

CHAIANE BASSEGIO

TOLERÂNCIA E ACÚMULO DE CHUMBO EM ACESSOS DE *Brassica juncea* L.

CASCVEL
PARANÁ – BRASIL
MARÇO – 2020

CHAIANE BASSEGIO

**TOLERÂNCIA E ACÚMULO DE CHUMBO EM ACESSOS DE
Brassica juncea L.**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura, para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Reginaldo Ferreira Santos

CASCVEL
PARANÁ – BRASIL
MARÇO – 2020

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Bassegio, Chaiane
TOLERÂNCIA E ACÚMULO DE CHUMBO EM ACESSOS DE Brassica
juncea L. / Chaiane Bassegio; orientador(a), Reginaldo
Ferreira Santos, 2020.
54 f.

Dissertação (mestrado), Universidade Estadual do Oeste
do Paraná, Campus de Cascavel, Centro de Ciências Exatas e
Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de
Energia na Agricultura, 2020.

1. Mostarda da Índia. 2. Chumbo. 3. Contaminação do
solo. 4. Fitorremediação. I. Ferreira Santos, Reginaldo .
II. Título.

CHAIANE BASSEGIO

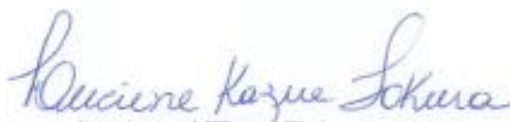
Tolerância e acúmulo de chumbo em acessos de Brassica juncea L.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestra em Engenharia de Energia na Agricultura, área de concentração Agroenergia, linha de pesquisa Biomassa e Culturas Energéticas, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



Orientador(a) - Reginaldo Ferreira Santos

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Luciene Kazue Tokura

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Marcelo Angelo Campagnolo

Faculdade Educacional de Medianeira (UDC Medianeira)

Cascavel, 16 de março de 2020

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida, sabedoria e saúde.

Aos meus pais, Dejaime e Lires, pelo amor, incentivo e compreensão.

Ao meu irmão Douglas, pelas contribuições e por me acompanhar desde o início em todas as etapas deste estudo.

Ao meu orientador, professor Dr. Reginaldo Ferreira Santos pela oportunidade, confiança, orientação e ensinamentos.

Ao seu Dário pelo auxílio na parte experimental.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos de Mestrado.

À assistente de coordenação Vanderléia L. S. Schmidt e a estagiária Katia Mara Pietrobon pelo auxílio durante a realização do mestrado.

Aos meus colegas de Pós-Graduação, pelo convívio, amizade e companheirismo.

Enfim, à todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram na realização deste trabalho, muito obrigada!

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Critérios e valores orientadores de qualidade do solo e águas subterrâneas.	10
Tabela 2. Características químicas e granulométricas do solo (0 – 20 cm) antes da instalação do experimento.....	19
Tabela 3. Resumo da análise de variância para florescimento, altura de plantas, matéria seca de parte aérea e matéria seca de acessos de <i>B. juncea</i> sob níveis de Pb.....	22
Tabela 4. Resumo da análise de variância para concentração de Pb na parte aérea e raízes de acessos de <i>B. juncea</i> sob níveis de Pb.	29
Tabela 5. Resumo da análise de variância para coeficiente de transferência, fator de translocação e índice de tolerância de acessos de <i>B. juncea</i> sob níveis de Pb.....	32

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Florescimento de acessos de <i>B. juncea</i> em solo contaminado com Pb. Médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	22
Figura 2. Altura de acessos de <i>B. juncea</i> em solo contaminado com Pb. Médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	23
Figura 3. Altura de acessos de <i>B. juncea</i> em solo contaminado com Pb.....	24
Figura 4. Matéria seca de parte aérea de acessos de <i>B. juncea</i> em solo contaminado com Pb. Médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	25
Figura 5. Matéria seca de parte aérea de acessos de <i>B. juncea</i> em solo contaminado.....	26
Figura 6. Matéria seca de raiz de acessos de <i>B. juncea</i> em solo contaminado com Pb. Médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	27
Figura 7. Matéria seca de raiz de acessos de <i>B. juncea</i> em solo contaminado com Pb.....	28
Figura 8. Pb na parte aérea de acessos de <i>B. juncea</i> em solo contaminado com Pb.	29
Figura 9. Pb nas raízes de acessos de <i>B. juncea</i> em solo contaminado com Pb.....	30
Figura 10. Coeficiente de transferência (A e B), fator de translocação (C e D) e índice de tolerância (E e F) das acessos de <i>B. juncea</i> em solo contaminado com Pb. Médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	33

BASSEGIO, Chaiane. Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, março de 2020. **Tolerância e acúmulo de chumbo em acessos de *Brassica juncea* L.** Reginaldo Ferreira Santos.

RESUMO

Identificar acessos de *Brassica juncea* L. com capacidade de tolerar e acumular chumbo (Pb) na parte aérea é uma alternativa importante para fitorremediação de solos contaminados. O objetivo deste trabalho foi avaliar a tolerância e o acúmulo de Pb de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb. O experimento foi conduzido em esquema fatorial 3 x 4, com três acessos de *B. juncea* (PI 180266, PI 649105 e PI 432379) e quatro níveis de Pb (0, 90, 180 e 540 mg kg⁻¹), com quatro repetições. Além do crescimento e acúmulo de Pb na parte aérea e raízes, foram calculados o coeficiente de transferência, fator de translocação e o índice de tolerância. O crescimento da planta foi reduzido quando a concentração de Pb no solo aumentou para 540 mg kg⁻¹. As concentrações de Pb na parte aérea e raízes aumentaram à medida que a concentração no solo aumentou, atingindo 80 mg kg⁻¹ na parte aérea e 900 mg kg⁻¹ nas raízes quando as plantas foram cultivadas com níveis de contaminação de 540 mg kg⁻¹. Os acessos de *B. juncea* diferiram entre si no grau de acúmulo de Pb nas raízes e parte aérea. A concentração de Pb na parte aérea no acesso PI 180266 foi 51% maior em comparação aos acessos PI 649105 e PI 432379 quando a concentração de Pb no solo aumentou para 540 mg kg⁻¹. Os resultados indicaram que houve diferença genotípica, sendo que o *B. juncea* (acesso PI 180266) é mais tolerante em solo contaminado por Pb.

"O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

PALAVRAS-CHAVE: Mostarda da Índia; chumbo; contaminação do solo; fitorremediação.

BASSEGIO, Chaiane. State University of Western Paraná - UNIOESTE, March 2020.
Tolerance and accumulation of lead in accessions of *Brassica juncea* L.
Reginaldo Ferreira Santos.

ABSTRACT

Identifying accessions of *Brassica juncea* L. capable of tolerating and accumulating lead (Pb) in the shoots is an important alternative for phytoremediation of contaminated soils. The objective of this work was to evaluate the tolerance and accumulation of *B. juncea* accessions in Pb contaminated soil. The experiment was conducted in a 3 × 4 factorial scheme with three *B. juncea* accessions (PI 180266, PI 649105 and PI 432379) and four levels of Pb (0, 90, 180 and 540 mg kg⁻¹), with four repetitions. In addition to growth and accumulation of Pb in the shoot and roots, the transfer coefficient, translocation factor and tolerance index were calculated. Plant growth was reduced when soil Pb concentration increased to 540 mg kg⁻¹. Pb concentrations in shoots and roots increased as soil concentration increased, reaching 80 mg kg⁻¹ in shoots and 900 mg kg⁻¹ in roots when plants were cultivated with contamination levels of 540 mg kg⁻¹. The accessions of *B. juncea* differed in the degree of Pb accumulation in the roots and shoot. The concentration of Pb in shoots in accession PI 180266 was 51% higher compared to accessions PI 649105 and PI 432379 when soil Pb concentration increased to 540 mg kg⁻¹. The results indicated that there was genotypic difference, and *B. juncea* (Acc PI 180266) is higher. tolerant to soil contaminated with Pb.

"This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001"

KEYWORDS: Indian mustard; lead; soil contamination; phytoremediation.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1 Contaminação do solo	3
2.2 Contaminação do solo por Pb	5
2.3 Efeitos dos metais nas plantas e na saúde humana	7
2.4 Valores orientadores de qualidade do solo.....	9
2.5 Métodos de remediação de solos.....	11
2.6 Fitorremediação	13
2.6.1 Fitoextração.....	15
2.7 <i>Brassica juncea</i> L.	16
3. MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1 Descrição do local de estudo	19
3.2 Solo	19
3.3 Design experimental e tratamentos	20
3.4 Amostragem e análise.....	20
3.5 Análise estatística.....	21
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
4.1 Crescimento da planta	22
4.2 Acúmulo de Pb.....	29
4.3 Índices de contaminação	32
5. CONCLUSÕES.....	35
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	36

1. INTRODUÇÃO

O chumbo é um dos poluentes inorgânicos mais comum nos solos. O metal tem alta persistência no solo e é potencialmente tóxico, mesmo em baixas concentrações (GROVER *et al.*, 2010; SHAHID *et al.*, 2011). No Brasil, a Resolução 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente define 180 mg kg^{-1} Pb como nível máximo para as áreas agrícolas (FREITAS *et al.*, 2013). A contaminação por chumbo depende da origem, uso agrícola ou industrial, deposição atmosférica ou alta concentração de metais da rocha mãe e do clima (BOUQUET *et al.*, 2017). Solos de diferentes áreas e regiões do Brasil apresentam altos níveis de Pb, causando problemas para os ecossistemas e para a saúde pública (KEDE *et al.*, 2008). Nos últimos anos, o aumento das atividades industriais e metalúrgicas agravou o problema da contaminação de Pb no solo (SOUZA *et al.*, 2012).

Diversas tecnologias de remediação estão disponíveis para tratar solos contaminados com metais; no entanto, a maioria das tecnologias de remediação são caras e necessitam de trabalhos intensivos. As tecnologias de remediação podem ser classificadas em três grandes grupos: físico, ou seja, substituição do solo (DOUAY *et al.*, 2008; DELLISANTI; ROSSI; VALDRÈ, 2009); química, ou seja, tecnologias de lavagem do solo (UCAROGLU; TALINLI, 2012; ABDELHAFEZ *et al.*, 2014; PARK; SON, 2017); e biológica, isto é, absorção de metais por plantas, chamada de fitorremediação (FAUZIAH *et al.*, 2017).

A fitorremediação é uma técnica biológica que visa o uso de plantas específicas com o intuito de diminuir ou até mesmo descontaminar áreas poluídas. É um processo promissor e economicamente eficaz, além de ser uma das técnicas mais testadas devido à alta eficiência na remoção dos metais tóxicos (AZEVEDO; CHASIN, 2003). Nas plantas, os níveis tóxicos de chumbo afetam a germinação, o crescimento da parte aérea e raízes, a atividade de enzimas, a fotossíntese e nutrição mineral (GOPAL; RIZVI, 2008). Devido aos efeitos adversos dos altos níveis de Pb nas plantas, estudos investigando os efeitos deste metal em espécies, juntamente com aqueles que visam identificar métodos sustentáveis para sua remoção ou imobilização, receberam atenção crescente nos últimos anos (ZHIVOTOVSKY *et al.*, 2011).

Entre as espécies com potencial para fitorremediação, a família Brassicaceae

se destaca na fitoextração de metais pesados. Dentro da família, a espécie *Brassica juncea* L. é reconhecida como uma planta hiperacumuladora de certos metais pesados (GOSWAMI; DAS, 2015). O critério utilizado para distinguir uma espécie hiperacumuladora varia de 0,01% a 1,00% do metal na matéria seca da folha, dependendo do elemento e para o chumbo é 0,1% do Pb na matéria seca (MEHDAWI; PILON-SMITS, 2012).

Portanto, o sucesso da fitorremediação é determinado pela quantidade de matéria seca produzida pela espécie e pela concentração de metal na parte aérea das plantas (SAIFULLAH *et al.*, 2009). Assim, um dos fatores mais importantes que afetam a extensão da remoção de poluentes é a seleção de espécies. Diferenças entre espécies de plantas no acúmulo de metais são amplamente reconhecidas (SOUZA *et al.*, 2012; RATHORE *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2019). No entanto, a seleção de acessos dentro da mesma espécie é vista como abordagem promissora para aumentar a fitoextração de metais (GURAJALA *et al.*, 2019). A transformação genética das plantas ajudará a superar a limitação através da integração de alguns genes nas plantas. Essas modificações podem melhorar a tolerância, a taxa de absorção e as capacidades de desintoxicação das plantas (JAGETIYA; KUMAR, 2020). Existe o potencial de desenvolver genótipos superiores de *B. juncea* para fitorremediação através de seleção de acessos tolerantes.

Portanto, pode haver variações no crescimento e acúmulo de Pb entre diferentes acessos de *B. juncea*. O objetivo deste trabalho foi avaliar três acessos da espécie em relação à tolerância e acúmulo de Pb em solo contaminado com níveis desse metal.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Contaminação do solo

Na biosfera, o solo é um componente muito específico que envolve diversos materiais, minerais e orgânicos, que resultam das interações dos fatores climáticos, do material parental, da composição química, estrutura mineral e do estado de dispersão, para a sua formação ao longo do tempo. Tem como função a conservação do ciclo da água e dos nutrientes, sustentação da vida, produção de alimentos e a proteção das águas subterrâneas e superficiais (KABATA-PENDIAS, 2010; CETESB, 2015).

Como o solo apresenta uma importância para diversas atividades humanas, como a produção de alimentos, torna-se mais vulnerável aos danos e à exaustão provocada por tal. Pelo solo apresentar capacidades de tampão, absorção e filtração dos contaminantes, os danos muitas vezes não são detectáveis até apresentarem um estágio avançado (EEA, 2000).

A CETESB (2015) define área contaminada como sendo: “a área, local ou terreno onde há comprovadamente poluição ou contaminação causada pela introdução de quaisquer resíduos ou substâncias que nela tenham sido depositadas, acumuladas, enterradas ou infiltradas de forma planejada ou acidentalmente e até mesmo de forma natural”.

O solo pode conter contaminantes naturais ou antropogênicos com uma ampla variedade de composições e concentrações. A poluição causada por compostos inorgânicos e orgânicos é devida tanto às liberações da poluição natural como também das atividades humanas mal administradas (KAVAMURA; ESPOSITO, 2010).

O solo age como um aceitador final de substâncias que são liberadas no meio ambiente de várias atividades humanas. Contaminantes inorgânicos e orgânicos podem se acumular no solo por causa de suas propriedades físico-químicas, representando sérios problemas relacionados à saúde pública e ambiental (SHAYLER *et al.*, 2009). A contaminação do solo não ocorre somente em situações localizadas, mas também regionais, como a perda de produtividade agrícola do solo por meio de processos erosivos (EEA, 2000).

O uso excessivo ou inadequado de compostos químicos sintéticos causa sérios problemas ambientais e aumenta os efeitos adversos na saúde humana

(toxicidade e carcinogenicidade). Várias atividades antropogênicas têm matrizes ambientais afetadas (ar, água, solo, biota) liberando resíduos sólidos, líquidos e gasosos, contendo vários poluentes como metais pesados, hidrocarbonetos e solventes orgânicos (SCIACCA; OLIVERI; CONTI, 2009; MIRI *et al.*, 2016).

A intensificação das atividades antrópicas tem amplificado o risco de poluição dos solos por metais pesados tóxicos. "Metais pesados" em um termo coletivo geral, se aplica ao grupo de metais e metalóides com densidade atômica maior que 4g cm^{-3} (HAWKES, 1997). Já o termo "metais pesados tóxicos" refere-se a qualquer elemento que tem uma densidade relativamente alta e é tóxico ou venenosa mesmo em baixa concentração (LENNTECH, 2004).

Os metais pesados tóxicos afetam as propriedades químicas, físicas e o equilíbrio biológico do solo e apresentam propriedades como elevados níveis de reatividade e bioacumulação. Esses elementos, além de provocarem diversas reações químicas não metabolizáveis, também são cumulativos ao longo da cadeia alimentar (PEREIRA; EBECKEN, 2009; HORTA *et al.*, 2015).

O Cd, Pb, Mercúrio (Hg), Arsênio (As) e Níquel (Ni), são metais pesados tóxicos (NIEBOER; RICHARDSON, 1980), pois não possuem nenhuma função vital dentro dos organismos, permanecem apenas aderidos aos tecidos vegetais da planta sem que ela os utilize. Ou seja, a presença destes é prejudicial em qualquer concentração. Estes metais têm contribuído para casos de intoxicação, estando presentes em alimentos, na água e nas proteínas animais, principalmente nos peixes (GUISARD, 2006).

Porém, alguns metais disponíveis em pequenas quantidades são importantes para os seres vivos, auxiliando em suas funções vitais, cuja absorção em excesso às exigências da planta resulta em efeitos tóxicos (PEREIRA; EBECKEN, 2009).

Entre as atividades que poluem o solo com metais pesados tóxicos, se destacam a atividade industrial, agrícola, a mineração, e o lançamento de efluentes e esgoto doméstico inadequado em corpos hídricos e solo (MONTEIRO, 2008). Em áreas de mineração, a perda da cobertura vegetal acentua a degradação do solo promovendo lixiviação dos contaminantes para o lençol freático e para as águas superficiais através do escoamento superficial, erosão hídrica e eólica (ANDRADE *et al.*, 2009).

Na agricultura, há significativas cargas de poluentes inseridas diariamente como esterco ou lamas das estações de tratamento e produtos fosfatados na forma

de adubos, por aplicação de maneira inadequada. Essa prática pode levar a problemas de poluição dos solos, perda da sua fertilidade e contaminação das águas superficiais e subterrâneas (EEA, 2000; MALEKI; ZARASVAND, 2008).

Uma prática comum na agricultura é o controle químico de plantas daninhas, sendo uma importante tecnologia para viabilizar o cultivo de áreas extensas e reduzir os custos de produção. Porém, a aplicação de herbicidas persistentes no ambiente pode resultar em problemas com cultivos em sucessão, além da possibilidade de contaminação das águas (MANCUSO *et al.*, 2011). Uma alternativa é a utilização de herbicidas não residuais, no entanto, devido à falta de opções no mercado de insumos e pela necessidade de se fazer várias aplicações durante um curto período, isso nem sempre é possível (MADALÃO *et al.*, 2016).

A adição de fertilizantes fosfatados é uma fonte de introdução de Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) nos solos. O Pb é emitido também pelo setor industrial, pelas metalúrgicas na forma de calor, energia elétrica, combustão de combustíveis fósseis e atividade mineira (EFSA, 2010). Embora os níveis de metais pesados na agricultura sejam muito pequenos, o uso repetido de fertilizantes fosfatados e a longa persistência pode acarretar na acumulação perigosamente alta de alguns metais (VERKLEJI, 1993).

2.2 Contaminação do solo por Pb

O Pb em seu estado elementar é um metal prateado, denso, macio e brilhante. Quando colocado na presença de ar, oxida apresentando uma cor azul esverdeada. Possui ponto de fusão de 327,5°C e ponto de ebulição de 1740°C. Possui solubilidade muito baixa, apresenta número atômico 82 e massa atômica 11,34g cm⁻³ (AVILA-CAMPOS, 2014).

A contaminação por Pb está naturalmente presente em todo o solo, ela ocorre geralmente na faixa de 15 a 40 mg kg⁻¹. A poluição pode aumentar o nível de Pb do solo (SHARMA, 2016). Atualmente, esse elemento é classificado como o segundo mais perigoso na lista de prioridade da Agência de Proteção Ambiental americana, atrás somente do Arsênio (As) (ATSDR, 2005).

O elemento encontrado na natureza predominante é o íon de chumbo Pb²⁺, sendo raramente encontrado na sua forma elementar. O íon Pb²⁺ forma facilmente ligas metálicas com outros metais como o zinco, cobre, estanho, entre outros

(RIBEIRO, 2013). Dentre os fatores que influenciam a mobilidade do Pb nos solos podem ser citados a quantidade de matéria orgânica presente, o pH e a textura do solo. Devido o chumbo estar disponível na solução do solo na forma de Pb^{2+} , a adsorção desse metal pode ser influenciada pela troca de cátions nas argilas e a quantidade de matéria orgânica (CCME, 1999).

A forma com que o Pb se encontra complexado no solo constitui um importante fator de gerenciamento da biodisponibilidade do metal. Quanto menor sua solubilidade, menor será a disponibilidade do metal no meio. A baixa adsorção do Pb, a matéria orgânica e as argilas presentes no solo dificultam a migração do metal para regiões mais profundas do solo, porém, a contaminação do lençol freático não tem sido evitada (MAVROPOULOS, 2004).

Os nitratos, cloretos e acetatos de chumbo são solúveis no solo e lixiviam com facilidade. Já os óxidos de Pb apresentam menor solubilidade que os sais. O Pb metálico é insolúvel e sofre processos de oxidação, se transformando em óxidos que serão dissolvidos ou em compostos mais estáveis (CCME, 1999).

Apesar de o Pb apresentar ocorrência natural nos solos pelas emissões vulcânicas, intemperismo geoquímico e névoas aquáticas, o aumento nos seus teores e sua presença no ambiente são resultados da ação antrópica, através de atividades industriais e de mineração: tintas, fabricação de baterias e disposição, gasolina, explosivos e revestimentos, bem como de esgoto municipal e fertilizantes contendo chumbo que contribui para a disseminação deste composto tóxico no ambiente (SEKHAR *et al.*, 2005; SAIFULLAH *et al.*, 2009; RIBEIRO, 2013; GONÇALVES Jr. *et al.*, 2014).

A contaminação do solo por chumbo pode causar uma variedade de perturbações e sua alta fitotoxicidade é um grande problema em áreas cultivadas (KOPITTKKE *et al.*, 2007; ISRAR; SAHI, 2008), resultando em redução ou até a extinção da vegetação, contaminação das águas e toxicidade direta aos organismos vivos (ALVES *et al.*, 2008).

Além das plantas, os corpos hídricos também estão susceptíveis à contaminação por Pb, por despejo direto dos contaminantes, no lançamento de efluentes e por atividades indiretas, proveniente da atmosfera e da lixiviação dos contaminantes dos solos, principalmente o carreamento dos poluentes das áreas agrícolas (ATSDR, 2007; OKOYE *et al.*, 2010).

Em sistemas aquáticos contaminados, a maior parte do metal está ligado ao

sedimento, sendo somente uma pequena fração dissolvida na água. Desse modo, os organismos absorvem o Pb em proporção com o grau de contaminação de seu habitat (PAOLIELLO; CAPITANA, 2003).

Em relação à persistência do Pb no ecossistema, a rede trófica exerce um papel importante. A transferência do contaminante a cada nível trófico levará ao aumento das concentrações até atingir níveis que podem ser danosos e até mesmo letais ao organismo, visto que o metal possui caráter acumulativo (LEMOS; TERRA, 2003).

O Pb está presente em frações de solo, sedimentos e tecidos biológicos e apresenta propriedades de bioacumulação, biomagnificação e persistência no meio ambiente. A persistência deste metal no ambiente garante a prevalência de seus efeitos a longo prazo, mesmo depois de interrompidas as emissões dos poluentes (FRANCO; FRANCO, 2003).

2.3 Efeitos dos metais nas plantas e na saúde humana

As plantas precisam de um conjunto de nutrientes inorgânicos essenciais (N, P, K, Ca, Mg, Fe, Cl, Zn, Mn e Cu), que são exigidos para seu crescimento, desenvolvimento e reprodução (LUGLI, 2011). No entanto, as plantas absorvem todos aqueles elementos que estão disponíveis no solo (BECH *et al.*, 2012; SASMAZ; OBEK, 2012; SOOKSAWAT *et al.*, 2013). Outros elementos inorgânicos não essenciais, como Pb, Cd, e As, também podem ser absorvidos pelas raízes da planta, substituindo um nutriente essencial, o que pode causar sua morte ou enfraquecimento e menor desenvolvimento.

Estes metais são facilmente absorvidos e se acumulam em diferentes órgãos das plantas (WANG *et al.*, 2003). As plantas absorvem os metais devido à disponibilidade do contaminante, coeficiente de movimentação do elemento entre a solução do solo e a superfície da raiz, o transporte pelos vasos condutores e a translocação pelos tecidos da planta (ALLOWAY, 1995).

Eles podem afetar o metabolismo celular, se presente além do limite de tolerância. Mecanismos fisiológicos que são afetados pelos metais pesados incluem balanço hídrico, atividade fotossintética, respiração e conteúdo de ATP, atividade enzimática, estrutura de proteína, divisão celular e morfogênese (FOYER; NOCTOR, 2005; CLEMENS, 2006; SHARMA; DIETZ, 2009; AHMAD *et al.*, 2010; GUERRA *et*

al., 2011; KADUKOVA; KAVULIOCA, 2011).

A absorção do chumbo nas plantas é basicamente regulada pelo pH, solubilidade, tamanho de partícula e capacidade de troca de cátions do solo. Alta concentração de Pb pode causar grande número de sintomas tóxicos, como inibição da germinação, clorose, escurecimento do sistema radicular, atraso no crescimento, inibição da fotossíntese e da respiração, distorção do cloroplasto, inibição das enzimas do ciclo de Calvin, capazes de alterar o estado hormonal, capazes de perturbar a nutrição mineral e balanço hídrico, desestruturar a estrutura da membrana, dificultar a permeabilidade da membrana (HENRY *et al.*, 2000; SOARES *et al.*, 2001; SHARMA; DUBEY, 2005; GOPAL; RIZVI, 2008; AHMAD *et al.*, 2011; ASHRAF *et al.*, 2011).

A toxicidade do Pb também é conhecida por inibir o alongamento da raiz, reduzir a concentração de clorofila e crescimento de plantas devido à destruição de plasmama (HAO *et al.*, 2011). O conteúdo do Pb decresce na seguinte ordem em vários órgãos da planta: raízes > folhas > caule > inflorescência > sementes. Esta ordem também pode ser variada dependendo da espécie (HENRY *et al.*, 2000).

Além de serem tóxicos para as plantas, quando em elevadas concentrações, os metais tóxicos também se tornam tóxicos à saúde humana. De acordo com Abrahams (2002), os principais meios de exposição do homem aos metais tóxicos são a inalação, a absorção pela pele ou a ingestão de alimentos contaminados. Geralmente, as grandes consequências para os seres humanos expostos são a contribuição para doenças cancerígenas, cardiovasculares, distúrbios de comportamento, inteligência reduzida e déficit de atenção (LIU *et al.*, 2013).

Concentrações de chumbo em porções comestíveis de plantas cultivadas em áreas não contaminadas variam de 0,05 a 3 mg g⁻¹, enquanto que nas plantas cultivadas em regiões contaminadas, as concentrações chegam a 2700mg g⁻¹ (KABATA-PENDIAS, 2010). Tecidos aéreos como folhas e grãos de cereais tendem a ter concentrações de Pb em seus tecidos devido à captação de Pb de fontes aéreas. Concentrações elevadas de Pb no grãos tem levado ao estabelecimento de limites estritos, tais 0,2 mg g⁻¹ para cereais (CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION, 2001).

Nos seres humanos, o Pb apresenta elevada toxicidade, já que não possui nenhuma função fisiológica conhecida no organismo. Possui como principais vias de exposição a oral, inalatória e cutânea, e, após absorvido, pode ser armazenado em

tecidos mineralizados (ossos e dentes) e provocar efeitos no sangue, medula óssea, sistema nervoso central e periférico, e rins (UEBEL *et al.*, 2017).

O Pb causa problemas renais, aumento do risco para o doenças cardiovasculares, câncer nos pulmões, nariz, seios, garganta e estômago, pode causar prejuízo ao desenvolvimento de crianças e inibir a formação de óxido nítrico (NO) e alterar o funcionamento de importantes mecanismos fisiológicos, capaz de causar sérios efeitos adversos à ictiofauna, aves, mamíferos e microrganismos (LIU *et al.*, 2013).

Entre esses casos de contaminação por Pb, podem-se citar dois casos relatados no nosso País, em Santo Amaro da Purificação, no Nordeste, e em Adrianópolis, na Região Sul. Em ambos os casos, pessoas vivem em áreas contaminadas, em um passivo ambiental decorrente de atividades industriais e de mineração durante décadas, levando toda a população à exposição por Pb de forma inconsistente (DI GIULIO *et al.*, 2012).

Ao avaliar os efeitos no desempenho escolar de crianças e adolescentes, de acordo com os níveis de contaminação, Pereira e Rodrigues (2013) encontraram os efeitos deletérios da contaminação por Pb, uma vez que as pessoas com elevados níveis de contaminação apresentaram desempenho muito inferior aos demais participantes da pesquisa.

2.4 Valores orientadores de qualidade do solo

Define-se como solo contaminado aquele no qual as concentrações das substâncias encontram-se fora do limite recomendado pela legislação e que indicam riscos ao ecossistema e/ou à saúde das pessoas e animais que vivem nesse local. Portanto, o solo deve estar de acordo com a norma do CONAMA n° 420 de 28 de dezembro de 2009 (CONAMA, 2009).

No Brasil, a Resolução do CONAMA n° 420 de 2009, na esfera da União, é a legislação que dispõe sobre os critérios e valores orientadores de qualidade do solo e águas subterrâneas (Tabela 1) quanto à presença de substâncias químicas. De acordo com esta resolução, os órgãos competentes dos Estados e do Distrito Federal devem determinar os Valores de Referência de Qualidade (VRQ), os Valores de Prevenção (VP) e os Valores de Investigação (VI) a serem seguidos para cada contaminante (CONAMA, 2009).

Valores de Referência de Qualidade (VRQ): É a concentração de determinada

substância no solo ou na água subterrânea, que define o solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea, e é determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos. Deve ser utilizado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e de controle de áreas contaminadas.

Valores de Prevenção (VP): É a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ela seja capaz de sustentar suas funções principais, protegendo os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Deve ser utilizada para disciplinar a introdução de substâncias no solo e, quando ultrapassado, a continuidade da atividade será submetida a nova avaliação, devendo os responsáveis legais pela introdução das cargas poluentes procederem ao monitoramento dos impactos decorrentes.

Valores de Investigação (VI): É a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana considerada um cenário de exposição padronizado. Para o solo, foi calculado utilizando-se procedimento de avaliação de risco à saúde humana para cenários de exposição Agrícola – Área de Proteção Máxima – APM_{ax}, Residencial e Industrial. A área será classificada como Área Contaminada sob Investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Investigação, indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco.

Tabela 1. Critérios e valores orientadores de qualidade do solo e águas subterrâneas.

Substância	Valor de Referência de Qualidade VRQ	Valor de Prevenção VP	Solo (mg/kg) de peso seco			Água subterrânea (µg/L)
			Valor de Investigação VI			Valor de Investigação VI
			Agrícola	Residencial	Industrial	
Chumbo	E	72	180	300	900	10

Fonte: Conama nº 420/2009

Devido ao amplo uso do solo por indústrias que utilizam ou utilizaram substâncias que possuem chumbo em sua composição, particularmente nas áreas metropolitanas e áreas amplamente urbanizadas, o monitoramento da contaminação de solo é um dos pré-requisitos essenciais para a viabilização de empreendimentos

e, principalmente, para a redução de risco aos trabalhadores e moradores, no que tange à mudança de uso do solo. Dados da CETESB (2017) apontam para a existência de 5.942 áreas contaminadas cadastradas no território do Estado de São Paulo.

Para reduzir os níveis de contaminação do solo, tecnologias químicas físicas e biológicas podem ser usadas em conjunto para reduzir a um nível seguro a contaminação. Porém, para obter sucesso no tratamento, deve ser realizado com base nas propriedades do contaminante no meio contaminado e no desempenho do sistema (MEHNDIRATTA *et al.*, 2013).

2.5 Métodos de remediação de solos

As técnicas de remediação baseiam-se em processos físicos, químicos e biológicos direcionadas para reduzir os níveis de contaminação a níveis aceitáveis para a saúde humana, seja impedindo, estabilizando ou removendo a disseminação dos contaminantes no ambiente. Para obter resultados satisfatórios, a seleção adequada e o projeto de remediação devem ser realizados com base nos contaminantes presentes na área (TAVARES, 2009; MEHNDIRATTA *et al.*, 2013).

Para aplicação de uma correta técnica de remediação do ambiente, alguns fatores devem ser levados em consideração, como as características do solo a remediar, distribuição das partículas de solo, o pH, umidade, potencial de oxidação-redução do solo, permeabilidade, densidade, carbono orgânico total, tipos e concentrações dos contaminantes e o histórico da área contaminada (FRTR, 2013).

Os processos de remediação podem ser divididos em dois grupos: *in situ*, que atua no local da contaminação; *ex situ*, na qual o material contaminado é transportado para outro lugar para posterior tratamento (SPARKS, 2003).

Os métodos *in situ* (biológico) são os mais recomendados além de terem um custo menor do que os *ex situ* (físico e químico), porém a sua eficiência depende da concentração de metais pesados presentes, as características do local, e o uso final do ambiente contaminando (TAVARES, 2009; FRTR, 2013).

Em relação aos métodos físicos e químicos, diferentes técnicas têm sido usadas para restaurar ambientes contaminados por metais pesados, como escavação e aterro, lavagem do solo, incineração do solo, estabilização e solidificação, sistemas eletrocinéticos, vitrificação, bombeamento, lavagem e

barreiras reativas permeáveis (CHIRAKKARA *et al.*, 2016). Também são usadas tecnologias, como troca iônica (TRIVUNAC; STEVANOVIĆ, 2006), membrana tecnologias (FU; WANG, 2011), osmose reversa (KURNIAWAN *et al.*, 2006), tratamento eletroquímico (SCHIEWER; VOLESKY, 1997) e biossorção (DIXIT; DHOTE, 2010). Essas tecnologias são caras e exigem alta quantidade de energia (RASKIN *et al.*, 1997).

Os métodos biológicos apresentam vantagem sobre os métodos físico-químicos, devido possuírem limitações, porque são caros, requerem processamento excessivo e causam mudanças nas propriedades do solo, perturbando a microflora nativa (HAZRAT *et al.*, 2013).

Algumas das técnicas biológicas *in-situ* incluem a biorremediação (incluída nesta técnica temos a bioventilação) e fitorremediação. A biorremediação é definida como o processo pelo qual os poluentes são biologicamente removidos ou degradados sob condições para um estado inócuo, ou para níveis abaixo dos limites de concentração estabelecidos pelas autoridades reguladoras. Esta atividade pode ser realizada por vários microorganismos, como bactérias e fungos, que são capazes de degradar enzimaticamente poluentes e também por algumas plantas terrestres e aquáticas capazes de remover poluentes do solo ou da água por absorção através das raízes e acumulação nas folhas (KUMAR *et al.*, 2011).

A biorremediação realizada através dos microrganismos é um processo no qual eles metabolizam e degradam os contaminantes orgânicos, convertendo-os em produtos inofensivos. Apesar desta técnica não ser efetiva para compostos inorgânicos, ela age em processos de adsorção, precipitação, acumulação, absorção e imobilização dos contaminantes. Embora ainda em fase experimental, mostra uma considerável estabilização e remoção de compostos inorgânicos do solo (ANTIZAR-LADISLAO, 2010; CHENG *et al.*, 2012).

Na técnica de bioventilação há presença de microrganismo, porém com fornecimento de oxigênio, através no movimento de ar forçado ou a injeção de ar para estimular a biodegradação. Esse processo tem sido utilizado para remediar solos contaminados com hidrocarbonetos, solventes e outros compostos orgânicos (FRTR, 2013).

Já a fitorremediação tem como princípio a remoção ou transformação de contaminantes em formas menos tóxicas com base em fisiologia vegetal, bioquímica do solo e química dos contaminantes. É uma técnica que fornece proteção ambiental

e descontaminação causada por poluentes inorgânicos ou orgânicos (ARSLAN *et al.* 2017). É proposta como uma tecnologia relativamente recente, com custos sustentáveis (HAZRAT *et al.*, 2013).

A fitorremediação é uma técnica aplicável a diversos tratamentos de recuperação, pois não interfere no ecossistema e requer pouca mão de obra. Os avanços neste setor foram significativos nos últimos anos graças ao uso da biotecnologia moderna, como fitoextração e fitodegradação (RAJAKARUNA *et al.*, 2006; SOUZA *et al.*, 2014).

2.6 Fitorremediação

Embora os primeiros estudos já tenham sido realizados na década de 50 no século XX, o termo "fitorremediação" foi cunhada em 1991 e descreve uma tecnologia que usa plantas para remover ou diminuir contaminantes do solo e da água por processos inofensivos (PULFORD; WATSON, 2003; KUMAR *et al.*, 2011; SHARMA; PANDEY, 2014). Para tal, é necessário o uso de plantas com determinadas características como capacidade de absorção, taxa de crescimento acelerada, sistema radicular profundo e que tenham grande resistência ao poluente (COUTINHO; BARBOSA, 2007; GABOS *et al.*, 2011).

A utilização de plantas no monitoramento de áreas contaminadas, além de fornecer informações sobre os níveis de contaminação, também indicam a biodisponibilidade dos poluentes. Essa técnica oferece inúmeras vantagens como o tratamento de grandes áreas, baixo custo, capacidade de atender alta demanda e tratamento do solo e subsolo contaminados, com potencial de desenvolvimento no futuro, além de ser um processo sustentável e ecológico. Entretanto, não é um processo a curto prazo, o tempo para ter resultados satisfatórios pode ser longo (CHEKOL, 2004; PILON-SMITS, 2005).

Essa técnica tem uso difundido nos Estados Unidos e na Europa, onde já foram identificadas várias espécies de comprovada eficiência na remediação de metais pesados. Porém, no Brasil, essa técnica ainda é incipiente (SANTOS *et al.*, 2004).

A fitorremediação pode ser dividida em cinco processos: a fitoextração (hiperacumulação), a fitoestabilização, a rizofiltração, a fitotransformação e a fitovolatilização. A fitoextração ocorre por meio da absorção do contaminante pelas

raízes da planta e posterior translocação e deposição nos tecidos da parte aérea, para remoção da área contaminada. Para esse processo, são utilizadas plantas hiperacumuladoras. Já o processo de fitoestabilização atua apenas na imobilização e estabilização do contaminante, reduzindo sua mobilidade dentro do sistema, impedindo a dispersão e alterando a sua biodisponibilidade para outros organismos (GONÇALVES Jr. *et al.*, 2014).

A rizofiltração se baseia no uso de plantas utilizando basicamente seu sistema radicular com o objetivo de filtrar, absorver ou reduzir os níveis dos contaminantes (RAI, 2009).

Na fitotransformação, são utilizadas plantas capazes de degradar poluentes orgânicos através de processos de bioconversão, transformando-os em moléculas simples, de baixa toxicidade. No processo de fitovolatilização, a planta faz a remoção dos poluentes por meio da biodegradação na rizosfera, esse composto é translocado pelos vasos condutores, que, então, são liberados pela superfície das folhas nos processos de respiração (GONÇALVES Jr. *et al.*, 2014).

No entanto, solos contaminados principalmente onde ocorrem misturas de poluentes, apresentam algumas limitações à fitorremediação, por serem na maioria das vezes tóxicos às plantas e por dificultar a seleção das mesmas quanto à sua resistência (COUTINHO; BARBOSA, 2007).

Para fazer a escolha das espécies fitorremediadoras deve-se levar em consideração a capacidade de sobrevivência da planta em ambientes contaminados. Dentre as espécies, podem ser encontradas plantas tolerantes, sensíveis acumuladoras e hiperacumuladoras de metais (LASAT, 2002).

As plantas são diferentes em sua capacidade de acumular metais pesados (NOURI *et al.*, 2009; KACALKOVA *et al.*, 2015), para esta preocupação, a seleção de espécies vegetais para fitoextração de metais pesados depende principalmente da capacidade tolerante e da biomassa das plantas (REZANIA *et al.*, 2016). O solo também é um determinante fundamental para a eficiência da fitorremediação, pois cada espécie apresenta um índice de absorção e translocação diferente que pode ser influenciado pelas condições do solo (ALLOWAY, 2013).

Plantas fitorremediadoras desenvolvem capacidade de tolerar altos níveis de metais potencialmente tóxicos (KABATAPENDIAS, 2001). Em outras espécies de plantas, os metais tóxicos alteram diretamente o crescimento, a distribuição, assim como o metabolismo de plantas de forma geral (BARBOSA Jr., 2009). Muitas

espécies vegetais já foram confirmadas como hiperacumuladora como a *Thlaspi caerulescens*, *Arabis paniculata* e a *B. juncea*; no entanto, a maioria dos estudos são desenvolvidos em regiões de clima temperado. Em uma definição bem conhecida e usada como parâmetro para definição de plantas hiperacumuladoras, Baker e Brooks (1989) considera que são as plantas que acumulam em sua biomassa (em peso de tecido seco) a partir de 10.000 mg kg⁻¹ de Mn ou Zn; 1.000 mg kg⁻¹ de Co, Cu, Cr, Ni ou Pb e 100 mg kg⁻¹ de Cd (MANLIO, 2006).

Exemplos de recuperação do solo foram relatados em Chernobyl na Ucrânia (VINICHUK *et al.*, 2013), onde girassóis foram utilizados para a recuperação de solo contaminado de material radioativo (137 cézio) e o mesmo foi feito em Fukushima, Japão, após o acidente na usina nuclear (SUGIURA *et al.*, 2016); na Espanha, espécies de plantas nativas têm sido utilizados para processos de fitorremediação aplicados a resíduos de mineração (FERNANDEZ *et al.*, 2017).

Além de ser uma tecnologia esteticamente agradável, a fitorremediação também contribui para a fixação atmosférica de CO₂, aumenta a biodiversidade, reduz a erosão, e a produção de energia através da incineração de biomassa (THIJS *et al.*, 2017). Pesquisas envolvendo a fitorremediação têm se expandido nos últimos anos, sendo considerada uma alternativa crescente na recuperação de áreas contaminadas (PAQUIN; CAMPBELL, 2004; XIAO *et al.*, 2008; KAVAMURA; ESPOSITO, 2010). Além de ser uma exigência legal e um compromisso social criando oportunidades de pesquisas e negócios.

É importante apontar que as técnicas de fitorremediação, assim como outras técnicas de remediação, possuem limites para sua aplicação e eficiência. Em muitos casos, a fitorremediação requer longos anos para remediar totalmente a área contaminada, além de depender das condições climáticas sazonais. Por outro lado, a fitorremediação é aplicada *in situ* e tem baixo custo, por não haver necessidade de uso de equipamentos caros (KOPTSIK, 2014).

2.6.1 Fitoextração

A fitoextração é um dos tipos de fitorremediação em que o solo contaminado é tratado por meio de cultivos com alta biomassa e plantas hiperacumuladoras (KAVAMURA; ESPOSITO, 2010; ALÌ *et al.*, 2013; VAN OOSTEN; MAGGIO, 2015). Contaminantes são absorvidos pelas raízes, transportados e acumulados nas

brotações e folhas. As plantas envolvidas neste processo devem idealmente ter a capacidade de acumular contaminantes e produzir uma alta biomassa. A remoção de contaminantes acontece com a colheita das plantas, e o processo continuará com a incineração e aterro (MAHAR *et al.*, 2016; SREELAL; JAYANTHI, 2017).

A fitoextração é uma tecnologia ecologicamente correta e tem vantagens importantes. Como não altera a paisagem e preserva a conservação do ecossistema, é a principal técnica de fitorremediação para a remoção de metais pesados do solo, sedimentos e água e também é considerada a técnica mais promissora comercialmente porque é barata (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 2003; GOU; MIAO, 2010; FIORENTINO *et al.*, 2013; SHIRI *et al.*, 2015). No entanto, embora apresente algumas vantagens, existem alguns fatores que limitam a fitoextração de metais (SHARMA; PANDEY, 2014) como menor biodisponibilidade de metal na rizosfera e uma menor taxa de absorção do metal a partir das raízes.

A Fitoextração de Pb em solo é um desafio devido à sua baixa mobilidade e baixa biodisponibilidade. A mostarda é uma boa acumuladora de Pb, devido à sua alta produção de biomassa verde em um período curto. Ela impede o efeito tóxico do Pb por vários mecanismos celulares, como adsorção à parede celular, compartimentação em vacúolos, escape através do aumento do fluxo ativo, ou formação de quelatos de metal como um complexo proteico (metalotioneínas e fitoquelatinas), orgânicos (citratos) e inorgânicos complexos (sulfetos) (MUTHUKUMAR *et al.*, 2007).

Pesquisas recentes sobre fitoextração são focadas na identificação de plantas hiperacumuladoras de metal (ANWAR *et al.*, 2016). Os conhecidos hiperacumuladores de metais são espécies de *Thalspi*, *Brassica* e *Alyssum* (SARMA, 2011). Muitos estudos têm sido feitos para determinar o potencial de fitoextração de metais pesados de plantas, investigando o fator de bioconcentração e fator de translocação (YANG *et al.*, 2016; ZHOU *et al.*, 2016; HOSMAN *et al.*, 2017, LEE *et al.*, 2017; TAWATCHAI *et al.*, 2018).

2.7 *Brassica juncea* L.

A *Brassica juncea* L. foi uma das primeiras culturas domesticadas pelo homem e pode estar entre as plantas mais antigas cultivadas (SOVERO, 1993). É uma espécie derivada a partir de cruzamentos interespecíficos entre *Brassica nigra*

L. e *Brassica rapa* L., originada no Oriente Médio (KIMBER; MCGREGOR, 1995).

São plantas adaptadas às condições secas e completa seu ciclo de vida dentro de 3-4 meses (KIMBER; MCGREGOR, 1995). As sementes de brássicas representam a terceira maior fonte de óleo, após o óleo de palma e de soja (ZHANG; ZHOU, 2006). Devido à sua alta adaptação a seca e alta temperatura, é uma oleaginosa mais produtiva do que a canola (*Brassica napus* L.) em regiões quentes da Rússia, Índia, China e Canadá (ORAM *et al.*, 2005).

Um dos fatores mais importantes que afeta a extensão da remoção de poluentes é a seleção de espécies fitorremediadoras. A taxa de remoção de metal depende da biomassa colhida e concentração de metal na biomassa colhida (SZCZYGLOWSKA *et al.*, 2011). A família Brassicaceae representa um potencial e promissor grupo de plantas a ser utilizado para fitorremediação. As plantas da família Brassicaceae e Fabaceae foram as primeiras plantas reconhecidas como hiperacumuladoras em clima temperado. Espécies hiperacumuladoras são encontradas também nas famílias Asteraceae, Lamiaceae ou Scrophulariaceae (GARBUSU; ALKORTA, 2001).

De todas as plantas identificadas para remediação de metais, as brássicas se destacam por suas habilidades inerentes de tolerância e remediação de metais, e são as mais usadas em locais contaminados (PALMER *et al.*, 2001). A *B. juncea* é vista como uma eficiente fitorremediadora, e considerada uma planta hiperacumuladora viável para a fitoextração de metais pesados tóxicos, como cádmio, cromo, cério, chumbo, níquel, zinco (KUMAR *et al.*, 1995; BLAYLOCK *et al.*, 1997; ZHU *et al.*, 1999; ROYCHOWDHURY *et al.*, 2017).

Para uma planta ser considerada hiperacumuladora deve apresentar algumas características como alta taxa de acumulação mesmo em baixas concentrações do contaminante, alta taxa de crescimento e produção de biomassa, resistência a pragas e doenças, tolerância ao contaminante e capacidade de acumular diversos contaminantes (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000).

Singh e Sinha (2005), em estudo com a *B. juncea* em um solo com proporções de lodo de curtume (Cr, Fe, Mn e Zn) e épocas distintas de avaliação, observaram teores máximos de bioacumulação com 90 dias de cultivo e 100% de lodo de curtume. Salt *et al.* (1995) relatam que a *B. juncea* pode acumular Pb por meio de quelantes nas raízes, e o acúmulo de Cd se relaciona à taxa de absorção e transpiração pelas raízes. Kumar *et al.* (1995) mostraram que, embora a maioria das

brássicas testadas foram capazes de acumular Pb, algumas cultivares de *B. juncea* L. mostraram alta capacidade de acúmulo de Pb nas raízes e transportar o metal para os ramos. Seu estudo também revelou que *B. juncea* L. foi capaz de acumular outros metais, como Cr, Cd, Ni, Zn e Cu, nos brotos. Por esta razão, *B. juncea* é frequentemente utilizada em ensaios de campo em solos contaminados.

A espécie possui mecanismos de defesa contra o estresse de metais pesados, como a capacidade de evitar a toxicidade do metal através de ligação de metal à parede celular, ou reduzindo o transporte através da membrana celular e por efluxo ativo (HALL, 2002). Estes metais pesados são armazenados no apoplasto e vacúolos, mantendo-os fora do sistema ativo (BOOMINATHAN; DORAN, 2003; MA *et al.*, 2005). Estas plantas toleram a presença de metais pesados por quelatão dos íons metálicos e compartimentalização no vacúolo. Elas também podem armazenar o elemento na epiderme. As células de plantas de mostarda são equipadas com mecanismos enzimáticos para eliminar ou reduzir o dano oxidativo causado pela absorção de metais pesados. Estas enzimas protetoras são chamadas de superóxido dismutases (SOD), carnitina-acilcarnitina, translocase (CAT), ascorbato peroxidase (APX), glutathione peroxidase (GPX) e glutathione reductase (GR) (MANI *et al.*, 2013).

A *B. juncea* pode ser cultivada sob os locais poluídos de metais pesados tóxicos oferecendo um grande potencial na recuperação desses solos através fitoextração. Pode absorver maiores quantidades de metais, sequestrar esses contaminantes nos tecidos e pode até mesmo biodegradá-los em formas menos tóxicas. A alta produção de biomassa e seus subprodutos, como óleo, aumentam sua candidatura como uma planta de fitorremediação (RATHORE *et al.*, 2017).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição do local de estudo

O experimento foi realizado em vaso em casa de vegetação, na Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, Brasil (24°59'21.2"S 53°26'59.6"W e 781m acima do nível do mar) no período de abril a julho de 2019.

3.2 Solo

O solo utilizado no experimento foi retirado na camada de 0 – 20cm em Santa Helena – Paraná. O solo foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico (SANTOS *et al.*, 2018). A área encontra-se em sistema de plantio direto há mais de 20 anos com milho no inverno e soja no verão. As propriedades químicas e granulometria do solo (EMBRAPA, 2009) estão listadas na Tabela 2. O solo da área experimental continha 28 mg kg⁻¹ de Pb (Tabela 2).

Tabela 2. Características químicas e granulométricas do solo (0 – 20cm) antes da instalação do experimento.

Características do solo	Valor
pH	5,8
Areia (g kg ⁻¹)	150
Silte (g kg ⁻¹)	150
Argila (g kg ⁻¹)	700
MO (g kg ⁻¹)	30,0
P (Mehlich-1) (mg kg ⁻¹)	25,3
H + Al (cmol _c kg ⁻¹)	3,93
K (cmol _c kg ⁻¹)	0,45
Ca (cmol _c kg ⁻¹)	3,04
Mg (cmol _c kg ⁻¹)	2,22
CTC (cmol _c kg ⁻¹)	9,65
V (%)	59,2
Pb (mg kg ⁻¹)	28,0

MO: matéria orgânica. CTC: Capacidade de troca de cátions.

3.3 Design experimental e tratamentos

O delineamento experimental foi blocos casualizados, em esquema fatorial 3 x 4, com quatro repetições. Os tratamentos consistiram em três acessos de *B. juncea* (PI 180266, PI 649105 e PI 432379) e quatro níveis de Pb (0, 90, 180, 540 mg kg⁻¹). Os níveis de contaminação de Pb adicionado nos solos foram determinados com base nos valores de investigação (VI) específicos para áreas agrícolas da Resolução 420 do Conselho Nacional de Meio Ambiente, (nível 1 - valor preexistente no solo; nível 2 - metade do VI; nível 3 – VI e nível 4 - três vezes o VI).

As contaminações dos solos foram realizadas com a aplicação 250mL de soluções metálicas preparadas com os sais de Pb [nitrato de chumbo, Pb(NO₃)²] nos níveis indicados e incubados por 30 dias. Não foi realizada adubação. Após a emergência foi realizado o desbaste, mantendo-se duas plantas por vaso. Cada vaso de 7dm³ (27,5cm de largura x 24cm de altura) foi considerado uma unidade experimental. Os vasos foram irrigados diariamente.

3.4 Amostragem e análise

As plantas foram mantidas em solo por 100 dias após a emergência (DAE). O florescimento (dias) foi registrado para cada vaso no início da floração. A altura de planta foi determinada, tomando-se a medida da superfície do solo até a extremidade superior da parte mais alta da planta, utilizando-se régua graduada.

As plantas foram separadas em parte aérea e raiz e secas a 65°C por 48h. A matéria seca da parte aérea e das raízes foi pesada com balança analítica (precisão de 0,0001g) e moídas em moinho. Em seguida, foi realizada a digestão nitro-perclórica (AOAC 2012; HNO₃ + HClO₄, 2:1 v/v). As concentrações de Pb foram determinadas por espectrometria de absorção atômica modalidade chama determinadas utilizando (FAAS) GBC 932 AA (Victoria, Austrália) com uma lâmpada de deutério para correção de fundo (WELZ; SPERLING, 1999).

Foram calculados o coeficiente de transferência (CT), fator de translocação (FT) e o índice de tolerância (IT), como segue:

$$CT = (\text{Concentração de Pb na planta}) / (\text{Concentração de Pb no solo})$$

(ANTONIADIS *et al.*, 2017).

$$IT = (\text{matéria aérea seca em solo contaminado}) / (\text{matéria aérea seca no solo sem contaminação})$$

(LEVIZOU *et al.*, 2016).

$FT = (\text{concentração de Pb na parte aérea}) / (\text{concentração de Pb nas raízes})$
(LEVIZOU *et al.*, 2016).

3.5 Análise estatística

Os resultados foram submetidos ao teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov, em que constatou-se que todos apresentaram distribuição normal. Em seguida, os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias dos níveis de chumbo ajustadas em regressão a 5% de significância, enquanto os acessos foram comparados por teste de Tukey a 5% de significância, por meio do programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Crescimento da planta

O florescimento, altura de plantas, matéria seca de parte aérea e a matéria seca de raízes não foram influenciados pela interação dos fatores acessos de *B. juncea* e níveis de chumbo ($p > 0,05$). Desta forma, os fatores foram apresentados e discutidos de forma isolada (Tabela 3).

Tabela 3. Resumo da análise de variância para florescimento, altura de plantas, matéria seca de parte aérea e matéria seca de acessos de *B. juncea* sob níveis de Pb.

Fontes de variação	Florescimento (dias)	Altura de plantas (cm)	Matéria seca de parte aérea (g)	Matéria seca de raízes (g)
Acesso	<0,000	<0,000	0,0104	<0,000
Chumbo	0,5826	<0,000	0,0434	0,0068
Acesso*chumbo	0,0743	0,1295	0,6901	0,2708
CV (%)	7,65	11,86	16,6	23,04

Varição significativa ($p < 0,05$) foi observada para a data de florescimento dos acessos. O acesso PI 432379 floresceu aos 60 dias, enquanto os acessos PI 180266 e PI 649105 floresceram aos 87 e 90 dias, respectivamente (Figura 1).

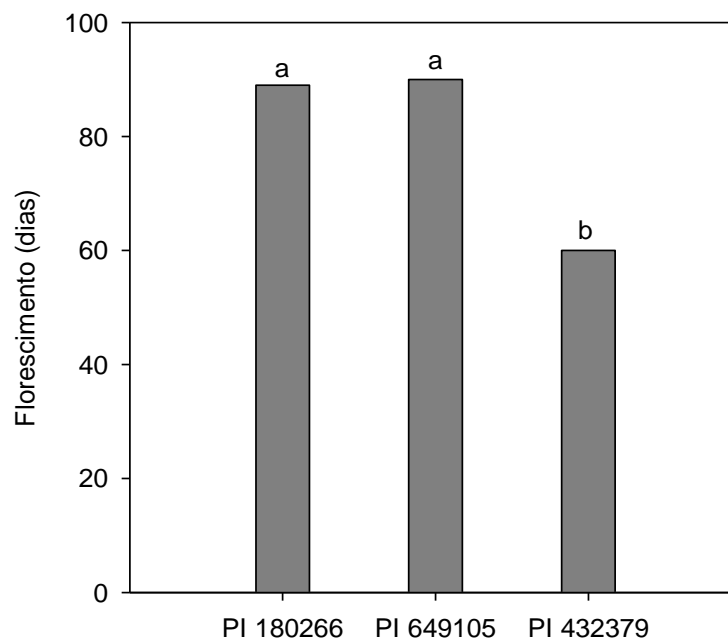


Figura 1. Florescimento de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb. Médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A data de florescimento dos acessos PI 180266 e PI 649105 foi superior ao intervalo (39 a 66 dias) observado por Bassegio e Zanotto (2020) para acessos de *B. juncea*. Média de 50 dias para florescimento foi observada por Enjalbert *et al.* (2013) em um estudo de 94 acessos no Colorado, EUA. O conhecimento da época de florescimento é importante para combinar data de semeadura em regiões com menor disponibilidade hídrica (SI; WALTON, 2004).

A contaminação do solo com Pb não afetou o florescimento dos acessos de *B. juncea* (Tabela 3). Os genótipos que não são afetados pela contaminação com metais pesados durante a floração. Mesmo em níveis muito baixos, têm vantagem seletiva sobre outros genótipos (RYSER; SAUDER 2006). No entanto, foi demonstrado que o Pb pode acelerar um pouco a floração de *Salvia splendens*, independentemente da concentração de metal (NOWAK, 2007). Outros estudos mostraram que as espécies podem atrasar a floração em solos contaminados por metais (KORBOULEWSKY *et al.*, 2002; BRUN *et al.*, 2003).

Foi observado maior altura de plantas para o acesso PI 180266 (170cm). Intervalo de 59 a 155cm para altura de acessos de *B. juncea* foi verificado por Bassegio e Zanotto (2020) e 158 a 179cm por Chauhan *et al.* (2007). A arquitetura dos acessos está de acordo com a literatura e o cultivo em outros ambientes, o que é importante para o crescimento da planta e fitoextração de metal.

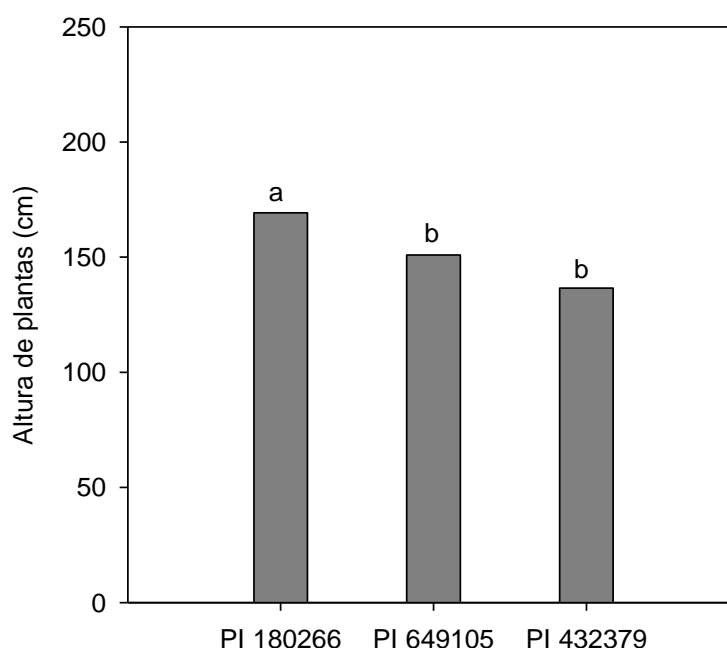


Figura 2. Altura de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb. Médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A altura de planta dos acessos de *B. juncea* foi reduzida linearmente em média 28% quando a concentração de Pb aumentou para 540 mg kg⁻¹ em relação ao controle (Figura 3). A altura de planta do acesso do PI 180266 foi reduzida para 140cm quando a concentração de Pb aumentou para 540 mg kg⁻¹. Sob estresse de toxicidade por chumbo, as plantas apresentam sintomas de inibição de crescimento, com manchas cloróticas e lesões necróticas na superfície foliar (ISLAM *et al.*, 2007). Além disso, a inibição da fotossíntese reduzida é um sintoma bem conhecido da toxicidade por chumbo e afeta o crescimento das plantas (PIOTROWSKA *et al.*, 2009; SING *et al.*, 2010; CENKCI *et al.*, 2010). Parâmetros de crescimento das plantas são usados como bioindicadores da toxicidade do metal, e reduções consideráveis no crescimento das plantas definem os limites para a seleção de plantas tolerantes (LEVIZOU *et al.*, 2016).

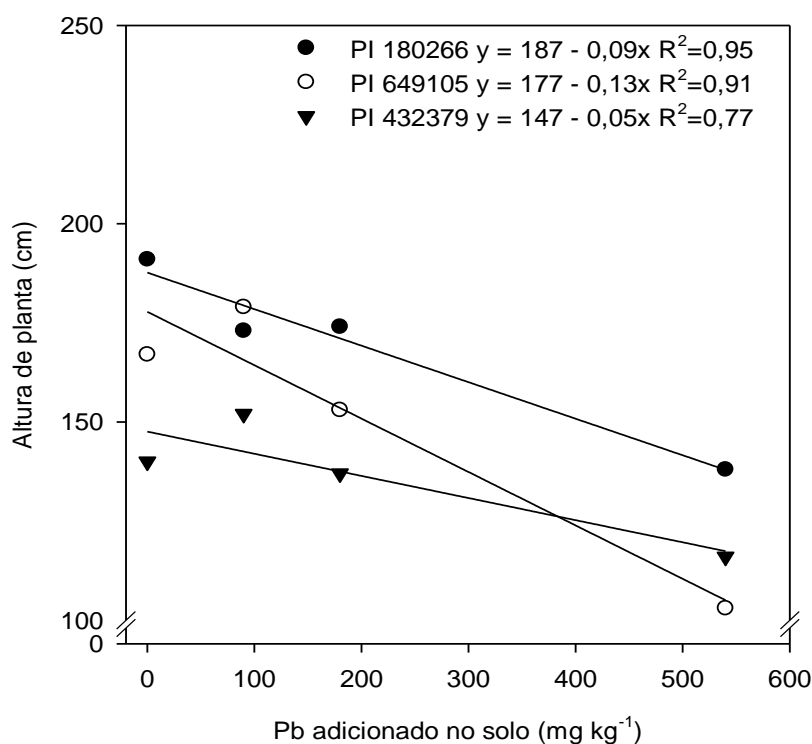


Figura 3. Altura de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb.

Variação significativa ($p < 0,05$) foi observada para matéria seca de parte aérea dos acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb. O acesso PI 432379, que foi o primeiro acesso a florescer (60 dias), acumulou menor quantidade de matéria seca de parte aérea em relação aos acessos PI 180266 e PI 649105 (Figura 4). O acúmulo de matéria seca é importante, uma vez que a correlação positiva entre matéria seca e acúmulo de Pb é comum. Isso indica que a matéria seca é o fator dominante na determinação da capacidade de acumulação de Pb (GURAJALA *et al.*, 2019; TANG *et al.*, 2019).

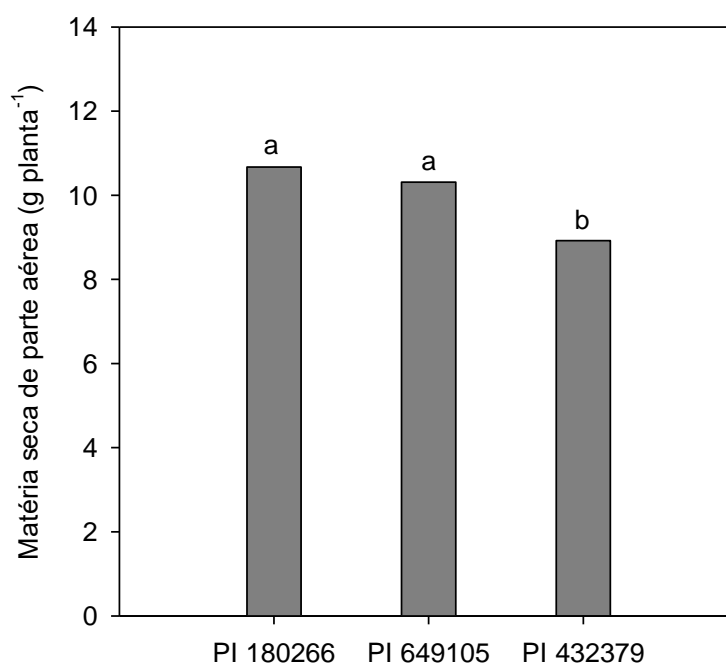


Figura 4. Matéria seca de parte aérea de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb. Médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A matéria seca de parte aérea dos acessos de *B. juncea* foi reduzida 16% em média quando a concentração de Pb aumentou para 540 mg kg⁻¹ em relação ao controle (Figura 5). Mesmo em baixas concentrações, o Pb pode inibir o crescimento da parte aérea (ISLAM *et al.*, 2007; KOPITTKKE *et al.*, 2007), conforme observado no presente estudo (Figura 5).

O crescimento reduzido pode ser devido à deficiência de água causada pelo chumbo. O chumbo reduz a transpiração, o que pode resultar na diminuição do crescimento das folhas (WERYSZKO-CHMIELEWSKA; CHWIL, 2005). Além disso, resultados de vários estudos mostram que a absorção de nutrientes pelas plantas é significativamente afetada (antagonismo) pela presença de chumbo (CHATTERJEE *et al.*, 2004; SHARMA; DUBEY, 2005; GOPAL; RIZVI, 2008). O conteúdo reduzido de cálcio em plantas expostas ao chumbo pode resultar da inibição da absorção de Ca (WOJAS, 2007) e/ou substituição dos íons Ca por íons Pb, devido à maior afinidade dos locais de ligação ao Ca nas estruturas biológicas (WHITE; BROADLEY, 2003).

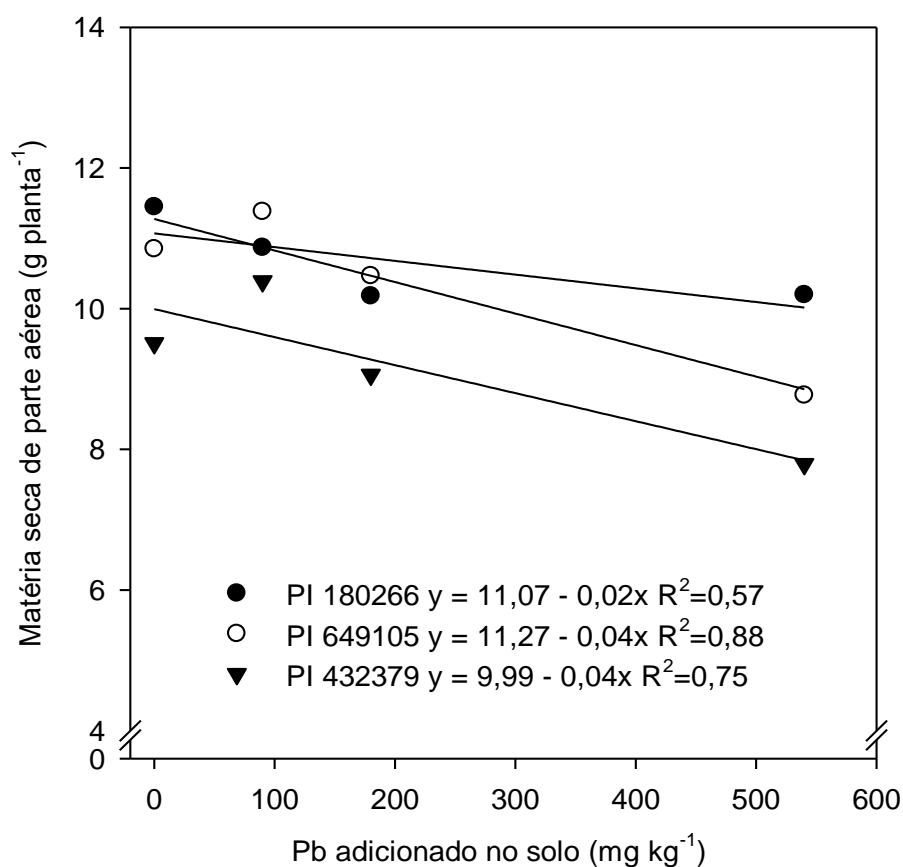


Figura 5. Matéria seca de parte aérea de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb.

Variação significativa ($p < 0,05$) foi observada para matéria seca de raiz de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb. O acesso PI 432379 acumulou menor quantidade de matéria seca de raiz em relação os acessos PI 180266 e PI 649105 (Figura 6).

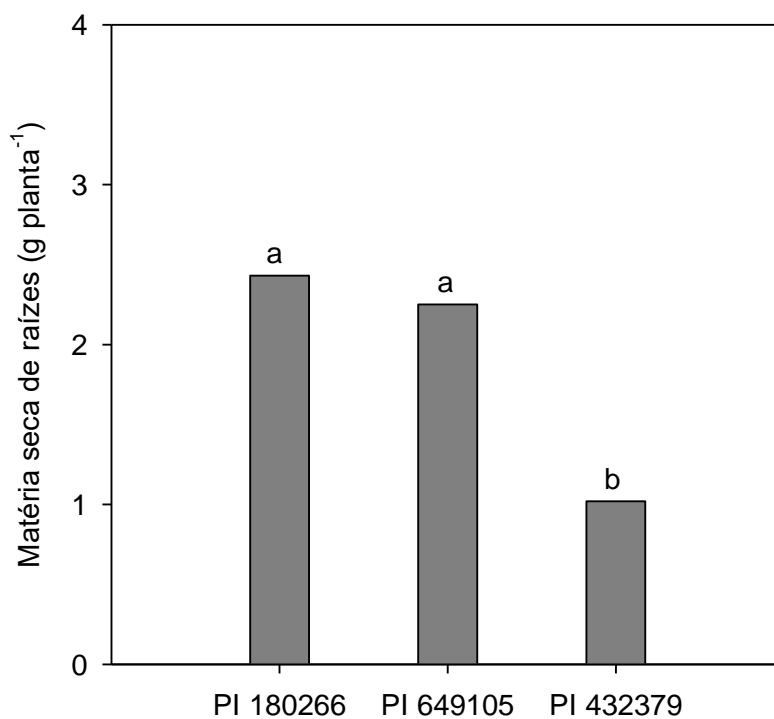


Figura 6. Matéria seca de raiz de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb. Médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A matéria seca de raiz dos acessos de *B. juncea* foi reduzida em 31% quando a concentração de Pb aumentou para 540 mg kg^{-1} em relação ao controle (Figura 7). No entanto, a inibição da raiz foi mais forte que a parte aérea, o que pode estar relacionado a concentração de Pb nas raízes (LIU *et al.*, 2000). Além disso, a toxicidade do chumbo também pode resultar em raízes inchadas, dobradas, curtas e grossas (KOPITKE *et al.*, 2007).

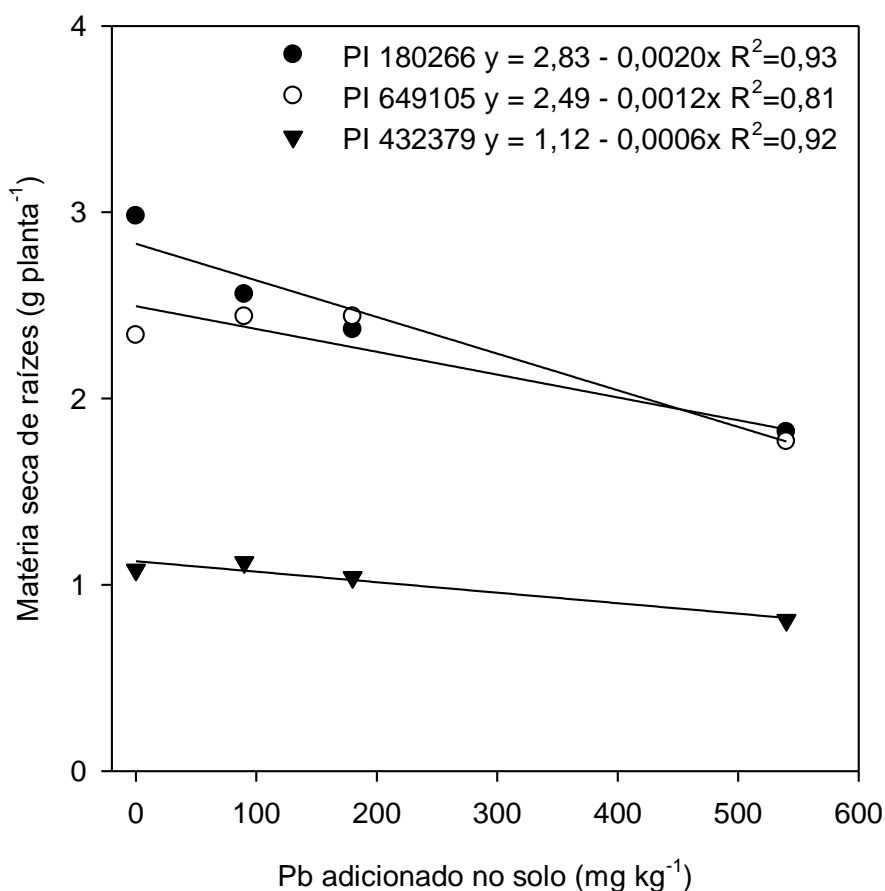


Figura 7. Matéria seca de raiz de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb.

4.2 Acúmulo de Pb

A concentração de Pb na parte aérea e raízes foram afetados pela interação dos fatores acessos de *B. juncea* e níveis de chumbo no solo ($p < 0,05$) (Tabela 4).

Tabela 4. Resumo da análise de variância para concentração de Pb na parte aérea e raízes de acessos de *B. juncea* sob níveis de Pb.

Fontes de variação	Pb na parte aérea	Pb nas raízes
Acesso	<0,004	0,0919
Chumbo	<0,000	<0,000
Acesso*chumbo	<0,000	0,0160
CV (%)	26,34	39,62

No nível mais alto de Pb adicionado ao solo (540 mg kg^{-1}), a concentração de Pb na parte aérea (Figura 8) no acesso PI 180266 foi maior (80 mg kg^{-1} ; 51%) em comparação aos acessos PI 649105 e PI 432379 (39 mg kg^{-1}). Nos demais níveis de Pb adicionados ao solo (90 e 180 mg kg^{-1}), as concentrações de Pb na parte aérea não variaram significativamente ($p > 0,05$).

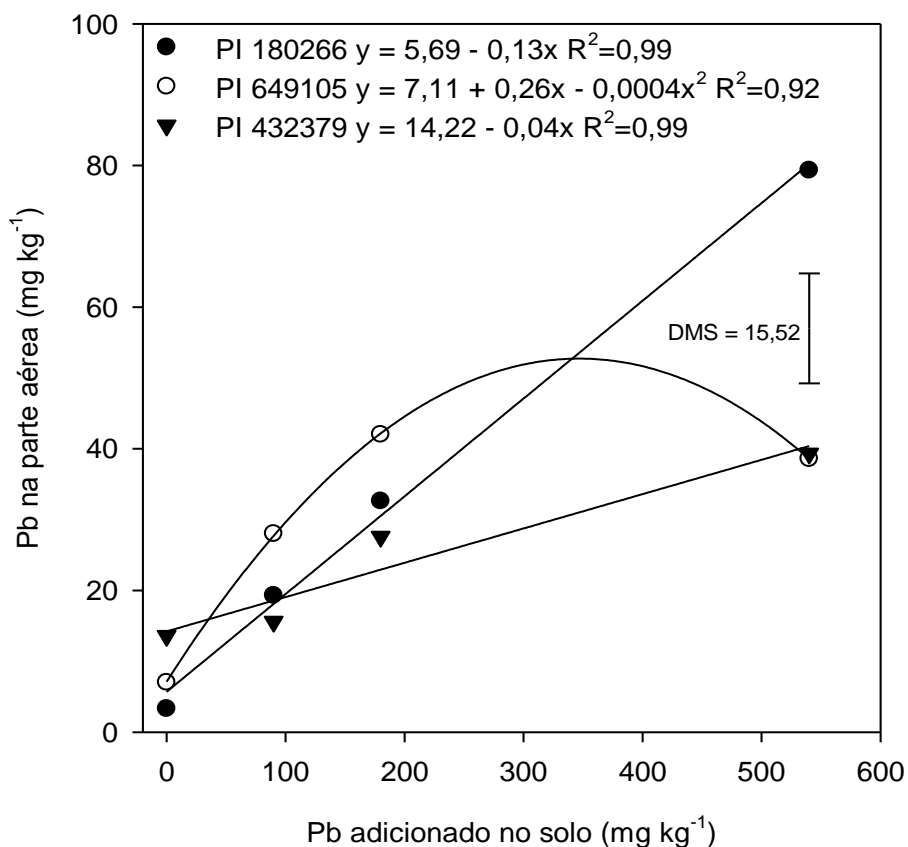


Figura 8. Pb na parte aérea de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb.

Trabalhos anteriores indicaram tolerância do acesso de *B. juncea* PI 180266 às concentrações de Pb no solo (BASSEGIO et al., 2020). Os autores descobriram que a concentração de Pb aumentou para 94 mg kg⁻¹ na parte aérea quando o nível de Pb no solo aumentou para 1150 mg kg⁻¹. Embora o Pb seja um metal não essencial para as plantas, é prontamente absorvido pelas raízes das plantas e translocado para parte aérea (SOUZA et al., 2012).

A concentração de Pb nas raízes do acesso PI 180266 foi maior (900 mg kg⁻¹) em comparação aos acessos PI 649105 (515 mg kg⁻¹) e PI 432379 (508 mg kg⁻¹). Nos outros níveis de Pb adicionados ao solo (90 e 180 mg kg⁻¹), as concentrações de Pb nas raízes não variaram significativamente. A concentração de Pb nas raízes do acesso PI 180266 foi 43% maior em comparação ao acesso PI 649105, e 44% em comparação ao acesso PI 432379 (Figura 9).

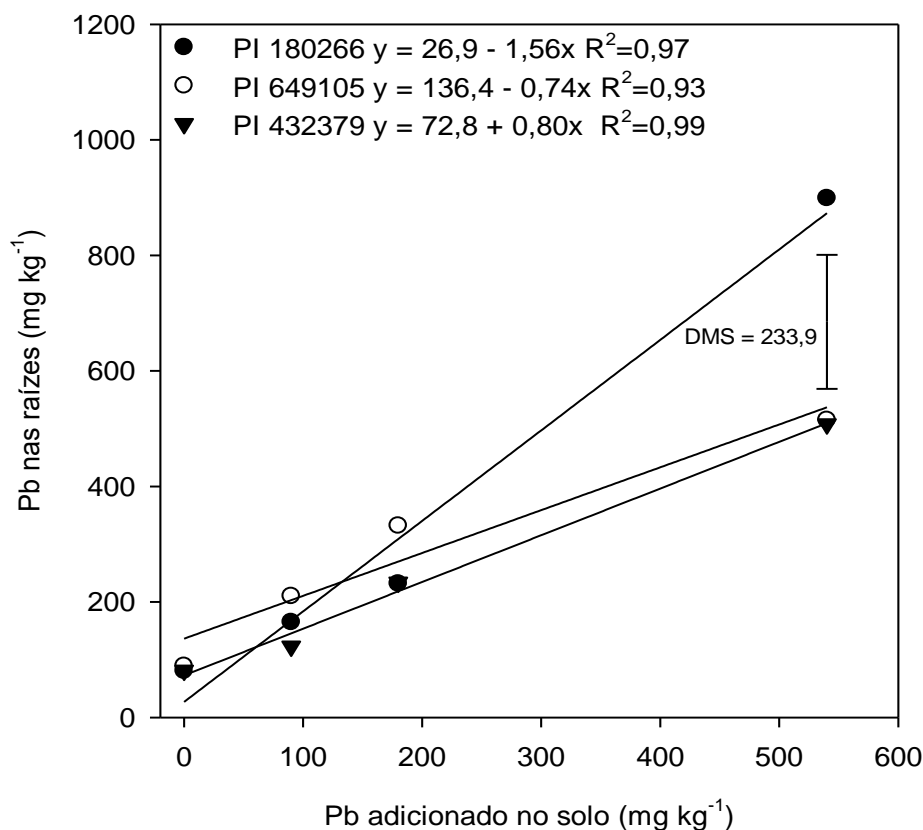


Figura 9. Pb nas raízes de acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb.

A variação genotípica na absorção de Pb foi evidente. Variações intraespecíficas na concentração e absorção de Pb têm sido cada vez mais relatadas (YANG *et al.*, 2016). Essa variação depende do genótipo, da distribuição celular da planta e da morfologia radicular de cada genótipo (XIA *et al.*, 2016).

A translocação de Pb das raízes para as brotações ocorre principalmente via transporte do xilema através da ligação com ácidos orgânicos e aminoácidos nas brassicas (WU *et al.*, 2015). A alta secreção de exsudato radicular pode ser um dos fatores cruciais para maior captação de Pb nas culturas (XU *et al.*, 2018). Lai *et al.* (2008) constataram que *B. juncea* cv. 182921 e cv. 426308 removeu quantidades maiores de Cd e Pb em comparação com *B. juncea* cv. 211000 em solos contaminados com Pb.

A concentração de Pb na parte aérea e raízes aumentou quando o nível de Pb no solo aumentou para 540 mg kg⁻¹ (Figura 8 e 9). Assim, verificou-se que a concentração de Pb na parte aérea foi diretamente proporcional à quantidade de metal disponível para a planta, ou seja, quanto maior a concentração de metal, maior a absorção, como observado por Zaier *et al.* (2010a, b). Geralmente, concentrações entre 30 e 300 mg kg⁻¹ de peso seco de Pb nos tecidos da parte aérea são consideradas tóxicas nas plantas (SOUZA *et al.*, 2012).

A concentração de Pb nas raízes foi de 900 mg kg⁻¹ no nível máximo de 540 mg kg⁻¹ de Pb no solo, 92% da concentração na parte aérea (Figura 8 e 9). Souza *et al.* (2012) observaram que 85-90% do total de Pb absorvido pelas espécies de árvores leguminosas foi retido nas raízes. Liu *et al.* (2000) relataram que mais de 95% do Pb acumulado por *B. juncea* foi encontrado nas raízes. O transporte de Pb das raízes para a parte aérea é limitado por várias razões, como imobilização por pectinas carregadas negativamente na parede celular, precipitação de sais insolúveis de Pb nos espaços intercelulares, acúmulo nas membranas plasmáticas e sequestro nos vacúolos e células corticais (SEREGIN *et al.*, 2004; KOPITTKÉ *et al.*, 2007).

A maior parte do Pb absorvido pelas plantas foi retida nas raízes, com concentrações superiores a 900 mg kg⁻¹ de Pb nas raízes. Apesar das altas concentrações de Pb encontradas nas raízes, os acessos conseguiram crescer no solo contendo Pb. Assim, os resultados indicam boa resistência do acesso PI 180266 *B. juncea* ao solo contaminado com Pb e confirmam a existência de variação genotípica na absorção de Pb (GURAJALA *et al.*, 2019).

4.3 Índices de contaminação

O coeficiente de transferência, fator de translocação e índice de tolerância não foram afetados pela interação dos fatores acessos de *B. juncea* e níveis de chumbo no solo ($p < 0,05$) (Tabela 5). Desta forma, os fatores foram apresentados e discutidos de forma isolada (Figura 10).

Tabela 5. Resumo da análise de variância para coeficiente de transferência, fator de translocação e índice de tolerância de acessos de *B. juncea* sob níveis de Pb.

Fontes de variação	Coeficiente de transferência	Fator de translocação	Índice de tolerância
Acesso	0,0489	0,7111	0,0421
Chumbo	0,0004	0,0323	0,9235
Acesso*chumbo	0,1583	0,9775	0,2812
CV (%)	33,99	34,11	26,65

Os índices de contaminação do solo permitem a quantificação das concentrações de elementos poluentes nos solos e podem ajudar a avaliar a capacidade de acumulação em várias partes das plantas e a tolerância de uma planta, o que pode facilitar as comparações entre diferentes elementos (ANTONIADIS *et al.*, 2016; LEVIZOU *et al.*, 2016; ANTONIADIS *et al.*, 2017a, b, c; ANTONIADIS *et al.*, 2019).

O coeficiente de transferência registra a capacidade de uma espécie vegetal de absorver uma dada concentração de metal adicionado ao solo e descreve a mobilidade do elemento solo-planta (ANTONIADIS; ALLOWAY, 2001; LEVIZOU *et al.*, 2019).

O acesso PI 432379 apresentou menor coeficiente de transferência em relação aos demais acessos (Figura 10A), devido ao rápido florescimento e à menor produção de matéria seca da parte aérea e raízes.

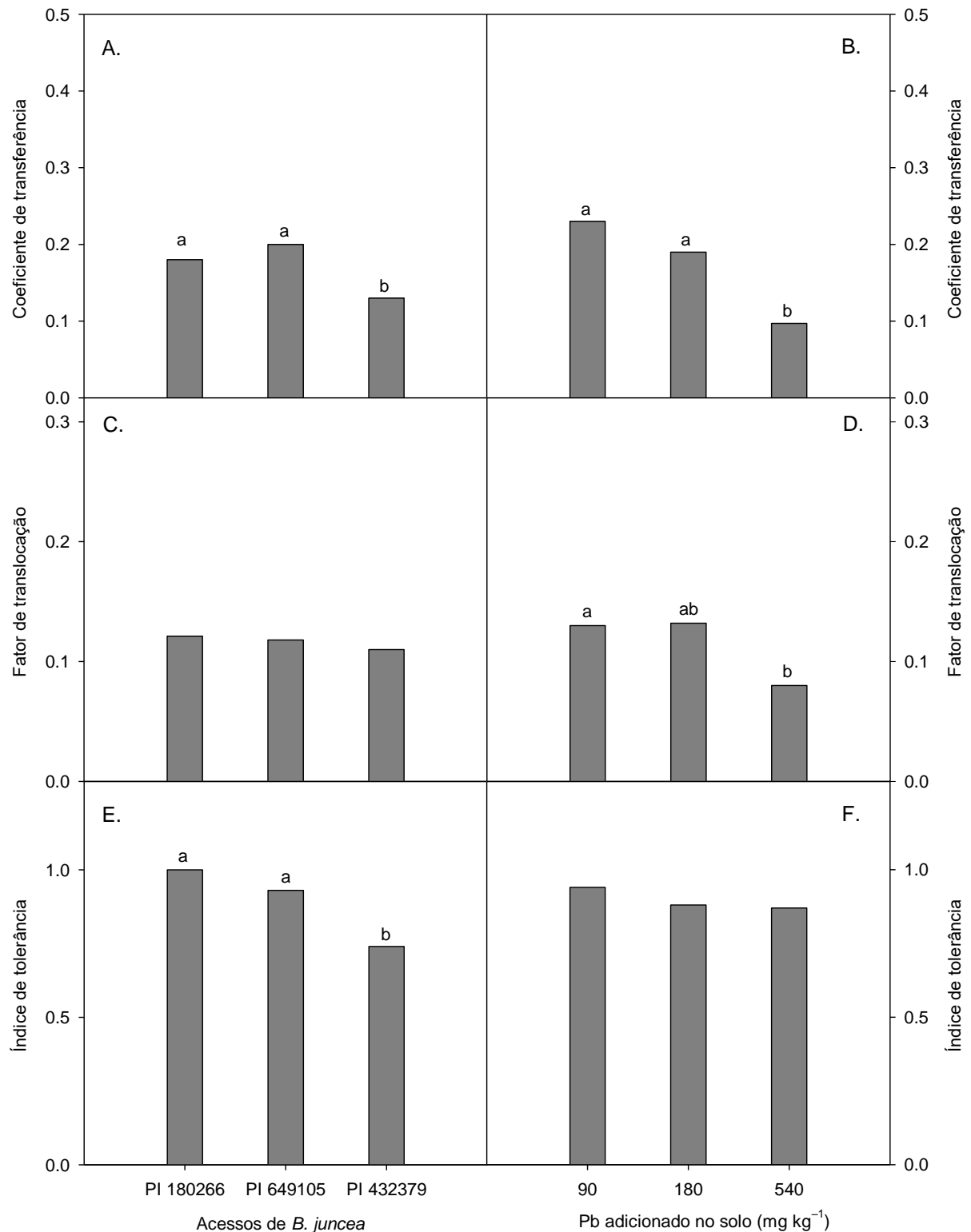


Figura 10. Coeficiente de transferência (A e B), fator de translocação (C e D) e índice de tolerância (E e F) dos acessos de *B. juncea* em solo contaminado com Pb. Médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Aumento nas concentrações de Pb no solo resultaram em reduções no coeficiente de transferência (Figura 10B), conforme descrito anteriormente por Antoniadis *et al.* (2017a). A concentração do metal no tecido da planta não pode ser proporcional às concentrações crescentes do metal no solo acima de um certo limiar, principalmente por causa da reação da planta, estratégia de captura e ativação dos mecanismos de defesa (ANTONIADIS *et al.*, 2017a).

O fator de translocação é avaliado para determinar a translocação relativa de Pb da raiz para a parte aérea e é frequentemente usado para avaliar a característica de acumulação de poluentes por diferentes espécies vegetais (LIU *et al.*, 2014). O fator de translocação foi <1 em todos os níveis de contaminação (Figura 10 C e D), o que sugere que as plantas foram estressadas pelas concentrações de Pb no solo (ANTONIADIS *et al.*, 2017c). Quando a concentração de Pb no solo aumentou para 540 mg kg^{-1} , o coeficiente de translocação foi menor (Figura 10D). Isso indica que, em nível alto de contaminação, a planta foi afetada e a translocação para a parte aérea foi prejudicada. Fator de translocação >1 indica que as plantas não apenas toleram o contaminante, mas o utilizam de maneira benéfica; essa é geralmente a característica das hiperacumuladoras (ANTONIADIS *et al.*, 2017c; WANG *et al.*, 2019).

No solo com baixa concentração de Pb, observou-se maior porcentagem de translocação de Pb para as partes aéreas das plantas. Por outro lado, plantas cultivadas em solos com altos níveis de Pb acumulam preferencialmente nas raízes. Assim, como os índices foram <1 , as plantas estudadas não apresentaram as características das hiperacumuladoras de Pb (ARSHAD *et al.*, 2008).

O acesso PI 180266 teve índice de tolerância igual 1 (Figura 10E), sendo mais tolerante que o acesso PI 432379 (0,74). O acesso PI 432379 foi mais afetado pela contaminação do solo por Pb, com redução de produção de matéria seca, o que ajuda a explicar o baixo coeficiente de transferência. Índice de tolerância >1 indica tolerância à contaminação (ANTONIADIS *et al.*, 2017a; LEVIZOU *et al.*, 2019).

5. CONCLUSÕES

O crescimento da planta foi reduzido quando a concentração de Pb no solo aumentou para 540 mg kg^{-1} em relação ao controle. Os acessos de *B. juncea* diferem entre si no grau de acúmulo de Pb nas raízes e parte aérea. A concentração de Pb na parte aérea no acesso PI 180266 foi 51% maior em comparação aos acessos PI 649105 e PI 432379 quando a concentração de Pb no solo aumentou para 540 mg kg^{-1} . A concentração de Pb na parte aérea e raízes aumentou à medida que a concentração de Pb no solo aumentou. Entretanto, a maior parte do Pb absorvido foi acumulada nas raízes (900 mg kg^{-1}), e apenas uma pequena fração foi translocada para a parte aérea (80 mg kg^{-1}) quando os acessos foram cultivados em solo contendo 540 mg kg^{-1} de Pb.

Os valores do índice de tolerância sugerem que *B. juncea* (acesso PI 180266) é mais tolerante à contaminação por Pb. Mais estudos em condições de campo e com solo contaminado naturalmente com Pb são necessários para confirmar os resultados deste estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDELHAFEZ, A.A. *et al.* Environmental and health impacts of successive mineral fertilization in Egypt. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 40, n. 4, p. 356-363, 2012.

ABRAHAMS, P.W. Soils: Their implications to human health. **Science of the Total Environment**, v. 291, n. 1-3, p. 1-32, 2002.

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F. *et al.* **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v.1, p. 299–352.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **ATSDR: CERCLA** priority list of hazardous substances. Atlanta, GA: U.S Department of Public Health and Human Services, 2005.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **ATSDR: Toxicological Profile** for lead. Atlanta, GA: U.S Departmente of Public Health and Human Services, 2007. 20 p.

AHMAD, M.S.A. *et al.* Lead (Pb)-induced regulation of growth, photosynthesis, and mineral nutrition in maize (*Zea mays* L.) plants at early growth stages. **Biological trace element research**, v. 144, n. 1-3, p. 1229–1239, 2011.

AHMAD, P.; UMAR, S.; SHARMA, S. Mechanism of free radical scavenging and role of phytohormones in plants under abiotic stresses. In: **Plant adaptation and phytoremediation**. Dordrecht: Springer, 2010, p. 99–118.

ALÌ, H.; KHAN, E.; SAJAD, M.A. Phytoremediation of heavy metals - Concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013.

ALLOWAY B. J. **Heavy Metals in Soil: Trace Metals and Metalloids in Soil and Their Bioavailability**. New York: Springer Science & Business Media, 2013.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metal in soils**. 2.ed. London: Blackie Academic & Professional 1995.

ALVES, J. C. *et al.* Absorção e distribuição de chumbo em plantas de vetiver, jureminha e algaroba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1329–1336, 2008.

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

ANTIZAR–LADISLAO, B. Bioremediation: Working with Bacteria. **Elements**, v. 6, n. 6, p. 389–394, 2010.

ANTONIADIS, V.; ALLOWAY, B. J. Availability of Cd, Ni and Zn to ryegrass in sewage sludge-treated soils at different temperatures. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 132, n. 3-4, p. 201-214, 2001.

ANTONIADIS, V. *et al.* Soil and maize contamination by trace elements and associated health risk assessment in the industrial area of Volos, Greece. **Environment international**, v. 124, p. 79-88, 2019.

ANTONIADIS, V. *et al.* Bioavailability and health risk assessment of potentially toxic elements in Thriasio Plain, near Athens, Greece. **Environmental geochemistry and health**, v. 39, n. 2, p. 319-330, 2017.

ANTONIADIS, V. *et al.* Effect of soils with varying degree of weathering and pH values on phosphorus sorption. **Catena**, v. 139, p. 214-219, 2016.

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

ANTONIADIS, V. *et al.* Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining area in Germany. **Journal of environmental management**, v. 186, p. 192-200, 2017.

ANWAR S. *et al.* Impact of chelator-induced phytoextraction of cadmium on yield and ionic uptake of maize. **International journal of phytoremediation**, v. 19, n. 6, p. 505-513, 2017.

ARSHAD, M. *et al.* A field study of lead phytoextraction by various scented Pelargonium cultivars. **Chemosphere**, v. 71, n. 11, p. 2187-2192, 2008.

ARSLAN, M. *et al.* Plant-bacteria partnerships for the remediation of persistent organic pollutants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 5, p. 4322-4336, 2017.

ASHRAF, M.Y. *et al.* Influence of lead on growth and nutrient accumulation in canola (*Brassica napus* L.) cultivars. **Journal of environmental biology**, v. 32, n. 5, p. 659, 2011.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **AOAC**: Official methods of analysis. Gaithersburg, Maryland, 2012.

AVILA-CAMPOS, M. J. **Metais Pesados e seus Efeitos**. 2014. Disponível em: <http://www.icb.usp.br/> Acesso em: 08 de julho de 2019.

BAKER, A.J.M.; BROOKS, R.R. Terrestrial higher plants which hyper accumulate metallic elements – Review of their distribution, ecology, and phytochemistry. **Biorecovery**, v.1, p. 81–126, 1989.

BARBOSA JR, F. *et al.* Elevated blood Pb levels in a Riverside population in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, v.109, p.594–599, 2009.

BARCELÓ, J., POSCHENRIEDER, C. Phytoremediation: principles and perspectives. **Contributions to science**, v. 2, n. 3, p. 333-344, 2003.

BASSEGIO, C. *et al.* Growth and accumulation of Pb by roots and shoots of *Brassica juncea* L. **International journal of phytoremediation**, v. 22, n. 2, p. 134-139, 2020.

BASSEGIO, D.; ZANOTTO, M. D. Growth, yield, and oil content of Brassica species under Brazilian tropical conditions. **Bragantia**, v. 79, n. 1, 2020. No prelo.

BECH, J. *et al.* Soil and plant contamination by lead mining in Bellmunt (Western Mediterranean Area). **Journal of Geochemical Exploration**, v. 113, p. 94–99, 2012.

BLAYLOCK, M.J. *et al.* Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. **Environmental Science & Technology**, v. 31, n. 3, p. 860-865, 1997.

BOOMINATHAN, R.; DORAN, P.M. Cadmium tolerance and antioxidative defenses in hairy roots of the cadmium hyper-accumulator, *Thlaspi caerulescens*. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 83, n. 2, p. 158–167, 2003.

BOUQUET, D.; BRAUD, A.; LEBEAU, T. *B. juncea* tested on urban soils moderately contaminated by lead: Origin of contamination and effect of chelates. **International journal of phytoremediation**, v. 19, n. 5, p. 425-430, 2017.

BRUN, L. A.; LE CORFF, J.; MAILLET, J. Effects of elevated soil copper on phenology, growth and reproduction of five ruderal plant species. **Environmental Pollution**, v. 122, n. 3, p. 361-368, 2003.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **CCME**: Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Lead. 10p, 1999.

CENKCI, S. *et al.* Lead contamination reduces chlorophyll biosynthesis and genomic template stability in *Brassica rapa* L. **Environmental and experimental botany**, v. 67, n. 3, p. 467-473, 2010.

SEKHAR, K. C. *et al.* Potential of *Hemidesmus indicus* for phytoextraction of lead from industrially contaminated soils. **Chemosphere**, v. 58, n. 4, p. 507-514, 2005.

CHAUHAN, J. S. *et al.* Drought effects on yield and its components in Indian mustard (*Brassica juncea* L.). **Plant Breeding**, v. 126, n. 4, p. 399–402, 2007.

CHATTERJEE, C. *et al.* Detrimental effects of lead phytotoxicity on growth, yield, and metabolism of rice. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 35, n. 1-2, p. 255-265, 2004.

CHEKOL, T.; VOUGH, L.R. CHANEY, R.L. Phytoremediation of polychlorinated biphenyl contaminated soils: the rhizosphere effect. **Environment International**, v. 30, n. 6, p. 799–804, 2004.

CHENG, Y.; HOLMAN, H.; LIN, Z. Remediation of Chromium and Uranium Contamination by Microbial Activity. **Elements**, v. 8, n. 2, p. 107–112, 2012.

CHIRAKKARA, R.A.; CAMESELLE, C.; REDDY, K.R. Assessing the applicability of phytoremediation of soils with mixed organic and heavy metal contaminants. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 15, n. 2, p. 299-326, 2016.

CLEMENS, S. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. **Biochimie**, v. 88, n. 11, p. 1707–1719, 2006.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Poluentes**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/Informa??esB?sicas/21-Poluentes>. Acesso em: 20 abr. 2019.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2017. 73p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **CONAMA**: Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Brasília, 2009.

COUTINHO, H.D.; BARBOSA, A.R. Fitorremediação: Considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, v. 15, n. 1, p.103–117, 2007.

DELLISANTI, F.; ROSSI, P.L.; VALDRÈ, G. In-field remediation of tons of heavy metal-rich waste by Joule heating vitrification **International Journal of Mineral Processing**, v. 93, n. 3-4, p. 239-245, 2009.

DI GIULIO, G.M. *et al.* Experiências brasileiras e o debate sobre comunicação e governança do risco em áreas contaminadas por chumbo. **Ciência saúde coletiva**, v.17, n. 2, p. 337-349, 2012.

DIXIT, S.; DHOTE, S. Evaluation of uptake rate of heavy metals by *Eichhornia crassipes* and *Hydrilla verticillata*. **Environmental monitoring and assessment**, v. 169, n. 1-4, p. 367-374, 2010.

DOUAY, F. *et al.* Contamination of urban soils in an area of northern France polluted by dust emissions of two smelters. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 188, n. 1-4, p. 247-260, 2008.

EEA. **Down to Earth: Soil Degradation and Sustainable Development in Europe**. A Challenge for the 21st Century; European Environment Agency (EEA): Copenhagen, Denmark, 2000.

EFSA (European Food Safety Authority). Panel on Contaminants in the Food Chain

(CONTAM). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food chain on a request from the European Commission to perform a scientific risk assessment on nitrate in vegetables. **The EFSA Journal**, v. 8 n. 4, p. 1570–1717, 2010.

EL MEHDAWI, A.F.; PILON-SMITS, E.A.H. Ecological aspects of plant selenium hyperaccumulation. **Plant Biology**, v. 14, n. 1, p. 1–10, 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2ª ed. Brasília, Informação Tecnológica, 628p., 2009.

ENJALBERT, J. N. et al. Brassicaceae germplasm diversity for agronomic and seed quality traits under drought stress. **Industrial Crops and Products**, Amsterdam, v. 47, p. 176–185, 2013.

FAUZIAH, S.H. *et al.* Remediation of heavy metal contaminated soil using potential microbes isolated from a closed disposal site. **International Journal Bioscience Biochemistry Bioinformatics** v. 7, p. 230–237, 2017.

Federal Remediation Technologies Roundtable. 4.3 Phytoremediation. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0. [Online] 2013. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-3.html#cost>. Acesso em: 08 de julho de 2019.

FERNANDEZ, S. *et al.* Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 174, p. 10-20, 2017.

FERREIRA, D.F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039–1042, 2011.

FIORENTINO, N. *et al.* Assisted phytoextraction of heavy metals: compost and Trichoderma effects on giant reed uptake and soil N-cycle microflora. **Italian Journal of Agronomy**, v. 8, n. 4, p. e29-e29, 2013.

FOYER, C.H.; NOCTOR, G. Redox homeostasis and antioxidant signaling: a metabolic interface between stress perception and physiological response. **The Plant Cell**, v. 17, n. 7, p. 1866–1875, 2005.

FRANCO, Y.O.; FRANCO, L.M. Biotransformação: importância e toxicidade.

Saúde Revista, v.5, n.9, p.69–76, 2003.

FREITAS, E.V. *et al.* Citric acid-assisted phytoextraction of lead: A field experiment. **Chemosphere**, v. 92, n. 2, p. 213-217, 2013.

FU, F.; WANG, Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 3, p. 407-418, 2011.

GABOS, M.B. *et al.* Uso da matéria orgânica como mitigadora de solo multi contaminado e do girassol como fitoextratora. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p.1298–1306, 2011.

GARBISU, C.; ALKORTA, I. Phytoextraction: a cost-effective plantbased technology for the removal of metals from the environment. **Bioresource Technology**, v. 77, p. 229–236, 2001.

GONÇALVES Jr., A. C. *et al.* Heavy Metal Contamination in Brazilian Agricultural Soils due to Application of Fertilizers. In: HERNANDEZ–SORIANO, M. C. **Environmental Risk Assessment of Soil Contamination**. Intech Open, 2014

GOPAL, R.; RIZVI, A.H. Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. **Chemosphere**, v. 70, n. 9, p. 1539–1544, 2008.

GOSWAMI, S.; DAS, S.; A study on cadmium phytoremediation potential of Indian mustard, *Brassica juncea*. **International journal of phytoremediation**, v. 17, n. 6, p. 583-588, 2015.

GOU, Z. H.; MIAO, X.F. Growth changes and tissues anatomical characteristics of giant reed (*Arundo donax* L.) in contaminated soil with arsenic, cádmium and lead. **Journal of Central South University of Technology**, v. 17, n. 4, p. 770-777, 2010.

GROVER, P. *et al.* Genotoxicity evaluation in workers occupationally exposed to lead. **International journal of hygiene and environmental health**, v. 213, n. 2, p. 99–106, 2010

GURAJALA, H. K. *et al.* Comparative assessment of Indian mustard (*Brassica juncea* L.) genotypes for phytoremediation of Cd and Pb contaminated soils. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 113085, 2019.

GUERRA, F. *et al.* Phytoremediation of heavy metals using poplars (*Populus* Spp.): a

glimpse of the plant responses to copper, cadmium and zinc stress. **Handbook of phytoremediation**. Nova Science, New York, p. 387-413, 2011.

GUISARD, CLMP. **A vigilância ambiental em saúde sobre o uso de agrotóxico em um município do Vale do Paraíba**. 2006. 11f. Dissertação (Pós-graduação em Ciências ambientais). Universidade de Taubaté, Taubaté – SP, 2006.

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

HAO, X. Z. *et al.* Accumulation of Cu, Zn, Pb, and Cd in edible parts of four commonly grown crops in two contaminated soils. **International journal of phytoremediation**, v. 13, n. 3, p. 289-301, 2011.

HAWKES, S.J. What is a "heavy metal"? **Journal of Chemical Education**, v. 74, n. 11, p. 1369–1374, 1997.

HAZRAT, A.; EZZAT, K.; MUHAMMAD, A.S. Phytoremediation of heavy metal– Concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013.

HENRY J. R. Overview of Phytoremediation of Lead and Mercury. *In: An Overview of Phytoremediation of Lead and Mercury*. Washington, D.C: EPA, 2000, p. 3-9.

HORTA, A. *et al.* Potential of integrated field spectroscopy and spatial analysis for enhanced assessment of soil contamination: A prospective review. **Geoderma**, v. 241, p. 180-209, 2015.

HOSMAN, M.E. *et al.* Mechanism of Phytoremediation Potential of Flax (*Linum usitatissimum* L.) to Pb, Cd and Zn. **Asian Journal of Plant Science and Research**, v. 7, n. 4, p. 30-40, 2017.

ISLAM, E. *et al.* Effect of Pb toxicity on root morphology, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. **Journal of hazardous materials**, v. 147, n. 3, p. 806-816, 2007.

ISRAR, M.; SAHI, S.V. Promising role of plant hormones in translocation of lead in *Sesbania drummondii* shoots. **Environmental Pollution**, v. 153, n. 1, p. 29-36, 2008.

JAGETIYA, B.; KUMAR, S. **Phytoremediation of Lead: A Review**. *In: Lead in*

Plants and the Environment. Springer, Cham, 2020. p. 171-202.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants.** 4.ed. Boca Raton: CRC Press, 2010.

KACALKOVA, L.; TLUSTOA, P.; SZAKOVA, J. Phytoextraction of risk elements by willow and poplar trees. **International journal of phytoremediation**, v. 17, n. 5, p. 414-421, 2015.

KADUKOVA, J.; KAVULICOVA, J. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil- plant stress assessment. **Handbook of phytoremediation. Nova Science**, New York, p. 185-222, 2011.

KAVAMURA, V.N.; ESPOSITO, E. Biotechnological strategies applied to the decontamination of soils polluted with heavy metals. **Biotechnology Advances**, v. 28, n. 1, p. 61–69, 2010.

KEDE, M.L.F.M. *et al.* Study of lead behaviour in Brazillian latosoils treated with phosphates: contributions to the remediation of contaminated sites. **Química Nova**, v. 31, n. 3, p. 579-584, 2008.

KIMBER, D.S.; MCGREGOR, D.I. The species and their origin, cultivation and world production. **Brassica oilseeds: Production and utilization**, p. 1-9, 1995.

KOPITTKE, P. M. *et al.* Toxic effects of Pb²⁺ on the growth and mineral nutrition of signal grass (*Brachiaria decumbens*) and Rhodes grass (*Chloris gayana*). **Plant and Soil**, v. 300, n. 1-2, p. 127–136, 2007.

KOPTSIK, G.N. Modern approaches to remediation of heavy metal polluted soils: a review. **Eurasian soil science**, v. 47, n. 7, p. 707-722, 2014.

KORBOULEWSKY, N.; BONIN, G.; MASSIANI, C. Biological and ecophysiological reactions of white wall rocket (*Diplotaxis erucoides* L.) grown on sewage sludge compost. **Environmental Pollution**, v. 117, n. 2, p. 365-370, 2002.

KUMAR, A. *et al.* Review on bioremediation of polluted environment: A management tool. **International journal of environmental sciences**, v. 1, n. 6, p. 1079, 2011.

KUMAR, P.B.A.N. *et al.* Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals

from soils. **Environmental science & technology**, v. 29, n. 5, p. 1232–1238, 1995.

KURNIAWAN, T. A. *et al.* Physicochemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. **Chemical engineering journal**, v. 118, n. 1-2, p. 83-98, 2006.

LAI, H.; CHEN, S.; CHEN, Z. Pot experiment to study the uptake of Cd and Pb by three Indian mustards (*Brassica juncea*) grown in artificially contaminated soils. **International journal of phytoremediation**, v. 10, n. 2, p. 91-105, 2008.

LASAT, M.M. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 109–120, 2002.

LEE, C.S. *et al.* Evaluation of bioconcentration factors of metals and non-metals in crops and soil from abandoned mines in Korea. **Contemporary problems of ecology**, v. 10, n. 5, p. 583-590, 2017.

LEMOS, C.T.; TERRA, N.R. **Poluição – causas, efeito e controle**. Porto Alegre: Alcance, 2003.

LENNTECH WATER TREATMENT AND AIR PURIFICATION. **LENNTECH: Water Treatment. Rotterdamseweg**, Netherlands, pp. 10, 2004.

LEVIZOU, E.; ANTONIADIS, V.; PAPTAEODOROU, S. Without exceeding the limits: industrial soil rich in Zn and Cd has no effect on purslane and lettuce but promotes geranium growth. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 18, p. 1256, 2016.

LEVIZOU, E.; ZANNI, A. A.; ANTONIADIS, V. Varying concentrations of soil chromium (VI) for the exploration of tolerance thresholds and phytoremediation potential of the oregano (*Origanum vulgare*). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 1, p. 14-23, 2019.

LIU, D. *et al.* Uptake and accumulation of lead by roots, hypocotyls and shoots of Indian mustard [*Brassica juncea* (L.)]. **Bioresource Technology**, v. 71, n. 3, p. 273-277, 2000.

LIU, X. *et al.* Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: a multi-medium analysis. **Science of the Total Environment**, v. 463, p. 530-540, 2013.

LIU, J. *et al.* Variations among rice cultivars in subcellular distribution of Cd: the relationship between translocation and grain accumulation. **Environmental and experimental botany**, v. 107, p. 25-31, 2014.

LUGLI, F. **Modelagem numérica de processos de fitorremediação de solos**. 2011. 155f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

MA, J.F. *et al.* Subcellular localization of Cd and Zn in the leaves of a Cd-hyperaccumulating ecotype of *Thlaspi caerulescens*. **Planta**, v. 220, n. 5, p. 731-736, 2005.

MADALÃO, J. C. *et al.* Fitorremediação de solo contaminado com sulfentrazone em função do tempo de cultivo de *Canavalia ensiformis*. **Revista Agro@ mbiente On-line**, v. 10, n. 1, p. 36–43, 2016.

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, 2016.

MALEKI, A.; ZARASVAND, M. A. Heavy metals in selected edible vegetables and estimation of their daily intake in Sanandaj, Iran. **Southeast Asian journal of tropical medicine and public health**, v. 39, n. 2, p. 335-340, 2008.

MANCUSO, M.A.C.; NEGRISOLI, E.; PERIM, L. Efeito residual de herbicidas no solo (“Carryover”). **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 10, n. 2, p. 151–164, 2011.

MANI, D. *et al.* Depth-wise distribution, mobility and naturally occurring glutathione based phyto-accumulation of Cd and Zn in sewage-irrigated soil profiles. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 6, p. 1167–1180, 2013.

MANLIO, S. F. **Nutrição Mineral de Plantas**. Viçosa: SBCS, 2006.

MAVROPOULOS, E. *et al.* Characterization of the phase evolution during lead immobilization by synthetic hydroxiapatite. **Materials Characterization**, v. 53, n.1, p. 71–78, 2004.

MEHNDIRATTA, P. *et al.* Environmental Pollution and Nanotechnology, **Environment and Pollution**, v. 2, n. 2 p.49–58, 2013.

MIRI, M. *et al.* Mortality and morbidity due to Exposure to Outdoor Air Pollution in Mashhad Metropolis, Iran. The AirQ Model Approach. **Environmental research**, v. 151, p. 451-457, 2016.

MONTEIRO, M. T. **Fitorremediação de rejeito contaminado proveniente do canal do fundo na baía da Guanabara–RJ**. 2008. 317 f. Tese (Doutorado em engenharia civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MUTHUKUMAR, N.; MARUTHAMUTHU, S.; PALANISWAMY, N. Role of cationic and non-ionic surfactants on biocidal efficiency in diesel– water interface. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 57, n. 2, p. 152–160, 2007.

NIEBOER, E.; RICHARDSON, D.H.S. The replacement of the nondescript term heavy metals by a biologically and chemistry significant classification of metal ions. **Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical**, v. 1, n. 1, p. 3-26, 1980.

NOURI, J. *et al.* Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. **Environmental Earth Sciences**, v. 59, n. 2, p. 315-323, 2009.

NOWAK, J. Effects of cadmium and lead concentrations and arbuscular mycorrhiza on growth, flowering and heavy metal accumulation in scarlet sage [*Salvia splendens* Sello 'Torreador']. **Acta Agrobotanica**, v. 60, n. 1, p. 79–83 2007.

OKOYE, A. L. *et al.* Lead removal from wastewater using fluted pumpkin seed shell activated carbon: Adsorption modeling and kinetics. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 7, n. 4, p.793–800, 2010.

ORAM, R.N. *et al.* Breeding Indian mustard [*B. juncea* (L.) Czern.] for cold–pressed, edible oil production—a review. **Crop and Pasture Science**, v. 56, n. 6, p. 581–596, 2005.

PALMER, C.E.; WARWICK, S.; KELLER, W. Brassicaceae (Cruciferae) family, plant biotechnology, and phytoremediation. **International Journal of Phytoremediation**, v. 3, p. 245–287, 2001.

PAOLIELLO, M. M. B.; CAPITANA, E. M. Chumbo. In: AZEVEDO, F.A. *et al.* **Metais: gerenciamento da toxicidade**. São Paulo: Editora Atheneu, 2003.

PAQUIN, D.G.; CAMPBELL, S.; LI, Q.X. Phytoremediation in subtropical Hawaii a review of over 100 plant species. **Remediation Journal**, v. 14, n. 2, p. 127–139, 2004.

PARK, B.; SON, Y. Ultrasonic and mechanical soil washing processes for the removal of heavy metals from soils. **Ultrasonics sonochemistry**, v. 35, p. 640-645, 2017.

PIOTROWSKA, A. *et al.* Jasmonic acid as modulator of lead toxicity in aquatic plant *Wolffia arrhiza* (Lemnaceae). **Environmental and experimental botany**, v. 66, n. 3, p. 507-513, 2009.

PEREIRA, G.C.; EBECKEN, N.F.F. Knowledge discovering for coastal waters classification. **Expert Systems with Applications**, v. 36, n. 4, p. 8604 – 8609, 2009.

PEREIRA, V.A.; RODRIGUES, O.M.P.R. Intoxicação crônica por chumbo e implicações no desempenho escolar. **Psico**, v. 44, n. 4, p. 571-580, 2013.

PILON–SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review Plant Biology**, v. 56, p. 15–39, 2005.

PULFORD, I.D.; WATSON, C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - a review. **Environment international**, v. 29, n. 4, p. 529-540, 2003.

RAI, P. K. Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 697–753, 2009.

RAJAKARUNA, N.; TOMPKINS, K.M.; PAVICEVIC, P.G. Phytoremediation: an affordable green technology for the clean-up of metal contaminated sites in Sry Lanka. **Ceylon Journal of Science**, v. 35, p. 25-39, 2006.

RASKIN, I.; SMITH, R.D.; SALT, D.E. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. **Current opinion in biotechnology**, v. 8, n. 2, p. 221-226, 1997.

RATHORE, S. S. *et al.* Phytoremediation mechanism in Indian mustard (*Brassica juncea*) and its enhancement through agronomic interventions. **Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences**, v. 89, n. 2,

p. 419-427, 2017.

REZANIA, S. *et al.* Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. **Journal of hazardous materials**, v. 318, p. 587-599, 2016.

RYSER, P.; SAUDER, W. R. Effects of heavy-metal-contaminated soil on growth, phenology and biomass turnover of *Hieracium piloselloides*. **Environmental Pollution**, v. 140, n. 1, p. 52-61, 2006.

RIBEIRO, M. A. C. **Contaminação do solo por metais pesados**. 2013. 213 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias, Lisboa, 2013.

ROYCHOWDHURY, R. *et al.* Bioaccumulation of heavy metals in *Brassica juncea*: an indicator species for phytoremediation. **International Journal for Innovative Research in Multidisciplinary Field**, v. 3, n. 9, p. 92-95, 2017.

SAIFULLAH, M.E. *et al.* EDTA-assisted Pb phytoextraction. **Chemosphere**, v. 74, n. 10, p. 1279–1291, 2009.

SALT, D.E. *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.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema de Classificação de solos**. 5.ed. Brasília: Embrapa Solos, 2018.

SANTOS, J.B. *et al.* Fitorremediação do herbicida Trifloxysulfuron Sodium. **Planta Daninha**, v. 22, n.2, p. 323–330, 2004.

SARMA H. Metal hyperaccumulation in plants: A review focusing on phytoremediation technology. **Journal of Environmental Science and Technology**, v. 4, n. 2, p. 118–138, 2011.

SASMAZ, A.; OBEK, E. The accumulation of silver and gold in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents. **Chemie der Erde-Geochemistry**, v. 72, n. 2, p. 149–152, 2012.

SCHIEWER, S.; VOLESKY, B. Ionic strength and electrostatic effects in biosorption of divalent metal ions and protons. **Environmental science & technology**, v. 31, n.

9, p. 2478-2485, 1997.

SCIACCA, S.; OLIVERI CONTI, G. Mutagens and carcinogens in drinking water. **Mediterranean Journal of Nutrition and Metabolism**, v. 2, n.3, p. 157–162, 2009.

SEREGIN, I. V.; SHPIGUN, L. K.; IVANOV, V. B. Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize roots. **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 51, n. 4, p. 525-533, 2004.

SHAHID, M. *et al.* Lead-induced genotoxicity to *Vicia faba* L. roots in relation with metal cell uptake and initial speciation. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 74, n. 1, p. 78-84, 2011.

SHARMA, H. Phytoremediation of lead using *Brassica juncea* and *Vetiveria zizanioides*. **International Journal of Life Sciences Research**, v. 4, n. 1, p. 91-96, 2016.

SHARMA, P.; DUBEY, R.S. Lead toxicity in plants. **Brazilian journal of plant physiology**, v. 17, n. 1, p. 35-52, 2005.

SHARMA, P.; PANDEY, S. Status of phytoremediation in world scenario. **International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation**, v. 2, p. 178–191, 2014.

SHARMA, S.S.; DIETZ, K.J. The relationship between metal toxicity and cellular redox imbalances. **Trends in plant science**, v. 14, n. 1, p. 43-50, 2009.

SHAYLER, H.; MCBRIDE, M.; Harrison, E. **Sources and Impacts of Contaminants in Soils**. Cornell Waste Management Institute. p. 1-6. 2009. Disponível em: <http://cwmi.css.cornell.edu>. Acesso em: 08 de julho de 2019.

SHIRI, M. *et al.* The halophytic model plant *Thellungiella salsuginea* exhibited increased tolerance to phenanthrene-induced stress in comparison with the glycophytic one *Arabidopsis thaliana*: Application for phytoremediation. **Ecological Engineering**, v. 74, p. 125–134, 2015.

SI, P.; WALTON, G. H. Determinants of oil concentration and seed yield in canola and Indian mustard in the lower rainfall areas of Western Australia. **Crop and Pasture Science**, Clayton, v. 55, n. 3, p. 367–377, 2004.

SINGH, S.; SINHA, S. Accumulation of metals and its effects in *B. juncea* (L.) Czern.(cv. Rohini) grown on various amendments of tannery waste. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 62, n. 1, p. 118–127, 2005

SINGH, R. *et al.* Lead bioaccumulation potential of an aquatic macrophyte *Najas indica* are related to antioxidant system. **Bioresource technology**, v. 101, n. 9, p. 3025-3032, 2010.

SOARES, C.R.F.S. *et al.* Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 13, p. 302–315, 2001.

SOOKSAWAT, N. *et al.* Phytoremediation potential of charophytes: Bioaccumulation and toxicity studies of cadmium, lead and zinc. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 3, p. 596–604, 2013.

SOUZA, E.C.; VESSONI-PENNA, T.C.; DE SOUZA OLIVEIRA, R.P. Biosurfactant enhanced hydrocarbon bioremediation: An overview. **International biodeterioration & biodegradation**, v. 89, p. 88-94, 2014.

SOUZA, S.C.R. *et al.* Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. **Journal of environmental management**, v. 110, p. 299-307, 2012.

SOVERO, M. Rapeseed, a new oilseed crop for the United States. **New crops**, p. 302-307, 1993.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. 2.ed. Singapura: Academic Press, 2003.

SREELAL, G.; JAYANTHI, R. Review on phytoremediation technology for removal of soil contaminant. **Indian Journal of Scientific Research**, v. 14, n. 1, 2017.

SUGIURA, Y. *et al.* Evaluation of radiocesium concentrations in new leaves of wild plants two years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. **Journal of environmental radioactivity**, v. 160, p. 8-24, 2016.

SZCZYGLOWSKA, M. *et al.* Use of Brassica plants in the phytoremediation and biofumigation processes. **International journal of molecular sciences**, v. 12, n. 11, p. 7760-7771, 2011.

TANG, L. *et al.* Characterization of fava bean (*Vicia faba* L.) genotypes for phytoremediation of cadmium and lead co-contaminated soils coupled with agro-production. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 171, p. 190-198, 2019.

TAVARES, S.R.L. **Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos**. 2009. 415f. Tese (Pós-graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

TAWATCHAI, T. *et al.* Heavy metal accumulation and DNA changes in plants around an electronic waste dumpsite suggested environmental management plan. **Environmental Claims Journal**, v. 30, n. 2, p. 131–141, 2018.

THIJS, S. *et al.* Phytoremediation: state-of-the-art and a key role for the plant microbiome in future trends and research prospects. **International journal of phytoremediation**, v. 19, n. 1, p. 23-38, 2017.

TRIVUNAC, K.; STEVANOVIC, S. Removal of heavy metal ions from water by complexation-assisted ultrafiltration. **Chemosphere**, v. 64, n. 3, p. 486-491, 2006.
UCAROGLU, S.; TALINLI, İ. Recovery and safer disposal of phosphate coating sludge by solidification/stabilization. **Journal of environmental management**, v. 105, p. 131–137, 2012.

UEBEL, A. *et al.* Processos de remediação do solo contaminado com chumbo. **Revista Caderno Pedagógico**, v.14, n.1, p.63-71, 2017.

VAN OOSTEN, M.J.; MAGGIO, A. Functional biology of halophytes in the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. **Environmental and experimental botany**, v. 111, p. 135–146, 2015.

VERKLEJI, J.A.S. The effects of heavy metals stress on higher plants and their use as bio monitors. In: MARKERT, B. **Plant as bioindicators: indicators of heavy metals in the terrestrial environment**. New York: Wiley VCH, 1993, p 415–424

VINICHUK, M.; MARTENSSON, A.; ROSEN, K. Inoculation with arbuscular mycorrhizae does not improve ¹³⁷Cs uptake in crops grown in the Chernobyl region. **Journal of environmental radioactivity**, v. 126, p. 14–19, 2013.

WANG, W.S. *et al.* Relationship between the extractable metals from soils and metals taken up by maize roots and shoots. **Chemosphere**, v. 53, n. 5, p. 523-530, 2003.

WANG, X. *et al.* Variations in cadmium accumulation and distribution among different oilseed rape cultivars in Chengdu Plain in China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 4, p. 3415-3427, 2019.

WELZ, B.; SPERLING, M. **Atomic absorption spectrometry**. 2.ed. Weinheim: Wiley-VCH, 1999.

WERYSZKO-CHMIELEWSKA, E.; CHWIL, M. Lead-Induced Histological and Ultrastructural Changes in the Leaves of Soybean (*Glycine max* (L.) Merr.). **Soil Science & Plant Nutrition**, v. 51, n. 2, p. 203-212, 2005.

WHITE, P. J.; BROADLEY, M. R. Calcium in plants. **Annals of botany**, v. 92, n. 4, p. 487-511, 2003.

WOJAS, S. *et al.* Ca²⁺-dependent plant response to Pb²⁺ is regulated by LCT1. **Environmental Pollution**, v. 147, n. 3, p. 584-592, 2007.

WU, Z. *et al.* Xylem transport and gene expression play decisive roles in cadmium accumulation in shoots of two oilseed rape cultivars (*Brassica napus*). **Chemosphere**, v. 119, p. 1217-1223, 2015.

XIA, S. *et al.* Variations in the accumulation and translocation of cadmium among pak choi cultivars as related to root morphology. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 10, p. 9832-9842, 2016.

XIAO, X. *et al.* Potential of *Pteris vittata* L. for phytoremediation of sites co-contaminated with cadmium and arsenic: the tolerance and accumulation. **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, n. 1, p. 62-67, 2008.

XU, Z. *et al.* Low root/shoot (R/S) biomass ratio can be an indicator of low cadmium accumulation in the shoot of Chinese flowering cabbage (*Brassica campestris* L. ssp. *chinensis* var. *utilis* Tsen et Lee) cultivars. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 36, p. 36328-36340, 2018.

YANG, Y.; LI, Y.; ZHANG, J. Chemical speciation of cadmium and lead and their bioavailability to cole (*Brassica campestris* L.) from multi-metals contaminated soil in northwestern China. **Chemical Speciation & Bioavailability**, v. 28, n. 4, p. 33-41, 2016.

ZAIER, H. *et al.* Effects of EDTA on phytoextraction of heavy metals (Zn, Mn and Pb) from sludge-amended soil with *Brassica napus*. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 11, p. 3978-3983, 2010a.

ZAIER, H. *et al.* Comparative study of Pb-phytoextraction potential in *Sesuvium portulacastrum* and *Brassica juncea*: tolerance and accumulation. **Journal of hazardous materials**, v. 183, n. 1-3, p. 609-615, 2010.

ZENG, F.R. *et al.* Genotypic and environmental variation in chromium, cadmium and lead concentrations in rice. **Environmental pollution**, v. 153, n. 2, p. 309-314, 2008.

ZHANG, G.; ZHOU, W. Genetic analysis of agronomic and seed quality traits of synthetic oilseed *Brassica napus* produced from interspecific hybridization of *B. campestris* and *B. oleracea*. **Journal of Genetics**, v. 85, p. 45–51, 2006.

ZHIVOTOVSKY, O.P. *et al.* Lead uptake and translocation by Willows in pot and field experiments. **International journal of phytoremediation**, v. 13, n. 8, p. 731-749, 2011.

ZHOU, H. *et al.* Accumulation of heavy metals in vegetable species planted in contaminated soils and the health risk assessment. **International journal of environmental research and public health**, v. 13, n. 3, p. 289, 2016

ZHU, Y.L. *et al.* Overexpression of glutathione synthetase in *Brassica juncea* enhances cadmium tolerance and accumulation. **Plant Physiology**, v. 119, p. 73-79, 1999.