ* realizados por Wu *et al.* (2014), em que foram avaliados o sequestro de chumbo (Pb) e cádmio (Cd), descobriu-se que a glomalina afeta muito a mobilidade do metal e, portanto, minimiza o peso da absorção de metais pelas plantas.

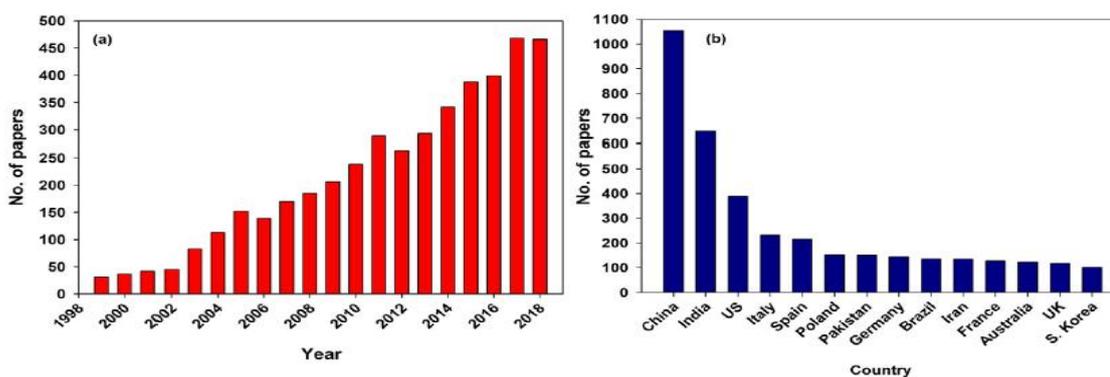
4.4 FITORREMEDIAÇÃO

Segundo Cunningham *et al.* (1996), o termo genérico de fitorremediação origina-se do prefixo grego *fito*, que significa planta, e o sufixo latino *remedium* que significa capaz de curar ou restaurar. Esta concepção foi introduzida por Chaney (1983) para remediar sites poluídos por metais usando "hiperacumuladores", ou seja, as plantas consideradas mais eficientes nos processos de fitorremediação.

Brooks *et al.* (1977) descobriram plantas hiperacumuladoras que retêm níquel no tecido da parte aérea a uma concentração de 1000 mg/kg de sua biomassa que representa 0,1% a 1% do peso seco da planta. (MAJETI e FREITAS, 2003; GHOSH e SINGH, 2005; MAHAR *et al.*, 2016; SARMA, 2011).

Os autores Shah e Daverey (2020) citam que o interesse em fitorremediação vem aumentando nos últimos anos, pois muitas pesquisas têm sido relatadas na literatura. Os resultados com os itens de pesquisa "Fitorremediação" e "Metais pesados" em "Título, Resumo e Palavras-chave" revelaram que o tema se tornou muito popular no passado recente com aproximadamente 50% dos artigos publicados entre os anos de 2014 a 2018 (Figura 5), principalmente em países como China (24,2%), Índia (14,9%) e Estados Unidos (8,9%).

Figura 5 - Número de artigos publicados por ano e país sobre fitorremediação



Fonte: SHAH e DAVEREY (2020)

Há diversos conceitos e definições sobre fitorremediação e um dos mais antigos foi proposto por Cunningham *et al.* (1996) que apresenta a fitorremediação como uma técnica biotecnológica que consiste na utilização de espécies vegetais para imobilizar, remover, inutilizar compostos inorgânicos e orgânicos presentes na água e no solo. Para a remoção física das camadas contaminadas, a fitorremediação vem atendendo as perspectivas da sua eficiência na descontaminação e baixo custo de implementação.

Já Wu *et al.* (2010) descreve a fitorremediação como o uso de plantas para remover poluentes do meio ambiente. Existem espécies vegetais chamadas hiperacumuladores que podem absorver grandes quantidades de metais em seus tecidos aéreos, como caules e folhas, o que é uma vantagem quando se trata de cuidados posteriores com metais pesados. As microrremediações podem ser potencializadas usando tecnologias transgênicas, que é chamado de tratamento simbiótico ou rizorremediação, que pode constituir uma técnica ideal para remover e acumular metais perigosos.

Para Uebel *et al.* (2017), “a técnica de fitorremediação consiste na utilização de plantas para a remoção de contaminantes por meio de processos químicos e físicos de ocorrência natural nas próprias plantas”.

A fitorremediação também pode ser entendida como:

É a técnica [...] em que determinadas espécies de plantas são utilizadas como agentes de descontaminação, removendo, imobilizando ou tornando os contaminantes menos ofensivos ao ecossistema. Embora recente, essa técnica tem apresentado respostas positivas concernentes à descontaminação de água e solos (RODRIGUES e ORLANDELLI, 2018).

Gunarathne *et al.* (2020) afirma que o termo fitorremediação é particularmente adotado para as situações que usam espécies de plantas como agentes de biorremediação.

Outros autores entendem a fitorremediação como uma tecnologia de biorremediação baseada em plantas e utilizada para remediar traços de metais, contaminantes orgânicos e inorgânicos perigosos nos solos, sedimentos, águas superficiais e subterrâneas, águas residuais e na atmosfera (LUO *et al.*, 2016; SUSARLA *et al.*, 2002), sendo um método ecologicamente sensível que pode ser usado para a recuperação de solo contaminado sem perturbar sua fertilidade e biodiversidade (ZLOCH *et al.*, 2017; AHMAD *et al.*, 2016; XIAO *et al.*, 2019).

A fitorremediação pode ser considerada como uma das principais metodologias para a remediação de solos contaminados. Ela consiste na utilização de plantas para serem utilizadas na remoção, imobilização ou tornar inofensivos os contaminantes inorgânicos e orgânicos no solo e na água (SILVA *et al.*, 2019).

A fitorremediação é um processo de descontaminação mediado pelas plantas, incluindo gramíneas, arbustos e árvores em associação com microrganismos que remediam o meio ambiente (solo, água e ar) por meio de degradação, acumulação e estabilização de contaminantes (RAJKUMAR *et al.*, 2012; GOMES, 2012; CAMESELLE *et al.*, 2019).

Essa tecnologia é considerada operacionalmente simples, viável, economicamente viável, esteticamente agradável e aceita publicamente. Além disso, a implementação da fitorremediação é muito fácil porque não requer nenhum pessoal especializado ou investimentos em equipamentos caros e/ou de última geração (MANDAL *et al.*, 2014; LIU *et al.*, 2018).

Segundo Magalhães *et al.* (2011), na fitorremediação as espécies vegetais atuam de forma indireta ou direta contra os contaminantes. Na forma indireta, os vegetais removem contaminantes das águas subterrâneas, reduzindo a fonte de contaminação, propiciando aumento da atividade microbiana que degrada o contaminante. Na remediação direta, os compostos são concentrados, acumulados ou metabolizados nos tecidos das planta, através da sua mineralização.

Para o sucesso com a técnica de fitorremediação, Coutinho e Barbosa (2007) citam que é necessário a utilização de plantas que possuam características específicas como: acelerada taxa de crescimento, capacidade de absorção, sistema radicular profundo, facilidade de colheita e ampla resistência ao poluente.

Tanto os organismos quanto as plantas possuem formas distintas de imobilização, remoção ou transformação de poluentes específicos. A utilização dessa técnica de fitorremediação ressalta a interação entre as plantas e os poluentes no solo, visto que são vários os mecanismos utilizados para a descontaminação de locais poluídos (COUTINHO e BARBOSA, 2007).

É desejável que nesse processo as diversas espécies de plantas tenham elevada produção de biomassa, crescimento rápido, vigor e excelente tolerância à poluição para apresentar competitividade com outras técnicas (LAMEGO e VIDAL, 2007).

As espécies arbóreas de crescimento rápido são capazes de colonizar solos contaminados com metais, porém, sua sobrevivência e estabelecimento nos ambientes contaminados ainda é pouco estudada e, embora algumas espécies tenham sido testadas para estabilizar e remediar locais contaminados, seu crescimento é muitas vezes deficiente devido à toxicidade desses metais (BABU *et al.*, 2014).

Segundo Nejad *et al.* (2018), a fitorremediação é considerada uma “tecnologia verde” com potencial de remoção de contaminantes do solo, minimizando a geração de resíduos secundários. Com isso, há esforços para identificar novas espécies com características fitorremediadoras e que não sejam comestíveis, atributo importante para não expor a saúde humana à risco pela ingestão.

Métodos tradicionais de remoção de metais pesados mostram limitações de longo prazo, devido aos altos custos, grande quantidade de substâncias e produtos químicos aplicados, manutenção contínua, além de resíduos secundários e lixiviados (MAJETI e FREITAS, 2003; RAI, 2008). Em geral, a utilização de métodos físicos e químicos afetam as propriedades do solo e eles alteram a microflora, criando possíveis problemas de contaminação secundária (ALI *et al.*, 2013).

Outras formas de melhorar os processos da fitorremediação é aumentar a absorção de nutrientes e metais pesados pelas plantas, temos como exemplos a aplicação dos ácidos orgânicos comuns como ácido glucônico, ácido tartárico, ácido oxálico, ácido cítrico, ácido húmico e ácido málico (CHEN *et al.*, 2014; GÓMEZ-GARRIDO *et al.*, 2018; LU *et al.*, 2013; YANG *et al.*, 2018).

Segundo Amado e Chaves Filho (2015), diferentes plantas desenvolveram mecanismos de tolerância associados à capacidade de degradar, de extrair, de conter ou imobilizar íons metálicos, podendo ser utilizadas para a fitorremediação de metais

pesados. Essa técnica tem muitos benefícios em função da grande variedade de plantas que podem ser encontrados na natureza (SILVA *et al.*, 2018).

O uso de plantas vasculares para acumular metais pesados foi rapidamente expandido por diferentes países, o uso de espécies de plantas para transformar e remover poluentes do solo e água, ganhou alta aceitação como um tipo de tecnologia limpa, que usa organismos naturais e preserva o estado natural do meio ambiente (SALT *et al.*, 1995; MAJETI e FREITAS, 2003; KAVAMURA e ESPOSITO, 2010; PAISIO, 2012; SWAIN *et al.*, 2014; MAITI *et al.*, 2004; BELTRÁN-PINEDA e GÓMES-RODRIGUES, 2016).

No processo da fitorremediação, as plantas ajudam na extração, contenção, transferência e estabilização o que torna inócuos os metais pesados presentes no solo. Depois de absorvidos pelas plantas, esses metais podem ser extraídos da biomassa, sendo colhidos e reciclados (ZEITOUNI, 2003; PAZ-FERREIRO *et al.*, 2014).

Diversos estudos sobre a fitorremediação estão sendo desenvolvidos em todo o mundo com o objetivo de trazer benefícios às futuras gerações e ao meio ambiente. A cada dia são descobertos novos danos ambientais em função dos poluentes encontrados no solo, fazendo-se premente mais estudos para conhecer melhor a capacidade de fitorremediação das plantas e seus usos na luta contra a poluição (SILVA *et al.*, 2014).

Segundo Tavares *et al.* (2013), a tecnologia por fitorremediação tem como principais benefícios o baixo custo e a possibilidade de aplicação da técnica *in-situ*, em áreas de grande extensão, sem provocar contaminações secundárias. Esse método proporciona ainda a revegetação dos locais contaminados, a proteção do solo contra a erosão eólica e hídrica. Amado e Chaves Filho (2015) apresentam que a fitorremediação realiza a melhoria do solo e reestabelece a estética ambiental.

Além de incluir o baixo custo, sua utilização também melhora o ambiente a ser tratado, reduz o impacto ambiental, facilita o manuseio e controle da extração dos diferentes tipos de poluentes através da hiperacumulação, facilita o controle dos vegetais utilizados para a remediação, preserva a qualidade do solo e fomenta a vida dos organismos no ambiente (VASCONCELLOS *et al.*, 2012; UEBEL *et al.*, 2017).

Embora a fitorremediação tenha muitas vantagens em comparação a outras tecnologias de remediação, também possui limitações (EKTA e MODI, 2018; CHANDRA e KUMAR, 2018). Algumas espécies possuem um processo lento que

depende dos ciclos biológicos e necessita desde alguns meses até vários anos, e múltiplos ciclos de cultivo para remediar o solo (KHALID *et al.*, 2017).

Outra possível limitação está relacionada à profundidade das raízes, uma vez que, para que haja a limpeza, há necessidade de a planta estar em contato com o contaminante (SILVA *et al.*, 2019).

Em resumo, os benefícios da fitorremediação estão relacionados com: o menor custo em comparação às técnicas empregadas tradicionalmente; as plantas utilizam a energia solar para realizar os processos de descontaminação; o reestabelecimento da estética do ambiente; a degradação de xenobióticos em compostos não tóxicos no interior das plantas ou no ambiente rizosférico e na melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas no solo (LAMEGO e VIDAL, 2007, PROCÓPIO *et al.*, 2009).

Dentre as desvantagens encontram-se: o tempo necessário ao processo de alguns exemplares; o longo ciclo do desenvolvimento da planta; a possível contaminação da cadeia alimentar; a retirada das plantas dos locais contaminados e a possibilidade do composto tóxico ser fitodegradado em um combinado ainda mais nocivo (LAMEGO e VIDAL, 2007, PROCÓPIO *et al.*, 2009).

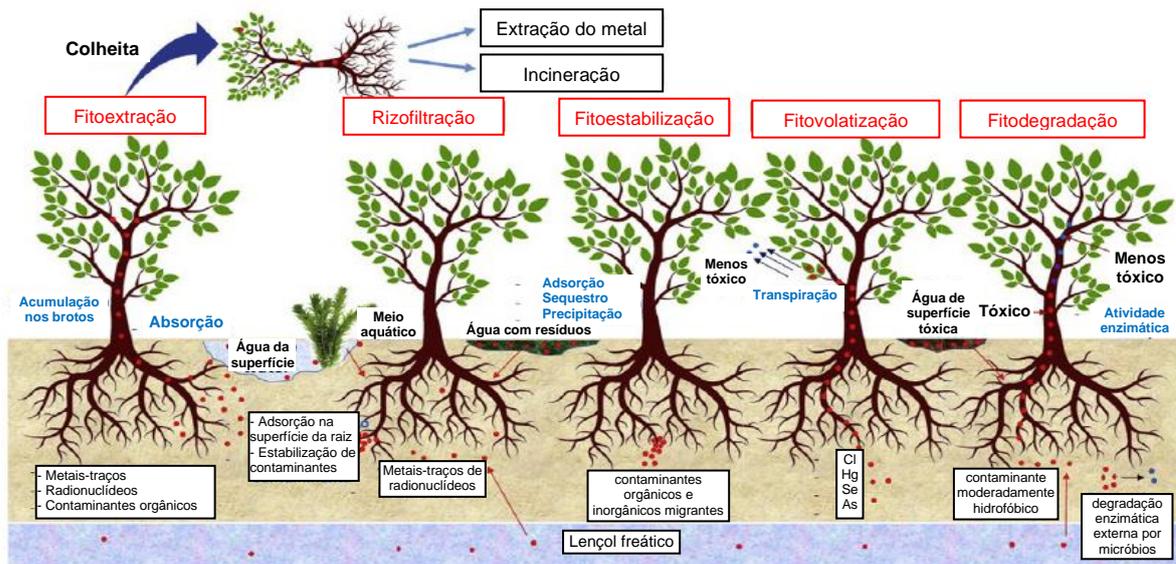
4.5 MECANISMOS DA FITORREMEDIAÇÃO

Os mecanismos para a realizar a fitorremediação dos solos contaminados com metais pesados podem ser realizados por várias etapas e processos (Figura 6) como a fitoextração, fitoacumulação, fitovolatilização, rizofiltração, rizorremediação, fitoestabilização, fitodegradação ou também chamada de fitotransformação (ESTRELA *et al.*, 2018; SHAH e DAVEREY, 2020; GUNARATHNE *et al.*, 2020).

Segundo Mustafa e Komatsu (2016), essas plantas que acumulam metais pesados têm mecanismos específicos para lidar com os efeitos nocivos desses metais. Uma das estratégias comuns é o acúmulo intracelular e a inibição de sua interação com os componentes das vias celulares.

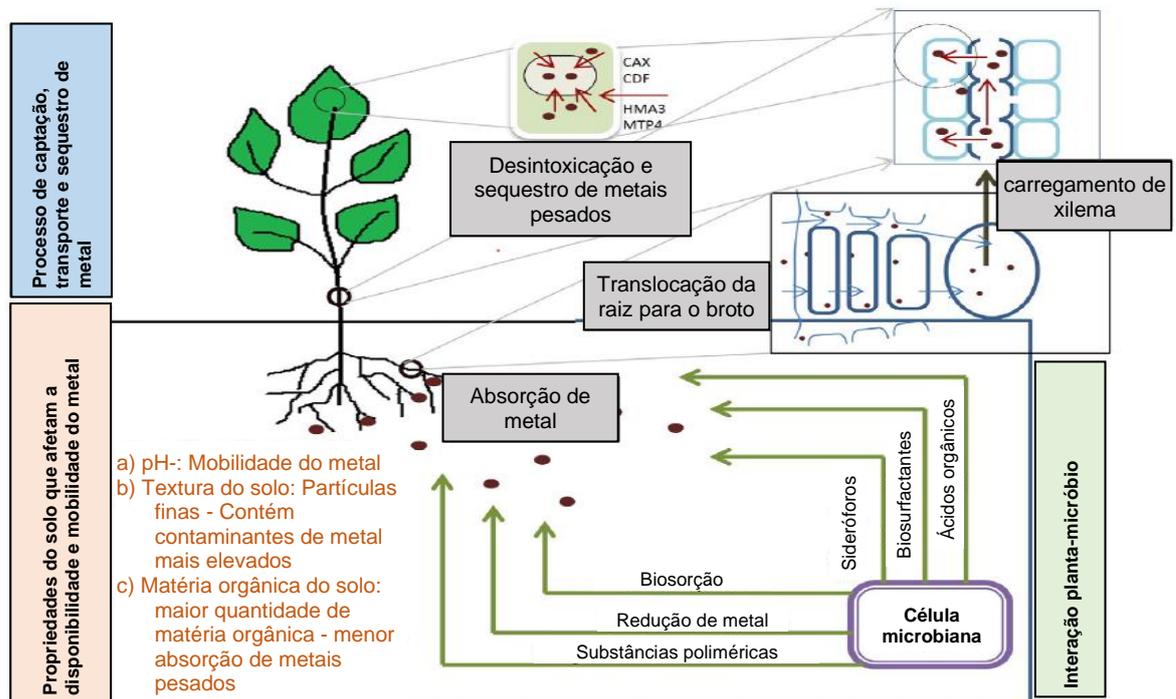
A relação de colaboração entre metais pesados, solo, microrganismos do solo e planta é o que torna o processo viável para a fitorremediação (Figuras 7 e 8) (SHAH e DAVEREY, 2020).

Figura 6 - Mecanismos envolvidos na mitigação de contaminantes



Fonte: Adaptado pelo autor (GUNARATHNE *et al.*, 2020)

Figura 7 - Papel da planta, microrganismos e propriedades do solo no processo de fitorremediação.

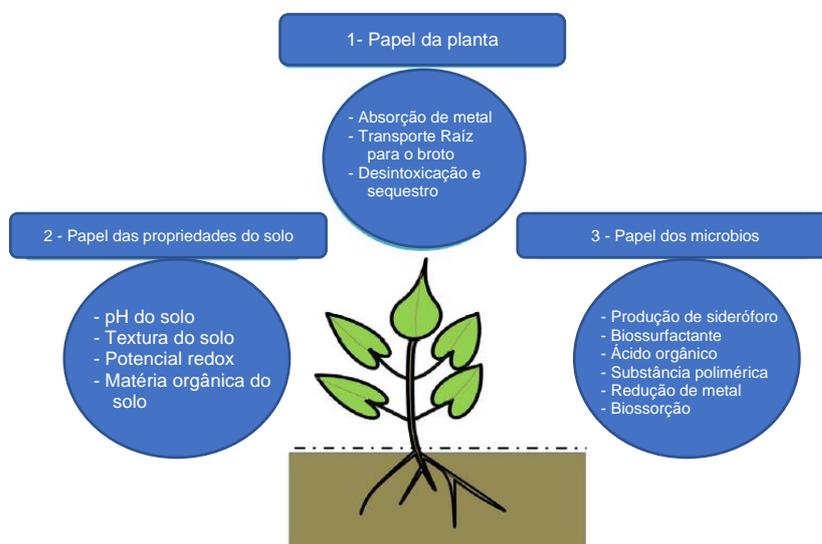


Fonte: Adaptado pelo autor (CHANDRA *et al.*, 2018)

Técnicas inovadoras de remediação ecológicas e de baixo custo devem ser investigadas para remediar áreas contaminadas por lixo eletrônico. Conforme ilustra a Figura 9, existem abordagens físico-químicas e biológicas amplamente utilizadas para remediação de contaminantes, que são resultado do lixo

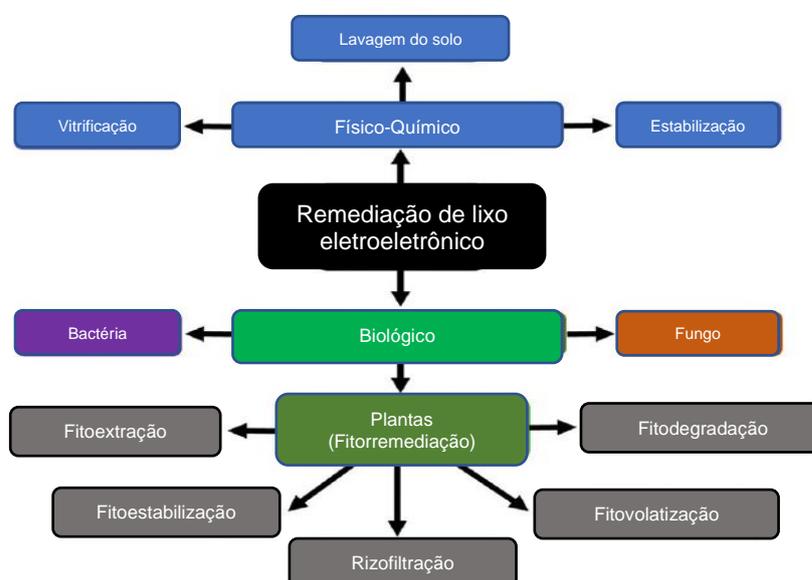
eletroeletrônico. Essas abordagens com “soluções verdes” para mitigar os riscos ambientais tornam-se escolhas viáveis (GUNARATHNE *et al.*, 2020).

Figura 8 - Abordagem multidisciplinar de fitorremediação



Fonte: SHAH e DAVEREY (2020)

Figura 9 - Técnicas disponíveis para remediar contaminantes de lixo eletrônico.



Fonte: GUNARATHNE *et al.* (2020).

Para metais pesados, esses mecanismos estão baseados na solubilização do elemento, que pode receber auxílio de microrganismos ou agentes quelantes. Sendo assim, quando os metais estão disponíveis, eles são retirados ou desorvidos do solo (SCHMIDT, 2003).

A fitoextração ou fitoacumulação pode ser considerada a técnica mais promissora da fitorremediação. Essa técnica tem despertado o interesse dos pesquisadores como uma metodologia para a recuperação dos solos contaminados por metais. O processo de eliminação de metais depende de como as plantas selecionadas se adaptam a área que deve ser remediada, com o solo e com o clima, para que elas possam crescer e acumular os metais sob as condições adequadas (ESTRELA *et al.*, 2018).

Para Silva *et al.* (2014), esse processo é o mecanismo que utiliza plantas para a retirada dos metais dos solos mediante sua assimilação pelas raízes, pelo transporte e pela concentração na biomassa da parte aérea. A fitoextração remove os contaminantes do solo, das águas superficiais ou subterrâneas por meio da absorção de contaminantes pelas raízes das plantas translocando-os para tecidos acima do solo, facilitando o acúmulo na biomassa do caule (SUSARLA *et al.*; 2002 MAHAR *et al.*, 2016).

A fitoextração acontece na mobilidade de contaminantes existentes no solo para um tecido vegetal sobre o solo e sua posterior destruição. Apesar da percentagem alta do acúmulo de metais existentes nas ervas, gramas, arbustos e nas árvores, as sementes se destacam pelo seu potencial pois apresentam maior produção de biomassa (ESTRELA *et al.*, 2018).

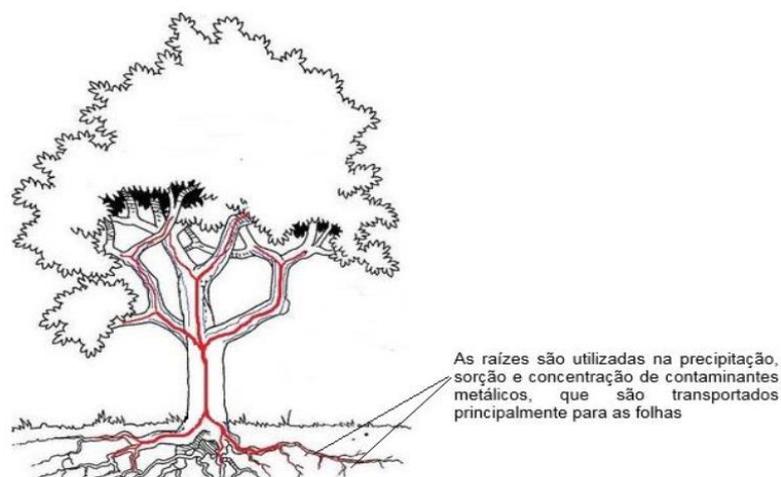
Para que ocorra um resultado aceitável sobre essa técnica, fatores como a biodisponibilidade do contaminante, produção de biomassa, grau de contaminação do solo, capacidade de acumulação das plantas são de fundamental importância. Uma das suas vantagens é ser uma técnica conservadora que pode ser usada em extensos locais, possui baixos custos de implementação e sem custo energético (ASSIS *et al.*, 2010).

A manutenção da fertilidade do solo e a grande aceitação pública por ser uma tecnologia ambientalmente saudável, ter a luz solar como principal fonte de energia são exemplos de benfeitorias que a fitoextração realiza (USEPA 2004; PEREIRA, 2005).

Os autores Suchkova *et al.* (2014) pesquisaram o estabelecimento natural das plantas e seu aporte para a recuperação de depósitos de lodo e seus fatores de bioconcentração. Os resultados dessa pesquisa mostraram que as plantas extraíram os metais manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), cromo (Cr), níquel (Ni) e chumbo (Pb), indicando potencial para fitoextração por plantas arbóreas.

As árvores absorvem os contaminantes do solo armazenando os metais em suas raízes ou em suas folhas e caules, provocando seu descarte posteriormente (Figura 10). A fitoextração pode ajudar na redução no agrupamento de contaminantes a níveis aceitáveis em pequenos períodos de tempo (SANTOS *et al.*, 2010).

Figura 10 - Mecanismo de fitoextração em espécies florestais



Fonte: ALMEIDA (2011)

Para Ma *et al.* (2011), os ácidos orgânicos produzidos pelos microrganismos no solo aumentam a biodisponibilidade do metal, alterando o pH do solo e aumentam a eficácia da quelação, o que acaba por aumentar a fitoextração de metais pesados. Esses metais são absorvidos e acumulados pelas plantas junto com a água e seus nutrientes e são precipitados e acumulados nas partes aéreas das plantas, ou seja, no broto e nas suas folhas, pelo processo denominado fitoacumulação (SHAH e DAVEREY, 2020).

A China possui destaque nas pesquisas por fitorremediação, contando com destacados pesquisadores e universidades retentores de patentes, tendo seu auge de publicações em 2009. O modelo mais empregado nesses estudos foi a fitoextração e as tecnologias fitorremediadoras que se mostraram promissoras para atender o mercado preocupado com os impactos ambientais (SILVA *et al.*, 2018).

A técnica de rizofiltração tem como proposta utilizar espécies de plantas terrestres para descontaminação de meios aquáticos. O processo ocorre pela absorção, concentração e/ou precipitação dos elementos tóxicos pelas raízes que são capazes de remediar metais pesados como chumbo (Pb), cromo (Cr), arsênico (Ar)

etc. A partir do momento que as raízes ficam saturadas de poluentes, as plantas são retiradas e substituídas para continuar o processo da remediação. (INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL, 2009; COSTA, 2019).

O mecanismo da fitoestabilização é o uso de plantas para estabilizar ou imobilizar contaminantes migrantes inorgânicos e orgânicos no solo e na água através das raízes ou da rizosfera. É um mecanismo utilizado para reduzir ou prevenir a lixiviação de poluentes para as águas subterrâneas e reduzir a biodisponibilidade dos poluentes no meio ambiente (CRISTALDI *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2014; LEE, 2013; TANGAHU *et al.*, 2011).

Esse processo é referência para a estabilização e imobilização de metais nos ambientes. Ele não degrada e nem necessariamente remove os contaminantes do solo, mas se concentra principalmente na estabilização de poluentes em torno do sistema radicular reduzindo a biodisponibilidade de metais pesados e impedindo seu transporte para fora do local (GERHARDT *et al.*, 2017; MAHAR *et al.*, 2016; RADZIEMSKA *et al.*, 2018).

Assim, esta técnica imobiliza metais nas raízes das plantas (Figura 11), por absorção e acumulação, além de liberar oxigênio para o solo e outros compostos podendo imobilizar e estabilizar os metais pesados na zona radicular, ou seja, na zona das raízes presentes no solo (SHAH e DAVEREY, 2020; ESTRELA *et al.*, 2018).

Figura 11 - Mecanismo de fitoestabilização em espécies florestais.



Fonte: ALMEIDA (2011)

Além de ser empregado para imobilizar contaminantes no sistema solo-planta, tem o intuito de minimizar a sua biodisponibilidade e prevenir seu transporte

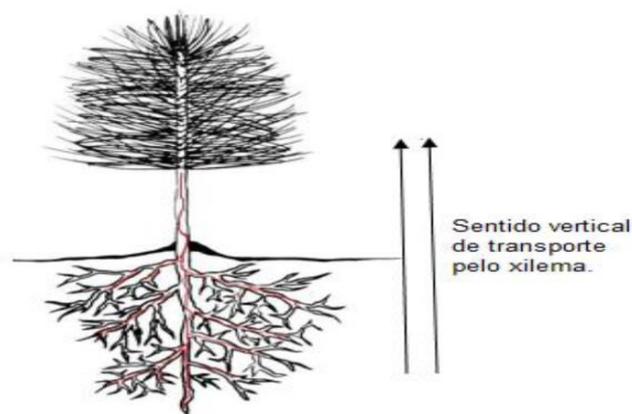
para as águas subterrâneas e também como um meio de redução da erosão e disseminação de contaminantes no ambiente (ALMEIDA, 2011; SANTOS *et al.*, 2007).

Segundo Vasconcellos *et al.* (2012), o mecanismo da fitovolatilização incide na captação, transpiração, liberação e sua emissão para a atmosfera de um contaminante que foi modificado pela planta (SHAH e DAVEREY, 2020; ESTRELA *et al.*, 2018).

A fitovolatilização requer a volatilização dos contaminantes absorvidos pelas plantas e, uma vez que são absorvidos no nível da raiz, são transportados através dos tecidos vasculares para a folhagem, onde os contaminantes são transformados em formas gasosas menos tóxicas por meio de processos metabólicos e, posteriormente, liberados para a atmosfera pela transpiração (CRISTALDI *et al.*, 2017; LAGHLIMI *et al.*, 2015; SHARMA e PANDEY, 2014).

Nesse processo (Figura 12), as plantas captam os metais e os transportam através do xilema. Posteriormente, os contaminantes são transformados em formas voláteis e, finalmente, liberados na atmosfera via estômatos (TANGAHU *et al.*, 2011; IJAZ *et al.*, 2016). A fitovolatilização é utilizada para a remoção de compostos clorados orgânicos do solo e da água, como tetracloroetano e triclorometano e metal-traço volátil como mercúrio (Hg) (LEE, 2013; SUSARLA *et al.*, 2002).

Figura 12 - Mecanismo de transporte de metais pelo xilema



Fonte: ALMEIDA (2011)

Uma das vantagens desse processo é que o mercúrio (Hg) pode ser modificado em formas menos tóxicas, sendo que, ao serem liberados na atmosfera, os agentes contaminadores estariam aptos a uma degradação natural mais rápida e efetiva, este processo é aplicável a compostos orgânicos e inorgânicos. O mercúrio

(Hg), pela associação com microrganismos, é convertido em forma metilada que é menos tóxica ao meio ambiente (SILVA *et al.*, 2014).

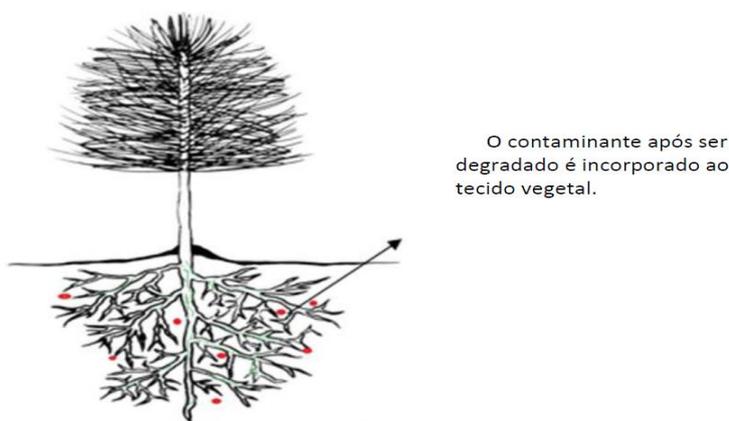
A principal desvantagem desse processo é que os contaminantes não são corrigidos totalmente, em vez disso, eles podem se transformar por reassentamento na terra e por meio da precipitação na água (MAHAR *et al.*, 2016; SHARMA e PANDEY, 2014).

O processo de fitodegradação pode ser entendido como a degradação enzimática externa de contaminantes na rizosfera ou a transformação de contaminantes absorvidos pelas plantas em compostos menos tóxicos por meio de modificação metabólica dentro da planta (PANDEY e BAJPAI, 2019; TANGAHU *et al.*, 2011).

As plantas produzem uma ampla variedade de enzimas: desalogenases, peroxidases, redutases e oxigenases que são capazes de transformar contaminantes em produtos não tóxicos dentro da planta, bem como na rizosfera, com o auxílio da comunidade microbiana (GHOSH e SINGH, 2005).

Para aprofundar o entendimento deste processo (Figura 13), vale ressaltar que por meio da interceptação radicular – quando as raízes têm contato direto com os nutrientes a serem absorvidos e incorporados via fluxo de massa – a água sorvida pelas plantas flui pelo gradiente de potencial hídrico transportando os elementos da solução do solo para a superfície radicular, local em que essas substâncias ficam disponíveis para a absorção (SILVA *et al.*, 2019).

Figura 13 - Mecanismo de fitodegradação.



Fonte: ALMEIDA (2011)

Segundo Gupta e Balomajumder (2015), as plantas transformam o metal em uma forma menos tóxica após absorvê-los. A subsequente quebra e mineralização dos íons metálicos ocorrem no interior da célula vegetal por processos metabólicos ou externamente por meio da liberação de enzimas degradantes. Os subprodutos degradados na planta são retidos em vacúolos ou atrelados ao tecido vegetal (ANDRADE *et al.*, 2007).

Vasconcellos *et al.* (2012) apresentam esta técnica que envolve utilização de raízes bem desenvolvidas e emprega a absorção com subsequente volatilização ou ainda a degradação parcial ou completa, alterando o composto em substância de menor toxicidade. A degradação ocorre quando há absorção direta do contaminante e, por atividade enzimática específica no interior das células, sendo aplicada para compostos orgânicos, como hidrocarbonetos.

4.6 PLANTAS FITORREMEIADORAS

Segundo Gunarathne *et al.* (2020), as plantas utilizadas para fitorremediação possuem características fisiológicas especializadas em comparação com outras plantas. Para avaliar a eficácia das plantas como agentes de biorremediação, não podem ser negligenciados o *status* de fatores edáficos e as comunidades de macro e microrganismos do solo.

As espécies de plantas usadas nos processos de fitorremediação devem ser não apenas tolerantes aos contaminantes, mas também capazes de absorver e acumular grandes quantidades desses contaminantes em sua biomassa. A produção de biomassa na parte aérea é outro atributo importante a ser considerado (GONZAGA *et al.*, 2008).

A fim de produzir alta biomassa para o sucesso da fitorremediação, o fornecimento suficiente de nutrientes essenciais para as plantas é vital. Além disso, a maioria das espécies de plantas dependem de organismos simbióticos, como micorriza e promoção de bactérias. Primeiramente, essas interações são benéficas para a sobrevivência de espécies de plantas, bem como para a produção de alta biomassa, que são essenciais para que a fitorremediação se torne eficaz (GUNARATHNE *et al.*, 2020).

Segundo Silva *et al.* (2019), as plantas se adaptam em ambientes altamente diversos e possuem a competência de interação simbiótica com outros organismos. Essa capacidade é fundamental para sua adaptação em locais com solos salinos, pobres e ricos em nutrientes, ácidos ou até contaminados por metais.

Silva *et al.* (2019) ainda apresenta que certas características da planta auxiliam a fitorremediação. São elas: rápido crescimento; tolerância à poluição; rápida produção de biomassa; alta capacidade de absorção de nutrientes; alta competitividade; alta taxa de translocação e grande acúmulo de substâncias de reserva.

Existem outros requisitos básicos para a escolha assertiva de espécies fitorremediadoras de áreas prejudicadas pela ação de metais pesados. A capacidade transpiratória elevada, o sistema radicular profundo e denso, a adaptabilidade ao clima e ao solo a ser remediado, a taxa de exsudação radicular elevada, a resistência a pragas e doenças, a alta associação com fungos micorrízicos, a fixação biológica de nitrogênio atmosférico, fácil aquisição ou multiplicação de propágulos e ocorrência natural em áreas contaminadas (PROCÓPIO *et al.*, 2009).

Segundo Gunarathne *et al.* (2020), a compreensão das associações micorrízicas de plantas que são usadas na fitorremediação é uma necessidade urgente para aumentar a eficiência e eficácia de remoção de contaminantes das terras contaminadas com resíduos eletroeletrônicos.

Além disso, o conhecimento sobre outros tipos de relações simbióticas, como bactérias rizóbio e a contribuição de outros macroorganismos do solo que aumentam a sobrevivência, a taxa de crescimento e a produção de biomassa de agentes de fitorremediação, é essencial para colher resultados de descontaminação do solo (GUNARATHNE *et al.*, 2020).

Segundo Zucoloto (2013), a China é um dos países que mais investe em novas tecnologias voltadas a fitorremediação, além disso, é muito rica em diversidade biológica, chegando em torno de 31 mil espécies de plantas nativas, o que propicia o estudo em novos ramos de pesquisa que evidenciem o equilíbrio da natureza e o bem-estar da população.

As espécies florestais perenes, por produzirem alta quantidade de biomassa, acumulam metais e conduzem para suas estruturas, imobilizando-os por mais tempo. Essas espécies são de grande interesse em programas de revegetação de áreas contaminadas (CAIRES *et al.*, 2011).

Por interagirem com diferentes elementos de ocorrência natural no solo, estes espécimes desenvolveram processos de adaptação e interações com microrganismos, o que permite a degradação de substâncias orgânicas em outras menos nocivas (ANDRADE e MAHLER, 2002).

Amado e Chaves Filho (2015) citaram algumas plantas com grande potencial fitorremediador como *Enterolobium contortisiliquum*, *Salix humboldtiana*, *Eucalyptus maculata*, *Canavalia ensiformis*, *Nicotiana tabacum*, *Cedrela fissilis* e *Jatropha curcas*. Já Shakoore *et al.* (2014) relataram o efeito positivo do ácido cítrico na capacidade de fitoextração de *Brassica napus* (Colza), ilustrado na Figura 14, sobre a remediação ao chumbo sem afetar o crescimento da planta.

Figura 14 - Espécie *Brassica napus*.



Fonte: Pixabay Licence

Verificou-se que a *Brassica alboglabra*, popularmente conhecida como couve (Figura 15), mantém em suas raízes a maior parte do contaminante quando em solo com presença de chumbo (Pb).

Figura 15 - Espécie *Brassica alboglabra*



Fonte: www.assimquefaz.com

Notou-se também que a *Sesbania aculeata* (Leguminosae) (Figura 16), não teve seu desenvolvimento alterado pela presença de chumbo (Pb) no solo, concentrando em suas raízes a maior parte do metal (RAMANI *et al.*, 2002).

Figura 16 - Espécie *Sesbania aculeata*.



Fonte: <https://agritech.tnau.ac.in>

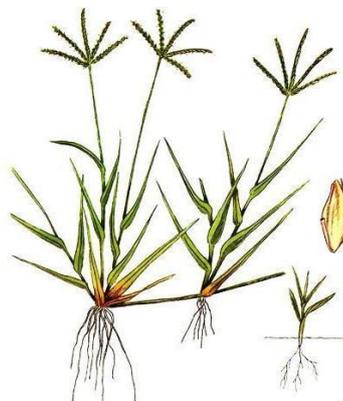
Segundo Shah e Daverey (2020), existem inúmeras plantas que podem acumular chumbo (Pb). Alguns exemplos são a *Arabidopsis thaliana* (Figura 17), *Cynodon dactylon* (Figura 18), *Bidens pilosa* (picão preto) (Figura 19), *Helianthus annuus* (Figura 20) e *Calandula officinalis* (margarida) (Figura 21).

Figura 17 - Espécie *Arabidopsis thaliana*.



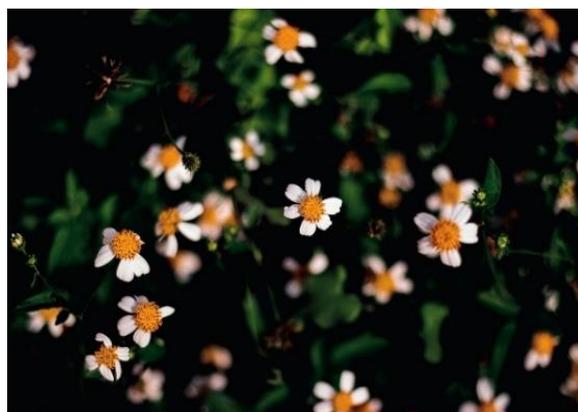
Fonte: <https://alavoura.com.br>

Figura 18 - Espécie *Cynodon dactylon*



Fonte: <https://www.indiamart.com>

Figura 19 - Espécie *Bidens pilosa*



Fonte: Pixabay Licence

Figura 20 - Espécie *Helianthus annuus*.



Fonte: Pixabay Licence.

Figura 21 - Espécie *Calandula officinalis*.



Fontes: <http://www.plantasonya.com.br> e <https://pt.dreamstime.com>

Boonyapookana *et al.* (2005), ao estudar o potencial hiperacumulador de chumbo (Pb) na *Helianthus annuus*, conhecida popularmente como girassol, concluíram que a retenção do metal se deu nas folhas e caule do exemplar.

Segundo Tang *et al.* (2001), as espécies *Elsholtzia haichowensis* e *Commelina communis* (Figura 22) acumularam nas raízes a maior concentração do contaminante extraído do solo de cultivo que contava com índices que apresentavam alternância de 66 a 224 mg kg⁻¹ de chumbo (Pb).

Figura 22 - Espécie *Commelina communis*.



Fonte: Pixabay Licence e CreativeCommons.

Gouveia *et al.* (2015) apresentaram seus estudos sobre a fitorremediação na espécie *Jatropha curcas L.*, apresentada na Figura 23 e conhecida popularmente como pinhão manso. Nesse estudo, os cientistas acrescentaram chumbo (Pb) no local e o espécime foi cultivado em solo com diversas concentrações do metal (160, 800 e 1600 mg, equivalente a 100, 500 e 100 mg de chumbo por kg de solo utilizado). Posteriormente, depois 70 dias, as plantas foram avaliadas para determinar a quantidade de chumbo adsorvida.

Figura 23 - Espécie *Jatropha curcas* L.

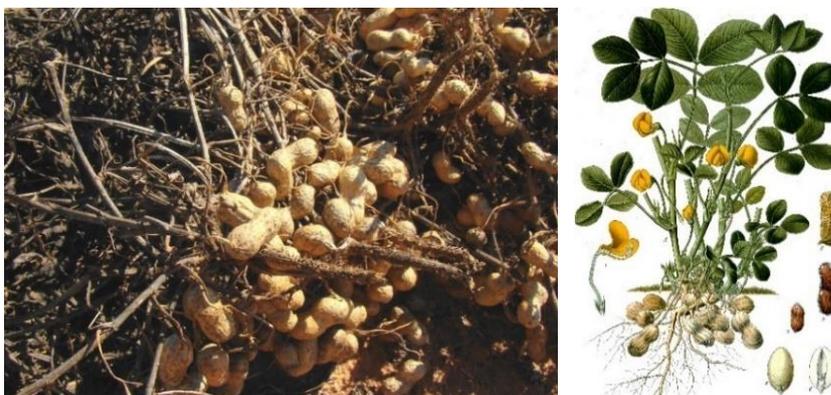


Fonte: CreativeCommons.

Os resultados desses estudos conseguidos pela fitoextração das amostras mostraram que 2,40 mg de chumbo (Pb) absorvidos para a amostra com 100 mg de solo contaminado, 21,06 mg absorvidos para a amostra com 500 mg e 71,46 mg de adsorvido para a amostra com 1000 mg. Notadamente, todas as amostras tinham aspectos físicos semelhantes à da planta testemunha, sem adulteração física no crescimento das folhas e/ou caule, variação de cor ou manchas durante o crescimento (GOUVEIA *et al.*, 2015).

A capacidade do amendoim, da espécie *Arachis hypogaea* L., apresentada na Figura 24, como fitorremediador em espaços contaminados com cádmio e chumbo foi estudada por Lima *et al.* (2013). Para essa pesquisa alusiva aos metais, as leituras foram realizadas no espectrômetro de absorção atômica com chama. As conclusões foram favoráveis e demonstraram a eficácia da planta em absorver chumbo 17,35 mg.kg⁻¹ e cádmio 12,65 mg.kg⁻¹. Observou-se ainda que a maior concentração dos contaminantes ficou concentrada na parte aérea da planta.

Figura 24 - Espécie *Arachis hypogaea* L.



Fonte: <https://gobotany.nativeplanttrust.org>

Bahraminia *et al.* (2016) examinou o efeito de duas espécies de fungos micorrízicos com grama *Vetiver*, da espécie *Vetiveria zizanoides* (Figura 25), na fitorremediação de solos contaminados com chumbo (Pb). A inoculação de duas espécies micorrízicas (*Glomus versiforme* e *Rhizophagus intraradices*) esteve envolvida para o aumento significativo das eficiências de absorção, fitoextração e fator de translocação de chumbo, que é um dos principais contaminantes no lixo eletrônico.

Figura 25 - Espécie *Vetiveria zizanoides*



Fonte: CreativeCommons

A espécie de planta *Pteris vittata* (Figura 26), é capaz de acumular os metais pesados altamente tóxicos como arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), cobalto (Co), prata (Ag) e mercúrio (Hg) (MARRUGO-NEGRETE *et al.*, 2015; HAN *et al.*, 2017; DAI *et al.*, 2017; FORTE e MUTITI, 2017).

Figura 26 - Espécie *Pteris vittata*



Fonte: CreativeCommons

Placek *et al.* (2016) aferiram a capacidade de remediação de solos contaminados por cádmio (Cd), zinco (Zn) e chumbo (Pb) apresentadas por árvores como *Pinus silvestres* (pinheiro silvestre), *Picea abies* (abeto-falso) e *Quercus robur* (carvalho).

Silva (2012) pesquisou a fitorremediação de espécies como *Agrostis capillaris*, *Agrotis stolonifera*, *Ambrósia artemisiifolia*, *Azolla pinnata*, *Bacopa monnieri* L. Pennell, *Brassica rapa*, *Ceratophyllum demersum* L, *Eichhornia crassipes*, *Festuca rubra*, *Hydrocotyle umbellata*, *Hygrrorrhiza aristata*, *Lemna minor*, *Lemna polyrrhiza*, *Silene cucubalus*, *Silene itálica* Pers, *Spirodela polyrrhiza* L.

Nesse sentido, para realizar a pesquisa, todos os espécimes foram plantados em solo contaminado e depois foram recolhidas e divididas em parte aérea (folhas) e raiz. A parte aérea foi separada, digerida com HNO₃ concentrado a 60 °C por 2 horas e o conteúdo de zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), cobalto (Co), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e níquel (Ni) foi determinado por espectrometria de absorção atômica com chama (SILVA, 2012).

Os resultados mostraram que as plantas *Vismia guianensis* Aubl., *Choise*, *Diplasia karataefolia*, *Vismia japurensis*, *Annona*, *Alibertia edulis* A. Rich, *Poaceae*, *Lantana camara* L., *Araceae* e *Diffenbachia picta* Schott têm em suas folhas potencial para fitorremediação (SILVA, 2012).

Já os pesquisadores Santos *et al.* (2010) estudaram os processos da fitoextração por fitorremediação de plantas como a *Hybiscus canabinnus* (kenaf) (Figura 27), *Brassica juncea* (mostarda), *Raphanus sativus* (rabanete) e *Amaranthus crentus* (amaranto) utilizando local contaminado por zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), chumbo (Pb) e boro (B).

Figura 27 - Espécie *Hybiscus canabinnus* (kenaf)



Fonte: CreativeCommons

Nesta avaliação de Santos *et al.* (2010), foi detectada uma variação no tocante à eficiência dos exemplares. Embora todas as espécies testadas tenham sido efetivas na remoção dos metais do solo, o *Hybiscus canabinnus* não apresentou sintomas visuais de toxidez, provando-se mais tolerante nas condições empregadas.

A família *Brassicaceae* é de especial interesse, pois inclui plantas hiperacumuláveis, que podem reduzir processos de bioacumulação de metal na cadeia alimentar durante os processos de fitoextração (NAVARI-IZZO e QUARTACCIM, 2001).

4.7 PLANTAS HIPERACUMULADORAS OU METALÓFITAS

As plantas com excepcional capacidade natural de acumular ou tolerar concentrações elevadas de metais são chamadas de hiperacumuladoras (ESTRELA *et al.*, 2018; UEBEL *et al.*, 2017). Uma planta hiperacumuladora ou metalófita é capaz de crescer em solo ou água com grandes concentrações de metais pesados, extraíndo-os através de suas raízes e os concentrando em níveis extremamente altos em seus tecidos (CHANEY *et al.*, 2007).

Segundo Coutinho *et al.*, (2015), essas plantas são capazes de acumular ou tolerar altíssimas concentrações de metais como: > 10.000 mg kg⁻¹ de Zinco (Zn) e Magnésio (Mn); > 1.000 mg kg⁻¹ de Chumbo (Pb), ou até mesmo, 100 a 500 vezes mais do que outras espécies, atingindo remoção de até 100% do contaminante (CHANEY *et al.*, 2007).

Essas espécies têm grande potencial para desintoxicação e sequestro de metais pesados, o que permite acumular grandes quantidades em suas partes aéreas sem causar fitotoxicidade. As raízes sequestram os metais tóxicos retendo-os nos tecidos da planta que ficam acima do solo (vacúolo da célula da folha), enquanto outras plantas que não têm a função hiperacumuladora transportam para os tecidos vegetais no subsolo (vacúolo da raiz) sua toxicidade (SHARMA *et al.*, 2016).

Dessa maneira, os locais para desintoxicação e sequestro de metais pesados são geralmente aqueles que eles causam menos danos às máquinas fotossintéticas, como epiderme, tricomas e até mesmo cutícula das plantas (SHAHID *et al.*, 2017).

Essas plantas apresentam crescimento rápido, ampla gama de adaptação as condições climáticas e a capacidade de absorver grandes volumes de água, permitindo-lhes lidar com grandes quantidades de contaminantes dissolvidos, além de limitar a quantidade de água escapando para além da área contaminada e isso limita a propagação da contaminação (MAITI *et al.*, 2004; KAVAMURA e ESPOSITO, 2010).

Um dos muitos benefícios deste tipo de planta é a aptidão de absorver contaminantes distintos que estejam ao mesmo tempo no solo. O que significa que um único tipo de vegetal é capaz de absorver, simultaneamente, diferentes metais pesados presentes na composição do solo (LOMBI *et al.*, 2001).

A distribuição de metais nos tricomas e parede celular com quelação de metais complexos com ligantes é um mecanismo geral para a desintoxicação de metais pesados seguido por sequestro do ligante metálico complexo em vacúolos. Na planta, os vacúolos frequentemente ocupam 60% a 95% do volume da célula em parênquima maduro e células epidérmicas, sendo considerado o principal local de armazenamento de metais pesados (THAKUR *et al.*, 2016; CHANDRA *et al.*, 2018).

Segundo Gunarathne *et al.* (2019), um número limitado de espécies vegetais foi identificado como hiperacumulador e se fazem necessários estudos de desenvolvimento de novas variedades de plantas para remediação de contaminantes emergentes por métodos convencionais e técnicas de melhoramento.

4.8 PLANTAS GENETICAMENTE MODIFICADAS

Nos últimos anos, a utilização de engenharia genética tem aumentado na questão da fitorremediação, pois algumas plantas naturais hiperacumuláveis não atendem às necessidades de remoção dos contaminantes devido ao crescimento lento, à baixa produção de biomassa e baixa demanda de nutrientes (WU *et al.*, 2010).

As transgênicas são geneticamente modificadas utilizando tecnologia de Ácido Desoxirribonucleico (DNA) recombinante para expressar genes exógenos ou modificar genes endógenos (KEY *et al.*, 2008). Os genes exógenos, incluindo peroxidases e monoxigenases introduzidos no genoma da planta têm uma grande capacidade de desintoxicação e remediação de contaminantes (WANG *et al.*, 2015).

Graças aos avanços na engenharia genética, muitos genes que fornecem resistência aos metais pesados foram introduzidos dentro das células vegetais.

Devido aos quelantes naturais e ácidos orgânicos e graças à transferência de genes, a entrada de íons na célula é facilitada e a translocação para o xilema e outras partes da planta também. A introdução de genes codificados para certas proteínas transportadoras permite que as plantas transformem a valência do metal, gerando formas menos tóxicas ou mais voláteis (WU *et al.*, 2010).

As espécies das plantas transgênicas expressam a proteína *organomercurial lyase* (MerB) e têm uma tolerância maior para complexos orgânicos de mercúrio (Hg) do que espécies naturais e eles podem converter metilmercúrio em Hg (II) que é 100 vezes menos tóxico. Outras plantas transgênicas expressam a proteína MerA (redutase de mercúrio) que reduz Hg (II) a Hg (0) (WU *et al.*, 2010).

O uso de genes de bactérias expressas em plantas induz a capacidade de remover compostos de mercúrio (Hg) (MAITI *et al.*, 2004). Já o uso de transgenes que expressam ScYCF1 foram capazes de bioacumular quantidades maiores de metais-traços como cádmio (Cd), zinco (Zn) e chumbo (Pb) em tecidos radiculares (GUNARATHNE *et al.*, 2020).

Para Gunarathne *et al.* (2020), quando se trata de resíduos eletroeletrônicos, a tecnologia de plantas transgênicas parece ser uma abordagem viável para desenvolver novas variedades de plantas para fitorremediação de locais contaminados com esses resíduos.

No entanto, essas plantas modificadas ainda são uma dúvida no que se refere ao meio ambiente e os possíveis riscos associados. A tecnologia transgênica desenvolve espécimes que têm capacidades extremas para se estabelecer e prosperar sob condições ambientais adversas, como locais poluídos, a fim de facilitar a fitorremediação de forma mais eficaz (GUNARATHNE *et al.*, 2020).

Sendo assim, estes transgenes têm alto potencial para atuar como espécies invasoras no ambiente natural o que pode resultar em ameaças à sobrevivência de plantas nativas (ELLSTRAND e SCHIERENBECK, 2006).

4.9 PROCESSO FISIOLÓGICO E BIOQUÍMICO DA FITORREMEDIAÇÃO

A mobilidade e a disponibilidade dos metais pesados são controladas por processo biogeoquímico, ou seja, pela precipitação, mineralização, adsorção e

protonação, além de depender do tipo de solo e dos efeitos rizosféricos sobre ele (HE *et al.*, 2015).

Segundo Maiti *et al.* (2004), alguns mecanismos desenvolvidos por plantas expostas a metais pesados envolvem proteínas capazes de fazer conexão, formando estruturas bioquímicas complexas chamadas proteínas metálicas ou metalotioneínas, porém, esses complexos não são exatamente proteínas, eles são peptídeos. Outras proteínas com a capacidade de se ligar a metais são usados no armazenamento destes, juntamente com proteínas integradas em canais transmembrana.

O estudo realizada por Wu *et al.*(2010) indica que os metais pesados que melhor induzem a síntese de metaltioninas são mercúrio (Hg), cádmio (Cd), prata (Ag), bismuto (Bi), chumbo (Pb), zinco (Zn), cobre (Cu) e ouro (Au).

A atuação microbiana é outro fator benéfico à fitorremediação por ser agente de transformação das substâncias químicas persistentes no solo. Elas podem agir diretamente nos contaminantes, facilitar sua captura pelas espécies fitorremediadores ou atuar sobre os produtos resultantes da remediação (VASCONCELLOS *et al.*, 2012).

Dependendo do estado de oxidação do metal, um microrganismo pode realizar duas possíveis transformações, uma corresponde à mobilização do metal (transformação do estado insolúvel da fase inicial – que corresponde a uma fase sólida – em um estado solúvel final que ocorre na fase aquosa), processo conhecido como lixiviação. A outra transformação é a imobilização do metal - processo em que a fase solúvel inicial (fase aquosa) passa para um estado insolúvel final, fase sólida (SOTO *et al.*, 2010).

A disponibilidade de metais pesados é um fator crucial para o sucesso da fitorremediação. Microrganismos associados com as plantas trazem esses metais pesados na forma biodisponível por metilação, alterando o pH do solo, reações redox, produção e secreção de sideróforos, ácidos orgânicos e biosurfactante para tornar o processo de fitorremediação mais eficiente (GADD, 2000; KIDD *et al.*, 2009; RAJKUMAR *et al.*, 2010; MA *et al.*, 2011).

O pH do solo é parâmetro que mais influencia a partição do metal entre o solo e sua solução, ou seja, na adsorção e dessorção do metal. O pH neutro e ligeiramente alcalino favorecem, de forma geral, a adsorção do metal pelo solo, pois o elemento fica sujeitado à precipitação com formação de ligações de difícil

solubilização como hidróxidos, carbonatos e fosfatos, diminuindo sua disponibilidade para as plantas e lixiviação para as águas subterrâneas (SOARES, 2004).

O solo acidificado permite melhor solubilidade, mobilidade e biodisponibilidade de metais pesados. Uma vez que os metais são ativados, os íons podem acumular-se nas raízes das plantas, serem transportados por xilema e desintoxicados por quelação, compartimentalização vacuolar e volatilização, mas por outro lado, eles podem se acumular na rizosfera ou nódulos e também serem remediados por processos microbianos (WU *et al.*, 2010).

Segundo Rajkumar *et al.* (2012), vários processos biogeoquímicos (incluindo transformação, translocação, quelação, solubilização, imobilização, volatilização, precipitação e complexação de metais pesados) afetam a mobilidade, aumentam a absorção de metais pesados e facilitam a fitorremediação.

Para Fomina e Gadd (2014) o processo de bioissorção pode ser de dois tipos: acumulação passiva e sorção ativa. Em acumulação passiva, a bioissorção de metais é feita por células mortas (inativas) devido à interação entre os metais e os grupos funcionais (hidroxila, grupos carboxil, fosfato, tiol, sulfato, amida, amino e carbonil) presentes na superfície do micróbio.

Já a sorção ativa é realizada pelas células vivas, que captam metais pesados do solo através de diferentes mecanismos. Dentro da célula, de acordo com o tipo de célula microbiana, o metal está ligado às metalotioneínas (bactérias e fungos) e fitoquelatinas (fungos), precipitados e sequestrados em organelas intracelulares específicas (SHAH e DAVEREY, 2020).

O processo de bioissorção depende de vários fatores como o tipo de íon metálico, concentração de metal, estrutura da parede celular, pH, temperatura, tempo de contato, entre outros. Neste processo, as espécies das plantas *Pseudomonas aeruginosa*, *Stenotrophomonas maltophilia* e *Bacillus subtilis* foram relatadas para a bioissorção do chumbo (Pb) (GABR e GAB-ALLA, 2008; WIERZBA, 2015).

Bricker *et al.* (2001) relataram que o processo da quelação é considerado uma ferramenta de extração de metais pesados nas plantas. Este processo desempenha um papel essencial não apenas na acumulação e transporte de metais pesados, mas também na fase de desintoxicação. Os queladores geralmente contêm ligantes (como histidina e citrato) que pode se ligar a íons metálicos e quando isso acontece, os metais combinados perdem sua carga e são incapazes de reagir com outras substâncias (WU *et al.*, 2010).

Segundo Pinto *et al.* (2014), os metais pesados são quelados pelos diferentes quelantes (como glutathione, metalotioneínas e fitocelatinas) produzidas pelas plantas. Esses metais quelados são então armazenados em vacúolos e / ou parede celular ou transportados para brotos via xilema.

Certos agentes quelantes facilitam a ingestão de metal do solo à planta através do tonoplasto e vacúolos as protegendo da toxicidade dos metais pesados. Este método, amplamente utilizado, demonstra a capacidade das plantas para tolerar altos níveis de metais pesados sem causar um efeito que prejudique suas funções metabólicas (MAITI, 2004).

Os metais quelados são armazenados em vacúolos pela planta não hiperacumuladora, enquanto são translocados muito eficientemente da raiz ao broto via xilema na planta hiperacumuladora. Para o carregamento do xilema, os íons de metal têm que cruzar uma barreira impermeável à Banda Caspari, que ajuda na translocação eficiente por via simplástica (MAHMOOD, 2010).

Já a capacidade de bioacumulação de metais pesados varia significativamente entre as espécies e cada uma desenvolve diferentes mecanismos para transformar os íons, sempre de acordo com suas características morfológicas, fisiológicas e genéticas (SALEH, 2012; KAVAMURA e ESPOSITO, 2010; AKPOR e MUCHIE, 2010; BORKER *et al.*, 2013; SWAIN *et al.*, 2014).

Porém, o desenvolvimento das adaptações fisiológicas e bioquímicas por parte das plantas inclui o controle no acúmulo do poluente nas raízes e na sua translocação para os diferentes órgãos vegetativos (MCGRATH *et al.*, 2001; PADMAVATHIAMMA e Li, 2007; ÜCÜNCÜ *et al.*, 2013).

As plantas podem imobilizar metais em seus vacúolos para evitar a translocação para a parte aérea, sendo considerada como o local de aumento do acúmulo de metais pesados nas células vegetais. A compartimentação de vacúolos é eficaz no controle da distribuição e concentração de íons metálicos, porque as outras partes da célula não têm acesso a íons metálicos perigosos e, portanto, a planta não é afetada (WU *et al.*, 2010).

Quando a planta desenvolve capacidade de tolerar elementos potencialmente nocivos, pode, concomitantemente, criar nas raízes, nas folhas e no caule sistemas de acúmulo e, em situações diversas, o acúmulo passa a ser proporcional ao aumento das dosagens aplicadas (CHAVES *et al.* 2010; CAIRES, 2011).

Para Amado e Chaves Filho (2015), uma espécie testada para fins de fitorremediação torna-se promissora quando consegue sobreviver a fase de muda – etapa em que as plantas são extremamente susceptíveis a toxicidade – e apresenta disposição para acumular metal pesado, especialmente, em concentração elevada.

5 AÇÕES MITIGADORAS

A capacidade das plantas, naturais ou geneticamente modificadas, de serem utilizadas na descontaminação do meio ambiente vem ganhando espaço desde a década de 1990. O interesse a este respeito levou os pesquisadores a considerarem a fitorremediação como um meio apropriado de remediação de lixo eletroeletrônico (ALKORTA e GARBISU, 2001; CAMPOS *et al.*, 2008; LUKOSE, 2015).

Dentre as várias técnicas utilizadas até agora para remediar contaminantes de lixo eletroeletrônico, a fitorremediação se apresenta como uma alternativa em termos de ecoconservação e custo-benefício. Organizações governamentais e instituições acadêmicas têm trabalhado na identificação e remoção desses contaminantes em escala de teste (laboratório e campo). Estes testes estão sendo cada vez mais aprimorados para serem aplicados em escala real (GUNARATHNE *et al.*, 2020).

A gestão ambiental integrada aos processos de tecnologia limpa é um caminho ambientalmente salutar, viável economicamente e tende, cada vez mais, a ser uma demanda da sociedade. Sendo assim, o empreendimento de ações deve regular-se hierarquicamente pela seguinte ordenação: não geração de resíduos, minimização da geração, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final adequadas (AGEM e IPT, 2018).

A reciclagem pode ser considerada o único modo correto de lidar com os resíduos sólidos, mas se tratando de eletroeletrônicos, existem outros caminhos. A remanufatura pode utilizar peças de vários equipamentos para montar outro perfeitamente funcional. O reuso, em certos casos, é imediato após uma simples manutenção e a logística reversa é um caminho ecológica e economicamente viável para o lixo eletroeletrônico.

Segundo Lima e Filho (2018), é preciso que os consumidores conheçam a vida útil de um produto, fazendo com que a durabilidade deles seja mais longa e, com

isto, reduzindo o impacto ambiental. Quando os equipamentos eletroeletrônicos necessitam ser descartados, há a necessidade que eles tenham a finalidade apropriada. A Tabela 6 mostra algumas ações para minimizar problemas ambientais.

Tabela 6 - Ações que contribuem para minimizar os problemas gerados pelo lixo eletroeletrônico

Ações	Descritivos
Procurar locais corretos para o descarte	A maioria das cidades possui algum local próprio para o descarte de eletrônicos, seja para reutilização ou para reaproveitamento de suas peças. Deve-se entrar em contato com as autoridades locais responsáveis, com foco em reciclagem, para obter informações sobre o descarte.
Parar de se render ao apelo publicitário	Trocar de celular ou de computador todo ano (a não ser que seja estritamente necessário para o seu trabalho) não faz o menor sentido se ele estiver funcionando e servindo às suas necessidades. Dessa forma, evita-se gastar dinheiro e poluir o meio ambiente.
Verificar se é necessário trocar o computador	Se for imprescindível, deve-se comprar um novo, porém, é interessante doar o antigo para uma pessoa que precise dele, um amigo, uma instituição ou dar ao equipamento antigo algum outro destino útil.
Estender a vida útil dos equipamentos	No caso dos computadores, por exemplo, muitas vezes a lentidão se deve aos arquivos perdidos e lixo deixado pelo sistema operacional. Os vírus também podem deixar o computador lento. Uma solução seria fazer um <i>backup</i> dos arquivos e depois formatar o computador, reinstalando novamente o sistema operacional. Passar um antivírus no software pode resolver o problema sem a necessidade da formatação
Doar para museus	Se estiver descartando algum tipo de dispositivo muito antigo, pode ser que existam instituições interessadas em obtê-lo. Computadores e outros aparelhos de décadas passadas já podem ser considerados artigos de museu. Deve-se buscar informações sobre esse tipo de coleção na cidade ou estado e entrar em contato para saber a melhor forma de doar. Em vez de simplesmente jogar fora.
Desfazer-se do equipamento	Deve-se vender o computador ou as peças separadamente (no caso de desktops pode-se vender separadamente a CPU, monitor, teclado, mouse, caixas de som ou mesmo peças individualmente) por um preço mínimo, a fim de que alguém possa reaproveita-lo. Sites de leilão também podem ser uma boa alternativa.
Bateria	Os principais fornecedores desse produto têm urnas em todas as lojas das operadoras e oficinas autorizadas para o descarte das baterias.
Logística reversa	Muitas empresas fabricantes de eletrônicos e as operadoras de celular já recebem de volta os aparelhos usados. Deve-se ligar para a operadora ou até mesmo ir à loja onde o novo equipamento foi adquirido para se informar.
Preservação do meio ambiente	Utilizar como critério de compra, além do preço, a responsabilidade que a empresa assume para com o meio ambiente.

Fonte: <http://www.sermelhor.com.br/ecologia/lixo-eletronico-problema-e-solucoes.html>

A incorporação de ações deve atender a diretrizes dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) do programa estabelecido pela Organização das

O lixo eletroeletrônico foi oficialmente incluído no plano de trabalho para o indicador 12.5.1 ODS. A importância de considerar o lixo eletroeletrônico se encontra mais detalhadamente no indicador ODS 12.4.2 sobre resíduos perigosos (FORTI *et al.*, 2020).

6 CONCLUSÃO

Devido ao aumento populacional e a busca pelo bem-estar, aliados às facilidades do desenvolvimento de novos equipamentos e inovações tecnológicas, há o crescimento da produção, da aquisição e, conseqüentemente, ocorre o descarte de diversos produtos e equipamentos eletroeletrônicos. O descarte destes itens, geralmente, é feito de forma irregular, o que resulta em contaminação e prejuízos severos ao meio ambiente e aos ecossistemas.

A maioria da população desconhece a forma correta de descartar os resíduos eletroeletrônicos, os reais prejuízos causados ao meio ambiente e também não se preocupa em buscar informações sobre o tema. Os equipamentos, quando são descartados ou manuseados de maneira incorreta, contaminam o solo e a água com diversos metais pesados, entre eles o chumbo (Pb) e o mercúrio (Hg), causando danos ao meio ambiente e aos seres vivos.

A partir do momento que o solo foi contaminado com esses metais pesados, há diversos prejuízos para a saúde humana como doenças neurológicas, problemas renais, imunológicos, cardíacos, temperamentais, hipertensão, perda de apetite, distúrbios digestivos, entre outros. Além desses sintomas, diversos estudos internacionais apresentam que essas substâncias tóxicas também interferem no crescimento fetal, em partos prematuros e anencefalias, de onde podemos concluir os diversos malefícios oriundos por esses tipos de contaminantes.

O relatório da Universidade das Nações Unidas de 2019 apresenta a Ásia como o maior gerador de resíduos eletroeletrônicos, com o volume impressionante de 24,9 milhões de toneladas métricas (Mt), do total de 53,6 Mt mundiais, ou seja, 47% do volume gerado no planeta. O continente europeu se destaca nesse contexto como maior produtor per capita com 16,2 quilogramas por habitante (Kg/inh). Há previsão que no ano de 2030 o mundo produza 74,7 Mt.

Diante desse quadro, a literatura científica apresenta diversos trabalhos sobre o tema e a maioria dos artigos e trabalhos publicados são publicações internacionais e se encontram no continente asiático. Pesquisas sobre remediação por biorremediação, que utiliza atividades biológicas, se apresenta como uma alternativa extremamente viável, por ser um modelo natural, de boa aceitação pública e economicamente plausível para destruir ou remover contaminantes prejudiciais do meio ambiente.

As técnicas tradicionais físico-químicas de combate aos contaminantes acabam gerando substâncias tóxicas secundárias, mudam as condições do solo e tornam-se inviáveis economicamente. Assim, a fitorremediação se apresenta como uma alternativa viável economicamente (cerca de 60% a 80% mais barata) e que pode ser aplicada em áreas mais extensas.

Há a necessidade de análises prévias das propriedades do solo para a identificação e avaliação do tipo e quantidade do contaminante existente e definir as melhores técnicas e mecanismo de descontaminação por fitorremediação, o que inclui a escolha da espécie vegetal a ser utilizada.

Para a utilização dos mecanismos da fitorremediação, podemos destacar a fitoextração/fitoacumulação, fitovolatilização e fitodegradação, com maior eficiência por não restringir os contaminantes apenas, mas por serem capazes de retirá-los do solo por meio de processos bioquímicos de interação dos metais pesados com as raízes das plantas.

A melhor prática fitorremediadora é a *in-situ* porque é o processo de melhor viabilidade econômica, pois a descontaminação do solo é realizada no próprio ambiente contaminado, não havendo necessidade de escavação ou movimentação de material contaminado. Essa técnica também se apresenta como a de menor impacto ambiental, pois os poluentes se transformam nas condições naturais do próprio local.

As plantas hiperacumuladoras (capazes de acumular ou tolerar altas concentrações de metais) se destacam para serem utilizadas no combate aos contaminantes do lixo eletroeletrônico. Elas são espécies de rápido crescimento, se adaptam a condições climáticas e são capazes de lidar com grandes e diferentes tipos de contaminantes ao mesmo tempo. Também se destacam as plantas geneticamente modificadas, que fornecem resistência a metais pesados e o desenvolvimento de adaptação a adversidades ambientais o que torna a fitorremediação mais eficaz.

Os benefícios da aplicação da fitorremediação são evidentes: baixo custo financeiro, ecologicamente correta, operacionalmente viável (grande variedade de espécies vegetais aptas à remediação), é sustentável e esteticamente agradável. Já as desvantagens ou limitações dessa técnica ficam por conta do tempo necessário do processo (os resultados não são imediatos, pois dependem do ciclo de desenvolvimento da planta) e da possível contaminação da cadeia alimentar. Assim, se faz necessária a avaliação dos prós e contras diante de cada cenário para o uso da fitorremediação.

Mesmo com diversas pesquisas sobre o assunto, novas publicações surgem a cada momento, com foco na remediação de solos por fitorremediação, a fim de aumentar a eficácia de remoção dos contaminantes e estender os benefícios a serem aproveitados. O Brasil, por ser um país com enorme variedade de espécies vegetais, possui grande potencial para que estudos e pesquisas sejam realizados para que possamos ampliar o entendimento sobre o tema e aumentar a possibilidade da utilização da fitorremediação em locais contaminados pelo descarte irregular (infelizmente cada vez mais frequente) de lixo eletroeletrônico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBAS, M. Z. M. **A biorremediação como ferramenta para a minimização de problemas ambientais**. Monografia (Especialização em Gerenciamento Ambiental) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

AGÊNCIA METROPOLITANA DA BAIXADA SANTISTA – AGEM; INSTITUTO DE PESQUISAS TECNÓLOGICAS – IPT. **Plano Regional de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Baixada Santista** | PRGIRS/BS. Santos, 2018.

AHMAD, R. *et al.* Phytoremediation potential of hemp (*Cannabis sativa* L.): Identification and characterization of heavy metals responsive genes. **Clean - Soil, Air, Water**, v. 44, p. 195–201, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/clen.201500117>. Acesso em: 04 fev. 2021.

AKPOR, O.; MUCHIE, M. Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: Processes and applications. **International Journal of the Physical Sciences**, v. 5, p. 1807-1817, 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/277775724_Remediation_of_heavy_metals_in_drinking_water_and_wastewater_treatment_systems_Processes_and_applications. Acesso em: 06 fev. 2021.

ALKORTA, I.; GARBISU, C. Phytoremediation of organic contaminants in soils. **Bioresource Technology**, v. 79, p. 273-276, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00016-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00016-5). Acesso em: 17 mar. 2021.

ALMEIDA, E. A. P. E. **Avaliação do potencial da espécie *Vetiveria zizanioides* na fitorremediação de metais-traço presentes em ambientes aquáticos**. 2011. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/797M.PDF>. Acesso em: 17 abr. 2021.

ALMEIDA, E. L. *et al.* **Crescimento de feijão-de-porco na presença de chumbo**. *Bragantia*, Campinas, v. 67, n. 3, p. 569-576, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0006-87052008000300003>. Acesso em: 21 abr. 2021.

AMADO, S.; CHAVES FILHO, J. T. Fitorremediação: uma alternativa sustentável para remediação de solos contaminados por metais pesados. **Natureza On Line**, v. 13, n. 4, p. 158-164, 2015. Disponível em: <http://www.naturezaonline.com.br/natureza/conteudo/pdf/Amado%20S,%20Chaves%20Filho%20JT-corrigido.pdf>. Acesso em: 26 abr. 2021.

ANDRADE, J. A.; AUGUSTO, F.; JARDIM, I. C. S. F. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. **Eclética Química**, São Paulo, v. 35, n. 3, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-46702010000300002>. Acesso em: 12 dez. 2020.

ANDRADE, J. C. M. E.; MAHLER, C. F. **Soil Phytoremediation**. *In*: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, Rio de Janeiro. v. 2, p. 875-881, 2002.

ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F.; **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. Oficina de Textos: São Paulo, 2007.

ASSIS, R. L. *et al.* Fitorremediação de solo contaminado com o herbicida picloram por plantas de capim pé de galinha gigante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 11, p. 1131-1135, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001100001>. Acesso em: 23 mai. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA ELÉTRICA E ELETRÔNICA – ABINEE. **Cartilha de Requisitos Socioambientais para Compras Públicas Sustentáveis: Impressoras e Suprimentos de Impressão – Série 1**. 2017. 10 p. Disponível em: <http://www.abinee.org.br/informac/arquivos/carreqi.pdf>. Acesso em 07 set. 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 16156:2013. **REEE - manufatura reversa**. ABNT, p. 1-32, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 6028:2021. **Informação e documentação - Resumo, resenha e resensão - Apresentação**. ABNT, 2021.

AUCOTT, M.; MCLINDEN, M.; WINKA, M. Release of mercury from broken fluorescent bulbs. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 53, p. 143-51, fev. 2003. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12617289/>. Acesso em: 20 jan. 2021.

BABU, A. G. *et al.* *Trichoderma virens* PDR-28: a heavy metal-tolerant and plant growth-promoting fungus for remediation and bioenergy crop production on mine tailing soil. **Journal of Environmental Management**, v. 132, p.129-34, jan, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.009>. Acesso em: 22 abr. 2021.

BABU, A. G. *et al.* *Trichoderma* sp. PDR1-7 promotes *Pinus sylvestris* reforestation of lead-contaminated mine tailing sites. **Science of The Total Environment**, v. 476-477, p. 561-567, abr. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.119>. Acesso em: 23 abr. 2021.

BAHRAMINIA, M. *et al.* Effectiveness of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of lead-contaminated soil by vetiver grass. **International Journal of Phytoremediation**, v. 18, p. 730-737, abr. 2016 Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1131242>. Acesso em: 13 mai. 2021.

BALDÉ, C. P. *et al.* **The Global E-waste Monitor 2014: Quantities, Flows, and Resources.** United Nations University (UNU), IAS – SCYCLE. Bonn, Germany, 2015.

BALDÉ, C. P. *et al.* **The Global E-waste Monitor 2017: Quantities, Flows and Resources.** United Nations University (UNU), Internacional Telecommunication Union (ITU) & Internacional Solid Waste Association (ISWA), Bonn/Geneva/Vienna, 2017.

BARBA-GUTIE´RREZ, Y.; ADENSO-DIAZ, B.; HOPP, M. An analysis of some environmental consequences of European electrical and electronic waste regulation. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 3. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.06.002>. Acesso em: 24 jul. 2020.

BAUDDH, K.; SINGH, K.; SINGH, B.; SINGH, R. P. Ricinus communis: A robust plant for bio-energy and phytoremediation of toxic metals from contaminated soil. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 640-652, nov. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.038>. Acesso em: 22 abr. 2021.

BAYÃO, D. V.; AMORIM, C. M. M. P. **Logística reversa do lixo eletrônico: uma comparação do cenário brasileiro com alguns países desenvolvidos.** CONFERENCE: ABM WEEK 2018, São Paulo, out. 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/333203193>. Acesso em: 15 jun. 2020.

BELTRÁN-PINEDA, M. E.; GÓMEZ-RODRÍGUEZ, A. M. Biorremediación de metales pesados cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg), mecanismos bioquímicos e ingeniería genética: una revisión. **Revista Facultad de Ciencias Básicas**, v. 12, n. 2, p. 172-197, 25 jul. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.18359/rfcb.2027>. Acesso em: 14 jul. 2020.

BENTO, F. M. *et al.* Bioremediation of soil contaminated by diesel oil. **Environmental and Soil Microbiology**, v. 34, p. 65-68, nov. 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1517-83822003000500022>. Acesso em: 20 dez. 2020.

BERGER, T. M. **Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos totais de petróleo - enfoque na aplicação do processo terraferm.** Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2005.

BHARGAVA, A.; CARMONA, F. F.; BHARGAVA, M.; SRIVASTAVA, S. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. **Journal of Environmental Management**, v. 105, p. 103-120. 2012. Disponível em: [doi:10.1016/j.jenvman.2012.04.002](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.002). Acesso em: 22 jan. 2021.

BHUPATHIRAJU, V. K.; KRAUTER, P.; HOLMAN, H. Y. N *et al.* Assessment of in-situ bioremediation at a refinery waste contaminated site and an aviation gasoline contaminated site. **Biodegradation**, Estados Unidos, v. 13, n. 2, p. 79-90, abr. 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1020415626554>. Acesso em: 26 fev. 2021.

BOLLAG, J.; BOLLAG, W. Soil Contamination and the Feasibility of Biological Remediation. **Bioremediation: Science and Applications**, v 43, p. 1-12, dez. 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub43.c1>. Acesso em: 02 mar. 2021.

BORKER A. *et al.* Phytoremediation potential of *Eichhornia crassipes* for the treatment of cadmium in relation with biochemical and water parameters. **Emirates Journal of Food and Agriculture**, v. 25, n. 6, nov. 2017, p. 443-456. Disponível em: <https://doi.org/10.9755/ejfa.v25i6.13970>. Acesso em: 25 fev. 2021.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução n.º 401, de 04 de novembro de 2008, **que estabelece os limites máximos de cádmio e mercúrio para pilhas e baterias comercializadas no território nacional e os critérios e padrões para o seu gerenciamento ambientalmente adequado, e dá outras providências**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=589>. Acesso em 15 ago. 2020.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução n.º 420, de 28 de dezembro de 2009, **que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em 09 jul. 2021.

BRASIL. Decreto n. 10.240, de 12 de fevereiro de 2020. **Regulamenta o inciso VI do caput do art. 33 e o art. 56 da Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010, e complementa o Decreto n.º 9.177, de 23 de outubro de 2017, quanto à implementação de sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/Decreto/D10240.htm. Acesso em 06 jun. 2020.

BRASIL. Decreto n. 5.472, de 20 de junho de 2005. **Promulga o texto da Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes, adotada, naquela cidade, em 22 de maio de 2001**. Disponível em https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Decreto/D5472.htm. Acesso em 07 set. 2020.

BRASIL. Decreto n. 9.854, de 25 de junho de 2019. **Institui o Plano de Internet das Coisas e dispõe sobre a Câmara de Gestão e Acompanhamento do Desenvolvimento de Sistemas de Comunicação Máquina a Máquina e Internet das Coisas**. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2019/Decreto/D9854.htm. Acesso em 07 set. 2020.

BRASIL. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, dispondo sobre seus princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em 13 out. 2019.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos – SINIR**. Disponível em: <https://sinir.gov.br/logistica-reversa>. Acesso em 12 set. 2020.

BRASIL. PALÁCIO DO PLANALTO. **Política Nacional do Meio Ambiente**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 10 jul. 2021.

BRICKER, T.; PICHTEL, J.; BROWN, H.; SIMMONS, M. Phytoextraction of Pb and Cd from a superficial soil: effects of amendments and croppings. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 36, n. 9, p. 1597-1610. 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1081/ESE-100106245>. Acesso em: 02 abr. 2021.

CAIRES, S. M.; FONTES, M. P. F.; FERNANDES; R. B. A.; NEVES, J. C. L. Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore** 2011, v. 35, n. 6, p. 1181-1188, fev.2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000700004>. Acesso em: 02 jul. 2021.

CALISI, A.; LIONETTO, M.; SCHETTINO, T. Biomarker response in the earthworm *Lumbricus terrestris* exposed to chemical pollutants. **Science of The Total Environment**, v. 409, p. 4456–4464, set. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.058>. Acesso em: 13 jun. 2020.

CAMBIER, P. *et al.* Impact of long-term organic residue recycling in agriculture on soil solution composition and trace metal leaching in soils. **Science of The Total Environment**. v. 499, p. 560–573, nov. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.105>. Acesso em: 28 nov. 2020.

CAMESELLE, C.; GOUVEIA, S.; URRÉJOLA, S. Benefits of phytoremediation amended with DC electric field. Application to soils contaminated with heavy metals. **Chemosphere**, v. 229, p. 481-488, ago.2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.222>. Acesso em: 12 fev. 2021.

CAMPOS, V.; MERINO, I.; CASADO, R.; PACIOS, L.; GÓMEZ, L. Phytoremediation of organic pollutants. **Spanish Journal of Agricultural Research**. n. 1, p. 38–47. 2008. Disponível em: <https://revistas.inia.es/index.php/sjar/article/view/372>. Acesso em: 15 fev. 2021.

CHANDRA, R.; KUMAR, V. **Phytoremediation: A green sustainable technology for industrial waste management**. In: Chandra, R., Dubey, N.K., Kumar, V. (Eds.), *Phytoremediation of Environmental Pollutants*. CRC Press, Boca Raton, p. 14–35. 2018.

CHANDRA, R.; KUMAR, V.; SINGH, K. **Hyperaccumulator versus nonhyperaccumulator plants environment waste management**. In: Chandra, R., Dubey, N. K., Kumar, V. (Eds.), *Phytoremediation of Environmental Pollutants*. CRC Press, Boca Raton, p. 1–38, jan. 2018.

CHANEY, R. L. **Plant Uptake of Inorganic Waste Constituents**. In: PARR, J. F.; MARSH, P. B; KLA, J. M. Eds. Land Treatment of Hazardous Wastes, Noyes Data Corporation, Park Ridge, p. 50-76. 1983.

CHANEY, R. L.; ANGLE, J. S.; BROADHURST, C. L.; PETERS, C. A.; TAPPERO, R. V.; SPARKS, D. L. Improved Understanding of Hyperaccumulation Yields Commercial Phytoextraction and Phytomining Technologies. **Journal Environmental Quality**, v. 36, n. 5, p. 1429–1443. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0514>. Acesso em: 25 mar. 2021.

CHAVES, L. H. G.; MESQUITA, E. F.; ARAUJO, D. L.; FRANÇA, C. P. Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-manso. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 2, p. 167-176, jun. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1806-66902010000200001>. Acesso em: 30 abr. 2021.

CHEN, L.; LUO, S.; LI, X.; WAN, Y.; CHEN, J. Soil biology & biochemistry interaction of Cd-hyperaccumulator solanum nigrum L. and functional endophyte pseudomonas sp. Lk9 on soil heavy metals uptake. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. 300-308, jan. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.021>. Acesso em: 26 abr. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Solo: poluição**. São Paulo, 2013. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/solo/poluicao/>. Acesso em: 06 jun. 2021.

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. **Fitorremediação: considerações gerais e características de utilização**. Silva Lusitana, Lisboa, v. 15, n. 1, p. 103-117, jun. 2007. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/277055203_Fitorremediacao_Consideracoes_Gerais_e_Caracteristicas_de_Utilizacao. Acesso em: 02 mar. 2021.

COUTINHO, P. W. R. *et al.* Alternativas de remediação e descontaminação de solos: biorremediação e fitorremediação. **Nucleus**, Ituverava, v. 12, n. 1, p. 59-68, abr. 2015. ISSN 1982-2278. Disponível em: <http://www.nucleus.feituverava.com.br/index.php/nucleus/article/view/1400/1732>. Disponível em: doi:<https://doi.org/10.3738/1982.2278.1400>. Acesso em: 29 ago. 2020.

COSTA, V. S. **Rizobactérias na fitorremediação de solos**. Monografia apresentada no Programa de Pós-Graduação em Microbiologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2019.

CRISTALDI, A. *et al.* Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs: a brief review. **Environmental Technology & Innovation**, v. 8, p. 309-326, nov. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.08.002>. Acesso em: 02 abr. 2021.

CUNNINGHAM, S. D. *et al.* Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. Department of Rant an Soil Sciences, University of Delaware. **Advances in Agronomy**, v. 56, p. 55-114, 1996. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60179-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60179-0). Acesso em: 19 jul. 2021.

DAI, H.; WEI, S.; TWARDOWSKA, I.; HAN, R.; XU, L. Hyperaccumulating potential of *Bidens pilosa* L. for Cd and elucidation of its translocation behavior based on cell membrane permeability. **Environmental science and pollution research**. v. 24, n. 29, p. 23161–23167, out. 2017. Disponível em: doi: 10.1007/s11356-017-9962-9. Acesso em: 23 mai. 2021.

DEPLEDGE, M. H.; FOSSI, M. C. The role of biomarkers in environmental assessment (2). **Invertebrates. Ecotoxicology**, v. 3, p. 161-172. 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00117081>. Acesso em: 24 jul. 2020.

EKTA, P. E.; MODI, N. R. A review of phytoremediation. **Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry**. v. 7, n. 4, p. 1485-1489. 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Nainesh-Modi/publication/337049455_A_review_of_phytoremediation/links/5dc269e84585151435ec7111/A-review-of-phytoremediation.pdf. Acesso em: 17 abr. 2021.

ELLSTRAND, N. C.; SCHIERENBECK, K. A. Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants?. **Euphytica**. v. 148, p. 35-46. 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10681-006-5939-3>. Acesso em: 22 mai. 2021.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Introduction of phytoremediation**. EPA/600/R-99/107. fev. 2000. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov>>. Acesso em 19 jul. 2021.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Office of Solid Waste and Emergency Response. Recent Developments for in Situ Treatment of Metal Contaminated Soil**. Technology Innovation Office. 1997.

ESTRELA, M. A.; CHAVES, L. H. G.; SILVA, L. N. Fitorremediação como solução para solos contaminados por metais pesados. **Revista Ceuma Perspectivas**, v. 31, 2018. ISSN Eletrônico: 2525-5576. Disponível em: <https://doi.org/10.24863/rccp.v31i1.191>. Acesso em: 11 mai. 2021.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe, A challenge for the 21st century**. Copenhaga, v. 16, p. 10-22, 2010. Disponível em: https://www.eea.europa.eu/publications/Environmental_issue_series_16. Acesso em: 20 mai. 2021.

FERREIRA, I. D.; MORITA, D. M. Biorremediação de solos contaminado por isobutanol, Bis-2-etil-hexilftalato e Di-isodecilftalato. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 36, n. 2, p. 643-652, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000200033>>. Epub 30 mai. 2012. ISSN 1806-9657. Acesso em 12 abr. 2021.

FOMINA, M.; GADD, G. M. Biosorption: Current perspectives on concept, definition and application. **Bioresource Technology**. v. 160, p. 3-14, mai. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102>. Acesso em: 01 ago. 2021

FORBES, V. E.; PALMQVIST, A.; BACH, L. The use and misuse of biomarkers in ecotoxicology. **Environmental Toxicology and Chemistry**. v. 25, n. 1, p. 272-280. 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Lis-Bach/publication/7283543_The_use_and_misuse_of_biomarkers_in_ecotoxicology/links/5a659fd34585158bca522ca7/The-use-and-misuse-of-biomarkers-in-ecotoxicology.pdf. Acesso em: 13 jun. 2021.

FORTE, J.; MUTITI, S. Phytoremediation potential of Helianthus annuus and Hydrangea paniculata in Copper and Lead-Contaminated Soil. **Water. Air. Soil Pollut.** v. 228. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-017-3249-0>. Acesso em: 01 ago. 2021.

FORTI, V.; BALDÉ, C. P.; KUEHR, R.; BEL, G. **The Global E-waste Monitor 2020: Quantities, flows and the circular economy potential**. United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR) – co-hosted SCYCLE Programme, International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), Bonn/Geneva/Rotterdam, 2020. 120 p.

GABOS, M. B. **Lixiviação e absorção de chumbo pelo feijão-de-porco assistido pela aplicação de EDTA no solo**. Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Agricultura Tropical e Subtropical Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais. Campinas, SP. abr. 2008. Disponível em: http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=105400. Acesso em: 28 jul. 2021.

GABR, H. R.; GAB-ALLA, A. A. F. A. **Effect of transplantation on heavy metal concentrations in commercial clams of Lake Timsah, Suez Canal, Egypt**. Oceanologia. v. 50, n. 1, p. 83-93. 2008. Disponível em: <https://bibliotekanauki.pl/articles/48183>. Acesso em: 01 ago. 2021.

GADD, G. M. Bioremedial potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. Curr. Opin. Biotechnol. v. 11, n. 3, p. 271-279, jun. 2000. Disponível em: doi: 10.1016/s0958-1669(00)00095-1. Acesso em: 29 jul. 2021.

GAIDAJIS, G.; ANGELAKOGLU, K.; AKTSOGLU, D. E-waste: environmental problems and current management. **Journal of Engineering Science and Technology Review** 3, v. 1, p. 193-199. 2010. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/0316/b2c1985fb04c47e8e9d0dcbd40198e547dd0.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2021.

GARBISU, C.; ALKORTA, I. Phytoextraction a cost effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. **Bioresource Technology**. v. 77, p. 229-236, mai. 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00108-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00108-5). Acesso em: 25 jul. 2021.

GERHARDT, K. E.; GERWING, P. D.; GREENBERG, B. M. Opinion: taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. **Plant science: an international journal of experimental plant biology**. v. 256, p. 170-185. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.11.016>. Acesso em: 18 ago. 2021.

GHOSH, M.; SINGH, S. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian J. Energy Environ*. v. 3, p. 1-18. jul.2005. Disponível em: 10.15666/aeer/0301_001018. Acesso em: 02 ago. 2021.

GODECKE, M. V.; NAIME, R.H.; FIGUEIREDO, J. A. S. O consumismo e a Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, n. 8, p. 1700-1712, set-dez, 2012. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/view/6380>. Acesso em: 08 abr. 2021.

GOMES, H. I. Phytoremediation for bioenergy: challenges and opportunities. **Environmental Technology Reviews**. v. 1, n. 1, p. 59-66. 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2012.696715>. Acesso em: 29 mai. 2021.

GÓMEZ-GARRIDO, M. *et al.* The chelating effect of citric acid, oxalic acid, amino acids and *Pseudomonas fluorescens* bacteria on phytoremediation of Cu, Zn, and Cr from soil using *Suaeda vera*. **International Journal of Phytoremediation**. v. 20, p. 1033-1042. ago. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1452189>. Acesso em: 09 ago. 2021.

GONZAGA, M. I. S.; SANTOS, J. A. G.; MA, L. Q. **Extração de arsênio do solo por samambaias do gênero Pteris**. *Magistra*, Cruz das Almas-BA, v. 20, n. 3, p. 291-300, jul./set., 2008.

GOUVEIA, A. F.; MACRUZ, P. D.; ARAÚJO, J. H. B. **Fitorremediação de solos contaminados com chumbo utilizando *Jatropha curcas* L.** p. 8213-8219. IN: ANAIS DO XX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA - COBEQ 2014, v.1, n.2. São Paulo, 2015. Disponível em: 10.5151/chemeng-cobeq2014-1105-20957-149786. Acesso em 29 ago. 2021.

GUNARATHNE, V. *et al.* **Phytoremediation for E-waste contaminated sites**. IN: HANDBOOK OF ELECTRONIC WASTE MANAGEMENT. Butterworth-Heinemann, p. 141-170. 2020. Disponível em: doi:10.1016/b978-0-12-817030-4.00005-x. Acesso em: 02 jul. 2021.

GUNARATHNE, V. *et al.* Transgenic plants: benefits, applications, and potential risks in phytoremediation. *Transgenic Plant Technology for Remediation of Toxic Metals and Metalloids*. **Elsevier**. p. 89-102. 2019. Disponível em: doi:10.1016/B978-0-12-814389-6.00005-5. Acesso em 09/07/2021.

GUPTA, A.; BALOMAJUMDER, C. Phytoremediation of heavy metals and its mechanism: A brief review. **Journal of Integrated Science and Technology**, v. 3, n. 2, p. 51-59. 2015. Disponível em: <http://www.pubs.iscience.in/journal/index.php/jist/article/view/339>. Acesso em: 20 ago. 2021.

HAN, Y. H. *et al.* Mechanisms of efficient As solubilization in soils and As accumulation by As-hyperaccumulator *Pteris vittata*. **Environmental Pollution**, v. 227, p. 569-577. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.001>. Acesso em: 15 ago. 2021.

HAQUE, N.; PERALTA-VIDEA, J. R.; JONES, G. L.; GILL, T. E.; GARDEA-TORRESDEY, J. L. Screening the phytoremediation potential of desert broom (*Braccharis sorothroides* Gray) growing on mine tailings in Arizona, USA. **Environmental Pollution**, v. 153, p. 362-368. 2008. Disponível em: [doi:10.1016/j.envpol.2007.08.024](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.024). Acesso em: 01 jul. 2021.

HASHIM, M. A.; MUKHOPADHYAY, S.; SAHU, J. N.; SENGUPTA, B. Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 2355-2388. 2011. Disponível em: [doi:10.1016/j.jenvman.2011.06.009](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.009). Acesso em: 01 jun. 2021.

HE, S.; HE, Z.; YANG, X.; STOFFELLA, P. J.; BALIGAR, V. C. Soil biogeochemistry, plant physiology, and Phytoremediation of Cadmium-contaminated soils. **Elsevier**, p. 135-225. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/bs.agron.2015.06.005>. Acesso em: 05 ago. 2021.

HEACOCK, M.; KELLY, C. B.; SUK, W. A. **E-waste: the growing global problem and next steps**. **Rev Environ Health**. 2016. v. 31, n. 1, p. 131-135. mar. 2016. Disponível em: [doi: 10.1515/reveh-2015-0045](https://doi.org/10.1515/reveh-2015-0045). PMID: 26820178. Acesso em: 01 mar. 2021.

HEACOCK, M. *et al.* E-Waste and Harm to Vulnerable Populations: A Growing Global Problem. **Environmental Health Perspectives**, v. 124, n. 5, 2016. **Environmental Health Perspectives**, p. 550-555. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp.1509699>. Acesso em: 08 ago. 2021.

HEMMADI, V.; WAGDEVI. Assessment of Soil contamination by E-Waste using Earthworm as a Bioindicator - A review. 2016. Disponível em: [doi:10.13140/RG.2.1.2301.3369](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2301.3369). Acesso em: 08 ago. 2021.

HIREMATH, L.; KUMAR, V.; SATHYANARAYANA, B. Exploitation of live fungus (*Aspergillus niger* RV-11) for bioremediation of heavy metals from e-waste. **Int. J.** v. 6. 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/304623996_Exploitation_of_Live_Fungus_Aspgillus_niger_RV-_11_For_Bioremediation_of_Heavy_Metals_From_E-_Waste. Acesso em: 24 ago. 2021.

HU, C. Phytoremediation of the polluted Waigang River and general survey on variation of phytoplankton population. **Environ Sci Pollut Res t. Res.** v. 19, p. 4168-4175. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0931-z>. Acesso em: 28 ago. 2021.

IJAZ, A. *et al.* Phytoremediation: recent advances in plant-endophytic synergistic interactions. **Plant Soil**, v. 405, p. 179-195. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-015-2606-2>. Acesso em: 20 ago. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE DEFESA DO CONSUMIDOR - IDEC. **Mais da metade dos equipamentos eletrônicos é substituída devido à obsolescência programada**. 2013. Disponível em: <https://idec.org.br/o-idec/sala-de-imprensa/release/mais-da-metade-dos-equipamentos-eletronicos-e-substituida-devido-a-obsolescencia-programada>. Acesso em: 01 dez. 2019.

JARDIM, A. N. O.; CALDAS, E. D. Exposição humana a substâncias químicas potencialmente tóxicas na dieta e os riscos para saúde. **Química Nova**, v. 32, n. 7, p. 1898-1909. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000700036>. Acesso em: 04 abr. 2021.

JESUS, L. A. F.; SANTOS, J. Sobre a situação global dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos: uma análise descritiva e comparativa das versões 2017 e 2020 do *the global e-waste monitor*. **Revista Impressão Científica**. ISSN 2447-9209. v. 6, n. 1. 2021. Disponível em: <https://aplicacoes.ifs.edu.br/periodicos/REC/article/view/611>. Acesso em: 26 fev. 2021.

JIANG, L. *et al.* Biphenyl-metabolizing microbial community and a functional operon revealed in e-waste-contaminated soil. **Environmental Science & Technology**, v. 52, p. 8558-8567. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06647>. Acesso em: 05 mai. 2021.

JIN, Z. *et al.* Application of *Simplicillium chinense* for Cd and Pb biosorption and enhancing heavy metal phytoremediation of soils. **Science of The Total Environment**. v. 697, p. 134-148, dez. 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134148>. Acesso em: 19 ago. 2020.

JING, Y.; HE, Z.; YANG, X. Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *J. Zhejiang Univ Sci*, v. 8, p. 192-207, mar. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1631/jzus.2007.B0192>. Acesso em: 06 jun. 2020.

JONES, A. The European Environment State and Outlook – Soil. In: A contribution of the JRC to the European Environment Agency's Environment State and Outlook Report— SOER 2010. **JRC Reference Report**. Luxemburgo, p. 8-9. 2010. Disponível em: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/3fe3369b-08be-4be2-985c-bae035f1b85e/language-en>. Acesso em: 20 out. 2020.

KADER, M.; LAMB, D. T.; MEGHARAJ, M.; NAIDU, R. Sorption parameters as a predictor of arsenic phytotoxicity in Australian soils. **Geoderma**, v. 265, p. 103-110. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.11.019>. Acesso em: 20 out. 2020.

KANG, C. H.; KWON, Y. J.; SO, J. S. Bioremediation of heavy metals by using bacterial mixtures. **Ecological Engineering**, v. 89, p. 64-69, abr. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.023>. Acesso em: 29 out. 2020.

KASASSI, A. Soil contamination by heavy metals: measurements from a closed unlined landfill. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 8578-8584, dez. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.04.010>. Acesso em 08 ago. 2020.

KEMERICH, P. D. C.; MENDES, S. A.; VORPAGEL, T. H.; PIOVESAN, M. Impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada de lixo eletroeletrônico no solo. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 10, n. 2. Rio Grande do Sul, 2013. Disponível em: <http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=900>. Acesso em: 06 set. 2020.

KEY, S.; MA, J. K.; DRAKE, P. M. Genetically modified plants and human health. **Journal of the Royal Society of Medicine**, v. 101, p. 290-298, jun. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1258/jrsm.2008.070372>. Acesso em 11 nov. 2020.

KHALID, S. *et al.* A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. 247-268, nov. 2017. Disponível em: <http://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>. Acesso em: 14 nov. 2020.

KHAN, M. *et al.* A battery of bioassays for the evaluation of phenanthrene biotoxicity in soil. **Arch Environ Contam Toxicol**, v. 65, p. 47-55. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00244-013-9879-3>. Acesso em: 03 abr. 2021.

KIDD, P. *et al.* Trace element behaviour at the root-soil interface: Implications in phytoremediation. **Environmental and Experimental Botany**, v. 67, p. 243-259, nov. 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.06.013>. Acesso em: 09 jul. 2021.

KOMÁREK, M.; VANEK, A.; ETTLER, V. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides – review. **Environmental Pollution**, v. 172, p. 9-22, jan. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.07.045>. Acesso em: 15 dez. 2020.

LACERDA, F.; NAVONI, J. A.; AMARAL, V. S. **Biorremediação: Educação em Saúde e Alternativas à Poluição Ambiental**. Ed. IFRN, Natal, 2019. 80p. Disponível em: <https://memoria.ifrn.edu.br/handle/1044/1771>. Acesso em 09 mar. 2021.

LAGHLIMI, M.; BAGHDAD, B.; EL HADI, H.; BOUABDLI, A. Phytoremediation mechanisms of heavy metal contaminated soils: a review. **Open Journal of Ecology**, v. 5, p. 375-388. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.4236/oje.2015.58031>. Acesso: 06 mar. 2021.

LAMEGO, F. P.; VIDAL, R. A. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição?. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 17, p. 9-18. 2007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5380/pes.v17i0.10662>. Acesso em: 14 mar. 2021.

LANNO, R. *et al.* The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 57, p. 39-47, mai. 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/chin.200418292>. Acesso em 26 nov. 2020.

LAU, W. K. *et al.* Human health risk assessment based on trace metals in suspended air particulates, surface dust, and floor dust from e-waste recycling workshops in Hong Kong, China. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 21, p. 3813-3825, mar. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2372-8>. Acesso em 06 ago. 2020.

LAYRARGUES, P. P. O cinismo da reciclagem: o significado ideológico da reciclagem da lata de alumínio e suas implicações para a educação ambiental, **Revista Educação**, v. 2, n. 1, p. 200-2177. 2005. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/2648905/mod_resource/content/1/LAYRARGUES_2002_O_cinismo_da_reciclagem.pdf. Acesso em: 20 jul. 2020.

LEE, J. H. An overview of phytoremediation as a potentially promising technology for environmental pollution control. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, v. 18, p. 431-439, jun. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12257-013-0193-8>. Acesso em: 18 jan. 2021.

LI, Y. *et al.* Leaching of heavy metals from e-waste in simulated landfill columns. **Waste Management**, v. 29, p. 2147-2150, jul. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.02.005>. Acesso em: 05 ago. 2020.

LI, Y. *et al.* Monitoring of lead load and its effect on neonatal behavioral neurological assessment scores in Guiyu, an electronic waste recycling town in China. **Environmental Toxicology**, v. 10, p. 1233-1238, out. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/b804959a>. Acesso em: 05 jul. 2020.

LIMA, J. R. B.; FILHO, J. A. C. L. M. Logística Reversa e Sustentabilidade: Um Estudo do Setor de Eletroeletrônicos. **Revista Razão Contábil & Finanças (RRCF)**, Fortaleza, v.9, n.1, jun. 2018. Disponível em: <http://institutoateneu.com.br/ojs/index.php/RRCF/article/view/195>. Acesso em 10 nov. 2020.

LIMA, M, G. *et al.* **Estudo de fitorremediação de solos contaminados com cádmio e chumbo empregando plantas de amendoim (Arachis Hypogaea L.)**. jul. 2013. Disponível em: <https://www.conhecer.org.br/enciclop/2013a/engenharias/Estudo%20de.pdf>. Acesso em: 09 abr. 2021.

LIU, L.; LI, W.; SONG, W.; GUO, M. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. **Science of The Total Environment**, v. 633, p. 206-219, ago. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>. Acesso em: 01 mar. 2021.

LOMBI, E.; ZHAO, F. J.; MCGRATH, S. P. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: Natural hyperaccumulation versus chemistry enhanced phytoextraction. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 1919-1926. 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2001.1919>. Acesso em 05 jun. 2021.

- LONE, M. I. *et al.* Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. **Journal of Zhejiang University SCIENCE B**, v. 9, p. 210-220, mar. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710633>. Acesso em: 29 jun. 2021.
- LU, L. L.; TIAN, S. K.; YANG, X. E.; PENG, H. Y.; LI, T. Q. Improved cadmium uptake and accumulation in the hyperaccumulator *Sedum alfredii*: the impact of citric acid and tartaric acid. **Journal of Zhejiang University SCIENCE B**, v. 14, p. 106-114, fev. 2013. Disponível em: <http://doi: 10.1631/jzus.B1200211>. Acesso em 12 mai. 2021.
- LUKOSE, N. A review on e-waste management and recycling challenges in India. **International Journal of Scientific & Engineering Research**, v. 6, p. 18-29, mar. 2015. Disponível em: <https://www.ijser.org/paper/A-Review-on-E-waste-Management-and-Recycling-Challenges-in-India.html>. Acesso em 20 mar. 2021.
- LUO, J.; QI, S.; GU, X. S.; WANG, J.; XIE, X. Evaluation of the phytoremediation effect and environmental risk in remediation processes under different cultivation systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 119, p. 25-31, abr. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.043>. Acesso em: 02 abr. 2021.
- MA, Y.; PRASAD, M. N. V.; RAJKUMAR, M.; FREITAS, H. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. **Biotechnology Advances**, v. 29, p. 248-258, abr. 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.12.001>. Acesso em: 27 abr. 2021.
- MAGALHÃES, M. O. L.; SOBRINHO, N. M. B. A.; MAZUR, N. Uso de resíduos industriais na remediação de solo contaminado com cádmio e zinco. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/198050983225>. Acesso em: 13 jan. 2021.
- MAGALHÃES, M. O. L.; SOBRINHO, N. M. B. A.; SANTOS, F. S.; MAZURIIET, N. Potencial de duas espécies de eucalipto na fitoestabilização de solo contaminado com zinco. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 42, n. 3, p. 805-812. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1806-66902011000300029>. Acesso em: 05/05/2021.
- MAHAJAN, P.; KAUSHAL, J. Role of phytoremediation in reducing cadmium toxicity in soil and water. **Journal of Toxicology**, v. 2018, p. 1-16, out. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1155/2018/4864365>. Acesso em: 25 fev. 2021.
- MAHAR, A. *et al.* Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 111-121, abr. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>. Acesso em: 09 abr. 2021.
- MAHMOOD, T. Phytoextraction of heavy metals - the process and scope for remediation of contaminated soils (Review article). **Soil & Environment**, v. 29, p. 91-109. 2010. Disponível em: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=PK2011000537>. Acesso em: 23 abr. 2021.

MAITI, R. *et al.* Plant based bioremediation and mechanism of heavy metal tolerance of plants. **Proceedings of the Indian National Science Academy**, v. B70, p. 1-12, jan. 2004. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/230583638_Plant_based_bioremediation_and_mechanisms_of_heavy_metal_tolerance_of_plants_a_review. Acesso em: 02 fev. 2021.

MAJETI, P.; FREITAS, H. O. Metal hyperaccumulation in plants Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 6, n. 3. 2003. Disponível em: DOI:10.2225/vol6-issue3-fulltext-6. Acesso em: 13 mar. 2021.

MALLMANN, V. *et al.* As Vantagens da Biorremediação na Qualidade Ambiental. **Ensaios e Ciência**, v. 23, n. 1, p. 12-15, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.17921/1415-6938.2019v23n1p12-15>. Acesso em: 14 mar. 2021.

MANDAL, A. *et al.* Status on phytoremediation of heavy metals in India- A review. **International Journal of Bio-resource and Stress Management**, v. 5, p. 553-560, dez. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5958/0976-4038.2014.00609.5>. Acesso em: 05 mai. 2021.

MAO, X.; JIANG, R.; XIAO, W.; YU, J. Use of surfactants for the remediation of contaminated soils: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 285, p. 419-435, mar. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.009>. Acesso em: 09 jun. 2021.

MARRUGO-NEGRETE, J. *et al.* Phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Jatropha curcas*. **Chemosphere**, v. 127, p. 58-63, mai. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.073>. Acesso em: 10 mar. 2021.

MCGRATH, S.; ZHAO, F.; LOMBI, E. Plant and rhizosphere process involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. **Plant and Soil**, v. 232, p. 207-214, mai. 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1010358708525>. Acesso em: 08 ago. 2021.

MOREIRA, F. R.; MOREIRA, J. C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v. 15, p. 119-129. 2004. Disponível em: <https://scielosp.org/article/rpsp/2004.v15n2/119-129/#ModalArticles>. Acesso em: 09 ago. 2020.

MUSTAFA, G.; KOMATSU, S. Toxicity of heavy metals and metal-containing nanoparticles on plants. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Proteins and Proteomics**, v. 1864, p. 932-944, ago. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.bbapap.2016.02.020>. Acesso em: 29 jun. 2021.

MWEGOHA, W. J. The use of phytoremediation technology for abatement soil and groundwater pollution in Tanzania: opportunities and challenges. **J. Sustain. Devel. Africa**, v. 10, p. 140-156. 2008. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/242527240_The_use_of_phytoremediation_technology_for_batement_soil_and_groundwater_pollute_on_in_Tanzania_opportunities_and_challenges. Acesso em: 17 jan. 2021.

NALON, L. **Potencial do eucalipto na fitorremediação de um solo contaminado por chumbo**. xiv, 94 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2008. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/88310>. Acesso em: 10 jul. 2021.

NATUME, R. Y.; SANT'ANNA, F. S. P. **Resíduos Eletroeletrônicos: Um Desafio Para o Desenvolvimento Sustentável e a Nova Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos**. IN: 3RD INTERNATIONAL WORKSHOP | ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION. São Paulo, mai. 2011. Disponível em: http://www.advancesincleanerproduction.net/third/files/sessoes/5b/6/natume_ry%20-%20paper%20-%205b6.pdf. Acesso em 21 mar. 2020.

NAVARI-IZZO F.; QUARTACCI M. Phytoremediation of metals. **Minerva Biotecnologica**, 2. ed., v. 13, p. 73-83, jun. 2001. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/279769731_Phytoremediation_of_metals_Tolerance_mechanisms_against_oxidative_stress. Acesso em: 01 fev. 2021.

NEJAD, Z. D.; JUNG, M. C.; KIM, K. H. Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 40, p. 927-953. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-017-9964-z>. Acesso em: 13 jun. 2020.

OLIVEIRA, D. M. *et al.* **Fitorremediação: O estado da arte**. Série Tecnologia Ambiental, n. 39, Rio de Janeiro: cetem/mct, 49p. ISSN. 0103-7374. 2007.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 4, p. 807-812. 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162001000400024>. Acesso em: 11 mai. 2021.

PADMAVATHIAMMA, P.; LI, L. Phytoremediation Technology: Hyperaccumulation Metals in Plants. **Water Air Soil Pollut**, v. 184, p. 105-126, set. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9401-5>. Acesso em: 22 jul. 2021.

PAISIO, C.; GONZÁLEZ, P.; TALANO, M.; AGOSTINI, E. Remediación biológica de Mercurio: Recientes avances. **Rev Latinoam Biotecnol Amb Algal**, v. 3, p. 119-146. 2012. Disponível em: <http://eca-suelo.com.pe/wp-content/uploads/2018/08/32.-Remediaci%C3%B3n-biol%C3%B3gica-de-Mercurio-Recientes-avances.pdf>. Acesso em: 26 jul. 2021.

PANDEY, V. C.; BAJPAI, O. Phytoremediation: from theory toward practice. **Phytomanagement of Polluted Sites**, p. 1-49. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00001-6>. Acesso em 30 abr. 2021.

PANDEY, V. C.; PANDEY, D. N.; SINGH, N. Sustainable phytoremediation based on naturally colonizing and economically valuable plants. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, p. 37-39. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.030>. Acesso em: 30 mai. 2021.

PANDEY, V. C.; SINGH, K. Is *Vigna radiata* suitable for the revegetation of fly ash landfills?. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 2105-2106, dez. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.07.003>. Acesso em: 25 mai. 2021.

PANT, D.; GIRI, A.; DHIMA, V. **Bioremediation Techniques for E-waste Management**. In: Varjani S., Gnansounou E., Gurunathan B., Pant D., Zakaria Z. (eds) Waste Bioremediation. Energy, Environment, and Sustainability. Springer, Singapore. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-981-10-7413-4_5. Acesso em: 19 jan. 2021.

PARTEY, S. T.; THEVATHASAN, N. V.; ZOUGMORÉ, R. B.; PREZIOSI, R. F. Improving maize production through nitrogen supply from ten rarely-used organic resources in Ghana. **Agroforestry Systems**, v. 92, p. 375-387. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-016-0035-8>. Acesso em: 24 fev. 2021.

PAZ-FERREIRO, J. *et al.* Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. **Solid Earth**, v. 5, p. 65-75. 2014. Disponível em: <https://se.copernicus.org/articles/5/65/2014/se-5-65-2014.pdf>. Acesso em 19 jan. 2021.

PEREIRA, A. R. B.; FREITAS, D. A. F. Uso de microorganismos para a biorremediação de ambientes impactados. **Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental**, Santa Maria, v. 6, n. 6, p. 975-1006, 2012. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/4818/2993>. Acesso em: 31 jan. 2021.

PEREIRA, B. F. F. **Potencial fitorremediador das culturas de feijão de porco, girassol e milho cultivadas em Latossolo Vermelho contaminado com chumbo**. 2005. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agronômico, Campinas, 2005. Disponível em: <http://livros01.livrosgratis.com.br/cp028099.pdf>. Acesso em: 05 jun. 2021.

PINTO, E.; AGUIAR, A.; FERREIRA, I. Influence of soil chemistry and plant physiology in the phytoremediation of Cu, Mn, and Zn. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 33, p. 351-373, mai. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/07352689.2014.885729>. Acesso em: 20 abr. 2021.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; FERREIRA, L.R. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pd/a/D8whJrnpZkZp3pSY3zML8PS/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 14 jun. 2021.

PLACEK, A.; GROBELAK, A.; KACPRZAK, M. Improving the phytoremediation of heavy metals contaminated soil by use of sewage sludge. **International Journal of Phytoremediation**, v. 18, n. 6, p. 605-618, jun. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1086308>. Acesso em: 25 mar. 2021.

PONTES, J. *et al.* Potential of bioremediation for buried oil removal in beaches after an oil spill. **Marine Pollution Bulletin**, v. 76, n. 1, p. 258-265, nov. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.029>. Acesso em 24 abr. 2021.

PRAMILA, S.; FULEKAR, M. H.; BHAWANA, P. E-Waste: A Challenge for Tomorrow. **Research Journal of Recent Sciences**, v. 1, p. 86-93, Gujrat, Índia, mar. 2012. Disponível em: http://www.isca.in/rjrs/archive/v1/i3/14.ISCA-RJRS-2012-041_Done.php. Acesso em: 02 jun. 2020.

PROCÓPIO, S. O.; PIRES, F. R.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A. **Fitorremediação de Solos com Resíduos de Herbicidas**. Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, dez. 2009. 32p. Disponível em: http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2009/doc_156.pdf. Acesso em 20 jan. 2021.

RADZIEMSKA, M.; KODA, E.; BILGIN, A.; VAVERKOVÁ, M. D. Concept of aided phytostabilization of contaminated soils in postindustrial areas. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15. 2018. Disponível em: DOI:10.3390/ijerph15010024. Acesso em: 23 fev. 2021.

RAJENDRAN, P.; MUTHUKRISHNAN, J.; GUNASEKARAN, P. Microbes in heavy metal remediation. **Indian Journal of Experimental Biology**, v. 41, p. 935-944. 2003. Disponível em: <http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/17153/1/IJEB%2041%289%29%20935-944.pdf>. Acesso em: 08 mar. 2021.

RAJKUMAR, M.; AE, N.; PRASAD, M. N. V.; FREITAS, H. Potential of siderophore-producing bacteria for improving heavy metal phytoextraction. **Trends in Biotechnology**, v. 28, p. 142-149, mar. 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tibtech.2009.12.002>. Acesso em: 22 mar. 2021.

RAJKUMAR, M.; SANDHYA, S.; PRASAD, M. N. V.; FREITAS, H. Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation. **Biotechnology Advances**, v. 30, p. 1562-1574, dez. 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.04.011>. Acesso em: 19 abr. 2021.

RAMANI, S.; *et al.* Tolerance of Sesbania species to heavy metals. **Indian Journal of Plant Physiology (Índia)**, New Delhi, v. 7, n. 2, p. 174-178, 2002.

RIBEIRO, M. A. C. **Contaminação do solo por metais pesados**. Dissertação apresentada para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente – Gestão e Ordenamento Ambiental no Curso de Mestrado em Engenharia do Ambiente conferido pela Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias. 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10437/4770>. Acesso em: 11 jul. 2021.

RICE, K. M.; WALKER JUNIOR, E. M.; WU, M.; GILLETTE, C.; BLOUGH, E. R. Environmental mercury and its toxic effects. **Journal of preventive medicine and public health**, v. 47, p. 74-83, mar. 2014. Disponível em: doi:10.3961/jpmph.2014.47.2.74. Acesso em: 27 fev. 2021.

ROBINSON, B. H. E-waste: an assessment of global production and environmental impacts. **Science of The Total Environment**, v. 408, p. 183-191, dez. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.09.044>. Acesso em: 20 mar. 2020.

ROSSINI, V.; NASPOLINI, S. H. D. F. Obsolescência programada e meio ambiente: a geração de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos. **Revista de Direito e Sustentabilidade**, v. 3, n. 1, p. 51-71, jan/jun. 2017. Disponível em: <https://indexlaw.org/index.php/revistards/article/view/2044>. Acesso em: 26 abr. 2020.

SALEH, H. Water hyacinth for phytoremediation of radioactive waste simulate contaminated with cesium and cobalt radionuclides. **Nuclear Engineering and Design**, v. 242, p. 425-432. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.nucengdes.2011.10.023>. Acesso em: 10 jan. 2021.

SALT, D. *et al.* Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. **Nature Biotechnology**, v. 13, p. 468-474. 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nbt0595-468>. Acesso em: 20 mar. 2021.

SANTOS, C. F.; NOVAK, E. Plantas nativas do Cerrado e possibilidade de fitorremediação. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 7, p. 67-77. 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18316/1044>. Acesso em: 30 mar. 2021.

SANTOS, C. H. *et al.* Potencial de fitoextração de Pb por mamoneiras em solo contaminado. **Semina Ciência Agraria**, v. 33, n. 4. 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2012v33n4p1427>. Acesso em: 13 mar. 2021.

SANTOS, F.; ALEXANDRE, C.; COELHO, R. Relações Solo-Água-Planta. **Hidrologia Agrícola**, p. 153-203. 2012. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10174/7233>. Acesso em: 23/03/2021.

SANTOS, G. C. G. dos *et al.* Vegetable species for phytoextraction of boron, copper, lead, manganese and zinc from contaminated soil. **Scientia Agrícola**. 2010, v. 67, n. 6, p. 713-719. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162010000600014>. Acesso em 17 jul. 2021.

SANTOS, R. M. *et al.* **Remediação de solo contaminado por petróleo em biopilhas** – escala piloto. IN: 4º CONGRESSO BRASILEIRO DE P&D EM PETRÓLEO & GÁS, 2007, Campinas, SP. Anais, Campinas: Centro de tecnologia mineral CETEM, 2007. Disponível em: <https://www.cetem.gov.br/antigo/images/congressos/2007/CAC00300007.pdf>. Acesso em: 24 jan. 2021.

SCHMIDT, U. Enhancing Phytoextraction: The effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation, and leaching of heavy metals. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 1939-1954. 2003. Disponível em: doi:10.2134/jeq2003.1939. Acesso em: 25 jun. 2021.

SHAH, V.; DAVEREY, A. Phytoremediation: A multidisciplinary approach to clean up heavy metal contaminated soil. **Environmental Technology & Innovation**, v. 18, 100774, mai. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100774>. Acesso em: 16 abr. 2021.

SHAHEEN, S. M.; TSADILAS, C. D.; RINKLEBE, J. A review of the distribution coefficients of trace elements in soils: Influence of sorption system, element characteristics, and soil colloidal properties. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 201-202, p. 43–56, dez. 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cis.2013.10.005>. Acesso em: 25 jun. 2020.

SHAHID, M. *et al.* Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. **Journal of Hazardous Materials**, v. 325, p. 36–58. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.11.063>. Acesso em: 15 abr. 2021.

SHAKOOR, M. B. *et al.* Citric acid improves lead (pb) phytoextraction in brassica napus L. by mitigating pb-induced morphological and biochemical damages. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 109, p. 38-47, nov. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.07.033>. Acesso em: 16 fev. 2021.

SHARMA, P.; PANDEY, S. Status of phytoremediation in world scenario. **International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation**, v. 2, n. 4, p. 178-191. 2014. Disponível em: <http://pubs.sciepub.com/ijebb/2/4/5>. Acesso em: 14 fev. 2021.

SHARMA, S. S.; DIETZ, K. J.; MIMURA, T. Vacuolar compartmentalization as indispensable component of heavy metal detoxification in plants. **Plant, Cell Environment**, v. 39, p. 1112–1126, jan. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/pce.12706>. Acesso em 15 mai. 2021.

SHERENE, T. **Mobility and transport of heavy metals in polluted soil environment**. IN BIOLOGICAL FORUM - An International Journal, v. 2, p. 112–121. 2010. Disponível em: <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.672.3178&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em: 26 mai. 2020.

SILVA, J. F. **Prospecção de plantas fitorremediadoras em solos contaminados por metais pesados**. 91 f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Programa Multi-institucional de Pós-Graduação em Biotecnologia. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2012. Disponível em: <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/3075>. Acesso em: 16 mai. 2021.

SILVA, J. S.; SANTOS, S. S.; GOMES, F. G. G. A biotecnologia como estratégias de reversão de áreas contaminadas por resíduos sólidos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET**, Revista do Centro do Ciências Naturais e Exatas - UFSM, Santa Maria, e-ISSN 2236 1170, v. 18, n. 4, p. 1361-1370, dez. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5902/2236117014943>. Acesso em: 23 jan. 2021.

SILVA, M. K. V.; OLIVEIRA, J. G. R. Experimentos de degradação do solo para abordagem nas aulas de geografia da educação básica. **Geographia Opportuno Tempore**, Londrina, v. 6, n. 1, p. 44-61, abr. 2020.

SILVA, T. J.; HANSTED, F.; TONELLO, P. S.; GOVEIA, D. Fitorremediação de Solos Contaminados com Metais: Panorama Atual e Perspectivas de uso de Espécies Florestais. **Revista Virtual de Química**, v. 11, p. 18-34, Itapeva, fev. 2019. Disponível em: doi: 10.21577/1984-6835.20190003. Acesso em: 30 abr. 2021.

SOARES, M. R. **Coeficiente de Distribuição (Kd) de Metais Pesados em Solos do Estado de São Paulo**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil, dez. 2004. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-31052005-170719/publico/marcio.pdf>. Acesso em: 16 dez. 2020.

SOTO, C.; GUTIÉRREZ, S.; REY, A.; GONZÁLEZ, E. Biotransformación de metales pesados presentes en lodos ribereños de los ríos Bogotá y Tunjuelo. **Nova**, v. 8, n. 14, p. 195-205. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.22490/24629448.450>. Acesso em: 21 set. 2020.

SOUZA, A. M.; TAVARES, C. F. F. Chumbo e anemia. **Medicina (Ribeirao Preto Online)**, v. 42, p. 337-340. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/issn.2176-7262.v42i3p337-340>. Acesso em 17 nov. 2020.

SPALVINS, E.; DUBEY, B.; TOWNSEND, T. Impact of electronic waste disposal on lead concentrations in landfill leachate. **Environment Science Technology**, v. 42, p. 7452-7458. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es8009277>. Acesso em: 15 jun. 2020.

SUCHKOVA, N. *et al.* Assessment of phytoremediation potential of native plants during the reclamation of an area affected by sewage sludge. **Ecological Engineering**, v. 69, p. 160-169. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.029>. Acesso em: 14 mai. 2021.

SUSARLA, S.; MEDINA, V. F.; MCCUTCHEON, S. C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 647-658. 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00026-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00026-5). Acesso em: 06 mar. 2021.

SWAIN, G.; ADHIKARI, P.; MOHANTY. Phytoremediation of Copper and Cadmium from Water Using Water Hyacinth, Eichhornia crassipes. **International Journal of Agricultural Science and Technology**, v. 2, p. 1-7. 2014.

TANAUE, A. C. B. *et al.* Lixo Eletrônico: Agravos a Saúde e ao Meio Ambiente. **Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 19, n. 3, p. 130-134, 2015. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/260/26042169006.pdf>. Acesso em: 06 mar. 2020.

TANG, S. R.; WILKE, B. M.; BROOKS, R. R. Heavy-metal uptake by metal tolerant *Elsholtzia haichowensis* and *Commelina communis* from China, **Communications in soil science and plant analysis**, v. 32, n. 5-6, p. 895-905. 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1081/CSS-100103915>. Acesso em: 19 mai. 2021.

TANGAHU, B. V. *et al.* A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2011, ago. 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1155/2011/939161>. Acesso em: 24 abr. 2021.

TAVARES, S. R. L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos**. Joinville: Clube de Autores, cap. 2, p. 61-90. 2013. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/100358/1/Cap-1Livro-CA-Silvio-Tavares.pdf>. Acesso em: 21 fev. 2020.

TAVARES, S. R. L.; OLIVEIRA, S. A.; SALGADO, C. M. **Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados**. 2013, v. 5, p. 80-97. ISSN: 1518-1634. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=481548607008>. Acesso em: 21 mai. 2021.

THAKUR, S. *et al.* Plant-driven removal of heavy metals from soil: uptake, translocation, tolerance mechanism, challenges, and future perspectives. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5211-9>. Acesso em: 20 abr. 2021.

TSYDENOVA, O.; BENGTTSSON, M. Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. **Waste Management**, v. 31, p. 45-58, ISSN 0956-053X, Japan, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.08.014>. Acesso em: 30 mar. 2020.

ULLAH, A.; MUSHTAQ, H.; ALI, H.; FAROOQ, M.; MUNIS, H. Diazotrophs-assisted phytoremediation of heavy metals: a novel approach. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 2505-2514. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3699-5>. Acesso em: 08 mar. 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Landfarming**. IN: HOW TO EVALUATE ALTERNATIVE CLEANUP TECHNOLOGIES FOR UNDERGROUND STORAGE TANK SITES: A GUIDE FOR CORRECTIVE ACTION PLAN REVIEWES. Disponível em: <http://www.epa.gov/oust/cat/landfarm.htm>. Acesso em: 09 jul. 2021.

VASCONCELLOS, M. C.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V. S. Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo. **Estudos de Biologia**, v. 34, n. 83, nov. 2012. ISSN 1980-590X. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.7213/estud.biol.7338>. Acesso em: 21 mai. 2021.

VEGA, O. A. Efectos Colaterales de la obsolescencia tecnológica. **Revista Facultad de Ingeniería**, UPTC, v. 21, n. 32, p. 55-62, jan/jun. 2012. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=413940771005>. Acesso em: 21 jan. 2021.

WANG, X. *et al.* Health risk assessment of lead for children in tinfoil manufacturing and e-waste recycling areas of Zhejiang Province, China. **Science of The Total Environment**, v. 426, p. 106-112, jun. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.002>. Acesso em: 11 jan. 2021.

WANG, Y.; REN, H.; PAN, H.; LIU, J.; ZHANG, L. Enhanced tolerance and remediation to mixed contaminants of PCBs and 2, 4-DCP by transgenic alfalfa plants expressing the 2, 3-dihydroxybiphenyl-1, 2-dioxygenase. **Journal of Hazardous Materials**, v. 286, p. 269-275. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.049>. Acesso em: 05 jun. 2021.

WIERZBA, S. Biosorption of lead(II), zinc(II) and nickel(II) from industrial wastewater by *Stenotrophomonas maltophilia* and *Bacillus subtilis*. **Polish Journal of Chemical Technology**, v. 17, n. 1, p. 79–87. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1515/pjct-2015-0012>. Acesso em: 14 mar. 2021.

WU, G.; KANG, H.; ZHANG, X.; SHAO, H.; CHU, L.; CHENGJIANG, R. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metal from contaminated soil: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. **Journal Hazardous Materials**, v. 174, p. 1-8, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.113>. Acesso em: 26 jan. 2021.

WU, K.; XU, X.; PENG, L.; LIU, J.; GUO, Y.; HUO, X. Association between maternal exposure to perfluorooctanoic acid (PFOA) from electronic waste recycling and neonatal health outcomes. **Environment International**, v. 48, p. 1-8, nov. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.06.018>. Acesso em: 30 abr. 2021.

WU, Z. *et al.* Decomposition and the contribution of glomalin-related soil protein (GRSP) in heavy metal sequestration: Field experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. 283-290, jan. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.010>. Acesso em: 27 mai. 2021.

XIAO, R. *et al.* Comparison of the feasibility of different washing solutions for combined soil washing and phytoremediation for the detoxification of cadmium (cd) and zinc (zn) in contaminated soil. **Chemosphere**, v. 230, p. 510-518. 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.121>. Acesso em: 19 mar. 2021.

XU, X. *et al.* Birth outcomes related to informal e-waste recycling in Guiyu, China. **Reproductive Toxicology**, v. 33, p. 94-98. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2011.12.006>. Acesso em: 24 mar. 2021.

XU, X.; ZENG, X.; BOEZEN, H. M.; HUO, X. E-waste environmental contamination and harm to public health in China. **Frontiers in Medicine**, v. 9, p. 220-228. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11684-015-0391-1>. Acesso em: 12 mar. 2021.

YANG, H. *et al.* Effects of lead and cadmium exposure from electronic waste on child physical growth. **Environmental Science and Pollution Research**; v. 20, p. 4441-4447. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1366-2>. Acesso em: 22 jun. 2021.

YANG, Y. *et al.* Health risk assessment of heavy metals (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) in circumjacent soil of a factory for recycling waste electrical and electronic equipments. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 15, p. 556-563. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10163-013-0120-2>. Acesso em: 06 abr. 2020.

YANG, C. *et al.* Long-term effectiveness of microbe-assisted arsenic phytoremediation by *Pteris vittata* in field trials. **Science of The Total Environment**, v. 740, out. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140137>. Acesso em: 07 abr. 2021.

ZAHIR, F.; RIZWI, S. J.; HAQ, S. K.; KHAN, R. H. Low dose mercury toxicity and human health. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 20, p. 351-360, set. 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2005.03.007>. Acesso em: 27 nov. 2020.

ZEITOUNI, C. F. **Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico**. Dissertação de Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical / Gestão de Recursos Agroambientais. Instituto Agronômico de Campinas – IAC. Campinas, SP, Brasil, 91pp. 2003. Disponível em: <http://www.iac.sp.gov.br/areadoinstituto/posgraduacao/repositorio/storage/pb1860001.pdf>. Acesso em: 24 fev. 2021.

ZLOCH, M. *et al.* Modeling of phytoextraction efficiency of microbially stimulated *Salix dasyclados* L. in the soils with different speciation of heavy metals. **International Journal of Phytoremediation**, v. 19, p. 1150-1164. 2017. Disponível em: DOI:10.1080/15226514.2017.1328396. Acesso em: 09 abr. 2021.

ZUCOLOTO, F. G. **Propriedade intelectual e aspectos regulatórios em biotecnologia**. Rio de Janeiro: Ipea, 2013. Cap. 5. Disponível em: http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/3086/1/Livro_propriedade_intelectual.pdf. Acesso em: 10 jul. 2021.