

**INSTITUTO FEDERAL**  
**GOIANO**  
**Câmpus Rio Verde**

**ENGENHARIA AMBIENTAL**

***TALINUM PANICULATUM* CULTIVADO EM  
LATOSSOLO VERMELHO CONTAMINADO COM  
CHUMBO**

**RANUSA PIRES DE OLIVEIRA**

**Rio Verde, GO**

**2020**

**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E  
TECNOLOGIA GOIANO – CÂMPUS RIO VERDE  
ENGENHARIA AMBIENTAL**

***TALINUM PANICULATUM* CULTIVADO EM LATOSSOLO  
VERMELHO CONTAMINADO COM CHUMBO**

**RANUSA PIRES DE OLIVEIRA**

Trabalho de Curso apresentado ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde, como requisito parcial para a obtenção do grau de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Marques Pereira Leal  
Co-orientador: Prof. Dr. Lucas Anjos de Souza

Rio Verde – GO

Novembro, 2020

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP  
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
**Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano**

Oliveira, Ranusa Pires de  
O48t TALINUM PANICULATUM CULTIVADO EM LATOSSOLO  
VERMELHO CONTAMINADO COM CHUMBO / Ranusa Pires de  
Oliveira; orientador Rafael Marques Pereira Leal; co-  
orientador Lucas Anjos de Souza. -- Rio Verde, 2020.  
41 p.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) --  
Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2020.

1. Massa seca. 2. Metais pesados. 3. Matéria  
orgânica. I. Leal, Rafael Marques Pereira, orient.  
II. Souza, Lucas Anjos de , co-orient. III. Título.



Repositório Institucional do IF

Goiano - RIIF Goiano

Sistema Integrado de Bibliotecas

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR  
PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO  
IF GOIANO**

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

**Identificação da Produção Técnico-Científica**

- |  |   |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese  | <input type="checkbox"/> Artigo Científico              |
| <input type="checkbox"/> Dissertação                                 | <input type="checkbox"/> Capítulo de Livro              |
| <input type="checkbox"/> Monografia – Especialização                 | <input type="checkbox"/> Livro                          |
| <input checked="" type="checkbox"/> TCC – Graduação                  | <input type="checkbox"/> Trabalho Apresentado em Evento |
| <input type="checkbox"/> Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____ |   |

Nome Completo do Autor: Ranusa Pires de Oliveira

Matrícula: 2013202200740038

Título do Trabalho: TALINUM PANICULATUM CULTIVADO EM LATOSSOLO VERMELHO CONTAMINADO COM CHUMBO

**Restrições de Acesso ao Documento**

Documento confidencial:  Não  Sim, justifique: \_\_\_\_\_

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 07/12/2020

O documento está sujeito a registro de patente?  Sim  Não

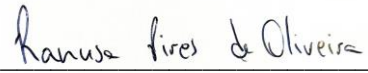
O documento pode vir a ser publicado como livro?  Sim  Não

**DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA**

O/A referido/a autor/a declara que:

- o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Rio verde, 07/12/2020.  
Local      Data



---

Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:



---

Assinatura do(a) orientador(a)



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL  
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA  
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Ata nº 35/2020 - GGRAD-RV/DE-RV/CMPRV/IFGOIANO

#### **ATA DE DEFESA DE TRABALHO DE CURSO**

No dia 25 de novembro de 2020, às 14 horas, reuniu-se a banca examinadora composta pelos docentes: Dr. Rafael Marques Pereira Leal (orientador), Dra. Jaqueline Ferreira Vieira Bessa (membro), Dra. Veridiana Cardozo Gonçalves Cantão (membro), para examinar o Trabalho de Curso intitulado " *TALINUM PANICULATUM* CULTIVADO EM LATOSSOLO VERMELHO CONTAMINADO COM CHUMBO" da estudante Ranusa Pires de Oliveira, Matrícula nº 2013202200740038 do Curso de Engenharia Ambiental do IF Goiano – Campus Rio Verde. A palavra foi concedida a estudante para a apresentação oral do TC, houve arguição da candidata pelos membros da banca examinadora. Após tal etapa, a banca examinadora decidiu pela APROVAÇÃO da estudante. Ao final da sessão pública de defesa foi lavrada a presente ata que segue assinada pelos membros da Banca Examinadora.

Rio Verde, 25 de novembro de 2020.

*(Assinado Eletronicamente)*

Dr. Rafael Marques Pereira Leal

Orientador

*(Assinado Eletronicamente)*

Dra. Jaqueline Ferreira Vieira Bessa

Membro

*(Assinado Eletronicamente)*

Dra. Veridiana Cardozo Gonçalves Cantão

Membro

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que me honrou até aqui sempre me dando forças e saúde para continuar. Agradeço imensamente ao meu marido Daniel Gavazzoni que sempre me apoiou e incentivou nessa longa caminhada, acreditando no meu sucesso. Agradeço a minha avó Luzia por tudo que fez e faz por mim, sempre tão doce e amável com seus olhos brilhando de orgulho de sua Neta. Agradeço a minha mãe Ana por todo apoio e ajuda financeira e ao meu pai que sempre fez questão de me ajudar apesar das dificuldades e mesmo com sua saúde frágil não perdeu a alegria de viver e de me desejar o melhor.

Agradeço ao meu orientador Rafael Leal por toda dedicação, paciência, interesse, comunicação e respeito. É imensurável todo auxílio que recebi e que com certeza fez a maior diferença nessa jornada. Finalizarei minha graduação com uma bagagem totalmente diferente de quando entrei, e ter a oportunidade de realizar um experimento me fez sair da zona de conforto e crescer como pessoa e acadêmica.

Agradeço a toda equipe do Laboratório de Poluição dos Solos, Danrley, Fernanda, Ingrid e Murilo, que me ajudaram em todas as etapas do experimento deste TCC. Agradeço também ao professor Lucas Anjos por ceder seu laboratório e por toda atenção dada nesse período, fazendo questão de sanar todas as dúvidas e por aceitar o convite de co-orientação.

E para finalizar agradeço as professoras Jaqueline e Veridiana por aceitarem o convite para participar da banca. E obrigada também ao Instituto Federal Goiano por tornar esse sonho possível.

**Obrigada!**

## RESUMO

OLIVEIRA, Ranusa Pires. *Talinum paniculatum* cultivado em latossolo vermelho contaminado com chumbo. 2020. 4p Trabalho de curso (Curso de Bacharelado de Engenharia Ambiental). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Câmpus Rio Verde, GO, 2020.

Este trabalho teve como objetivo avaliar o crescimento e a produção de massa seca de *Talinum paniculatum* cultivado em um Latossolo Vermelho contaminado por chumbo. As plantas foram submetidas a concentrações de Pb de 0, 100, 200, 600 e 1200 mg dm<sup>-3</sup> de solo, com cinco repetições por tratamento. O experimento foi conduzido sob delineamento inteiramente casualizado, em casa de vegetação. Foram avaliados semanalmente o diâmetro, a altura e a quantidade de folhas. Após 90 dias, foram analisados a massa seca das folhas, caules e raízes, além de quantificados os teores de chumbo total e disponível (DTPA) no solo. Não houve diferenças significativas entre os tratamentos para nenhum dos parâmetros analisados, apesar das evidências da literatura quanto aos efeitos deletérios de altas concentrações de chumbo no crescimento das plantas. Em função da textura argilosa e alto teor de matéria orgânica, a quase totalidade do chumbo aplicado permaneceu retido no solo, indisponível às plantas, o que foi atestado pelas baixas concentrações de Pb disponíveis encontradas ao final do experimento (máximo de 6,8 mg kg<sup>-1</sup>). Os baixos teores disponíveis são consistentes com as evidências da literatura quanto a elevada capacidade de adsorção de Pb por Latossolos. Desse modo, apesar do chumbo ser um elemento tóxico as plantas, sua imobilização no solo restringiu a manifestação de efeitos tóxicos na planta.

**Palavras-chave:** massa seca, metais pesados, matéria orgânica



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	4
<b>2.1 Poluição do Solo</b> .....	4
<b>2.1.1 O solo e sua importância</b> .....	4
<b>2.1.3 Gerenciamento de áreas contaminadas</b> .....	7
<b>2.1.4 Técnicas de recuperação</b> .....	9
<b>2.2 Metais Pesados</b> .....	10
<b>2.2.1 Chumbo</b> .....	11
<b>2.2.2 Dinâmica do chumbo no solo</b> .....	13
<b>2.3 <i>Talinum paniculatum</i></b> .....	14
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	16
<b>3.1 Delineamento Experimental</b> .....	16
<b>3.2 Coletas e Preparo do Solo</b> .....	16
<b>3.3 Preparo da Solução Contaminante e Contaminação dos Solos</b> .....	17
<b>3.4 Instalação do Experimento</b> .....	19
<b>3.5 Parâmetros Analisados</b> .....	20
<b>3.6 Análise Estatística</b> .....	20
<b>3.7 Desmonte do Experimento</b> .....	20
<b>3.8 Determinação dos Teores de Pb no Solo</b> .....	22
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	23
<b>5 CONCLUSÃO</b> .....	29
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	30

## 1 INTRODUÇÃO

O mundo vem sendo constantemente alterado pelas ações do homem, sendo que a poluição ambiental é atualmente um dos mais graves problemas enfrentados pela humanidade. Dentre os diferentes tipos de poluição, têm-se a problemática dos metais pesados, devido às atividades industriais, agrícolas ou descarte inapropriado de resíduos domésticos. Granziera (2009) observa que, em matéria de disposição de resíduos industriais, a legislação ambiental foi posterior ao desenvolvimento da indústria, o que resultou nos chamados passivos ambientais. O problema do passivo ambiental atinge tanto os países industrializados, que já investiram muito em programas de remediação e revitalização de áreas contaminadas, quanto os países em desenvolvimento, nos quais existe ainda uma grande demanda por estratégias e políticas públicas adequadas (MOERI; ULLRICH, 2007).

Metal pesado é um termo geral, aplicado a um grupo de elementos químicos com peso específico maior que  $5\text{g cm}^3$ , ou com número atômico maior que 20 (MALAVOLTA et al., 2006). Outras formas de designar os metais pesados são: metais tóxicos, elementos potencialmente tóxicos ou elementos-traço (ZEITOUNI, 2003). Estão presentes naturalmente no solo em baixas concentrações, como resultado do intemperismo e de outros processos pedogenéticos (KEDE et al., 2008). A preocupação em relação às áreas onde os metais pesados (MPs) se depositam tem aumentado, sendo o cenário agravado a partir do momento que esses entram na cadeia alimentar (ABREU et al., 1995).

A poluição do solo é crescente no mundo, existindo grande quantidade de áreas contaminadas não apenas por metais, mas por vários outros agentes químicos, como sais, compostos orgânicos, organometálicos e elementos radioativos. Em geral, o excedente de metais no solo é de origem antrópica e as atividades realizadas pelo ser humano geram poluição, sendo que a remoção dos compostos potencialmente tóxicos se torna complicada devido ao número de classes e tipos produzidos (LAMEGO; VIDAL, 2007).

De uma lista de 275 substâncias orgânicas e inorgânicas consideradas mais perigosas para a saúde humana e, portanto, prioritárias para controle da exposição humana nos EUA, o chumbo (Pb) ocupa o segundo lugar (ATSDR, 2019). O Pb pode ocasionar diversos problemas a saúde humana e ao meio ambiente, como a contaminação do lençol freático e a toxicidade a plantas, animais e humanos. O chumbo é um metal pesado que

se acumula preferencialmente nas camadas superficiais do solo, e sua disponibilidade varia sobretudo pelo pH do solo (PÄIVÖKE, 2002).

Dentre os principais efeitos ocasionados pelo excesso de chumbo às plantas há a redução do crescimento, clorose, inibição da fotossíntese, alteração da nutrição mineral, do estado hídrico e do balanço hormonal. Ainda, o chumbo pode impactar a estrutura e a permeabilidade das membranas, causando diversos impactos morfológicos, fisiológicos e bioquímicos. O Pb altera principalmente o crescimento das raízes e das plantas, e esse aspecto tem sido utilizado para avaliar a tolerância de diferentes espécies vegetais ao Pb (DI SALVATORE et al., 2008).

Vários métodos têm sido utilizados para remediar solos contaminados com MPs, mas muitos deles são agressivos ao meio ambiente. Dentre os métodos, têm-se o uso de ácidos fortes (ácido sulfúrico, ácido nítrico, ácido clorídrico) que, apesar de eficientes, podem afetar negativamente a qualidade do solo. Podem-se usar ácidos orgânicos (cítrico, gálico, oxálico e outros), efetivos na imobilização de Pb. E, também, há a alternativa do uso de agentes quelantes, como o EDTA (ácido etilenodiamino tetra-acético), que aumenta a solubilidade de alguns MPs. Além dos tratamentos citados, a retirada de parte do solo contaminado também pode ser realizada, o que expõe os horizontes do solo, ocasionando a degradação do solo.

A fitorremediação é uma técnica que emprega plantas como agentes de descontaminação, com o fim de remediar água e solos contaminados por poluentes de origem orgânica e inorgânica através de suas raízes e partes aéreas. Estudos e pesquisas têm comprovado que a fitorremediação é uma estratégia eficaz e financeiramente viável para diminuir a contaminação dos solos. Segundo Vasconcellos et al. (2012), além de ser financeiramente viável e possuir baixo risco ao ambiente, a técnica apresenta outras inúmeras vantagens que devem ser consideradas. Entre as principais, a viabilidade de aplicação *in situ* em áreas extensas, a possibilidade em remediar diferentes tipos de poluentes, a capacidade de remediar águas contaminadas, solo, sedimentos e o ar, a facilidade na monitorização das plantas, a possibilidade de ser associado com outros métodos de descontaminação, o favorecimento na conservação dos recursos naturais, sendo assim, um método esteticamente bem aceito pela sociedade (SILVA et al., 2019).

A fitorremediação de solos contaminados com MPs tem como princípio a absorção e acúmulo desses elementos pelas plantas, as quais podem ser posteriormente armazenadas para tratamento subsequente (OLIVEIRA et al., 2006). De forma geral, as espécies fitorremediadoras funcionam como um filtro, promovendo a descontaminação

do meio, armazenando os poluentes em sua biomassa, podendo ser usadas em grandes áreas, sendo também uma técnica sustentável e viável tecnicamente, ambientalmente e economicamente. Devido ao intenso manejo dos recursos naturais, muitas vezes incorreto, é cada vez mais necessário solucionar os problemas ambientais com tecnologias que não causem outros impactos ambientais. Para tanto, é necessário investir em meios que gerem menos impactos negativos, e para os já existentes, formas de recuperá-los sustentavelmente.

Golveia et al. (2014) observaram em seu trabalho que fitoextração de chumbo realizada pela espécie *Jatropha curcas* L. foi considerada eficiente. Andrade et al. (2009) comprovaram que o girassol teve um bom desempenho fitorremediador, acumulando maior quantidade de Pb e Zn na parte aérea das plantas. Souza et al. (2011) combinaram em seu estudo a fitorremediação e a utilização de microorganismos para aumentar a descontaminação, concluindo que a espécie *Stizolobium aterrimum* possui boa tolerância ao Pb e pode ser indicada como fitoestabilizadora de solos contaminados com este elemento.

Apesar do aumento na quantidade de estudos sobre a fitorremediação, os trabalhos relacionados ao tema ainda são poucos, principalmente ao se considerar que o Brasil possui uma grande biodiversidade, com muitas espécies endêmicas de potencial fitorremediador ainda desconhecido. Nesse contexto, objetivou-se com este trabalho avaliar o crescimento e a produção de massa seca de *Talinum paniculatum* cultivada em um Latossolo Vermelho contaminado com concentrações crescentes de Pb (até 1200 mg dm<sup>-3</sup> de solo).

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Poluição do Solo

#### 2.1.1 O solo e sua importância

O meio ambiente é um bem imprescindível a existência da vida no planeta Terra. Dessa forma, é necessário protegê-lo e usá-lo de forma sustentável. Esse é um dever e um direito que é assegurado pela Constituição Federal na Lei de Crimes Ambientais.

De acordo com a Lei de Crimes Ambientais “Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora” cabe detenção e multa. (BRASIL, 1998, Art. 54.)

Segundo a EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) o solo pode ser conceituado como:

O solo que classificamos é uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta, contém matéria viva e podem ser vegetados na natureza onde ocorrem e, eventualmente, terem sido modificados por interferências antrópicas (EMBRAPA, 2006).

O solo está na superfície da terra, e está sempre sofrendo transformações naturais e antrópicas. É um meio natural de desenvolvimento das plantas e base para as atividades humanas, onde são construídas casas, estradas, etc.

“O solo é um recurso natural não-renovável na escala de tempo humana. Por isso, ele não deveria, em princípio, ser o receptáculo final de detritos e resíduos descartados pelo homem” (RESENDE et al., 2014).

O solo é um recurso natural, relevante à atividade agrícola, devido a propriedades específicas que lhe permitem oferecer sustentação às plantas e condições de desenvolvimento (ANJOS; RAIJ, 2004), isso por que:

[...] trata-se de um material poroso, que possibilita a penetração de raízes e supre as necessidades das plantas em água e em nutrientes minerais [...] propriedades únicas [...] decorrentes do fator biota [...] A existência de organismos vivos – plantas, microorganismos, invertebrados e outros – no solo

ou no revestimento vegetal que o recobre é que o diferencia de material geológico não consolidado. (ANJOS; RAIJ, 2004)

Os elementos minerais contidos no solo, necessários para o desenvolvimento das plantas, são classificadas em macronutrientes e micronutrientes. No primeiro grupo estão os elementos: nitrogênio (N), cálcio (Ca), potássio (K), fósforo (P), magnésio (Mg) e o enxofre(S). No segundo: cobre (Cu), boro (B), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo) e zinco (Zn). (SBCS-NÚCLEO REGIONAL SUL, 2004)

Os metais pesados estão presentes naturalmente no solo em baixas concentrações, como resultado do intemperismo e de outros processos pedogenéticos (KEDE et al., 2008). Por esta razão, alguns constituem um conjunto de nutrientes essenciais para várias funções fisiológicas dos seres vivos (ZEITOUNI, 2003), especialmente para as plantas. Porém, existem os MPs que são considerados tóxicos para as plantas: arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), antimônio (Sb), bário (Ba), berílio (Be), tálio (Tl), estanho (Sn), titânio (Ti).

Muitos metais são micronutrientes, ou seja, elementos exigidos em quantidades menores se comparados aos macronutrientes e que são elementares para a sobrevivência das plantas, sendo que alguns exemplos são: cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni) e zinco (Zn) (MALAVOLTA et al., 2006). Contudo, concentrações excessivas desses metais resultam em fitotoxicidade (PAIVA et al., 2004).

Em geral, o excesso de metais no solo é de origem antrópica, ou seja, devido à ação humana. As atividades realizadas pelo ser humano geram poluição, e a remoção dos compostos potencialmente tóxicos torna-se complicada devido ao número de classes e tipos produzidos (LAMEGO; VIDAL, 2007).

O solo é um recurso finito que possui resiliência. Porém, quando submetido a uma intensa degradação, essa propriedade pode ser comprometida, podendo ser necessária a intervenção do homem na recuperação do mesmo. Além disso, pode ser necessária mais de uma geração para recuperar sua qualidade, quando possível. Segundo Fullen e Catt (2004), é imperativo que os solos sejam conservados tanto no presente quanto para futuras gerações.

### **2.1.2 Contaminação e degradação do solo**

Para que um ambiente seja considerado sustentável o solo deve estar apropriado para manter a interação entre os ecossistemas. O ambiente natural encontrava-se em equilíbrio dinâmico, até que a atividade humana passou, progressivamente, a interferir

cada vez mais profundamente na apropriação dos recursos naturais. Os processos de mecanização da agricultura através da tecnologia em sistema de monocultura, a forte e generalizada implantação de pastagens, a intensa exploração de recursos energéticos e matérias-primas como o carvão mineral e o petróleo, descaracterizaram de forma irreversível o cenário do planeta e provocaram processos degenerativos profundos na natureza (VEZZANI, 2011).

Processos naturais como lixiviação, erosão, deslizamentos ou modificação da cobertura vegetal, entre outros, constituem-se processos que ocorrem nos ambientes naturais, mesmo sem a intervenção humana. Entretanto, quando o homem desmata, planta, constrói e altera o ambiente, esses processos, ditos naturais, tendem a ocorrer com intensidade maior e mais violenta e, assim, as consequências para a sociedade são quase sempre trágicas (VEZZANI, 2011).

A degradação ambiental não deve ser estudada somente sob o ponto de vista físico, pois a questão deve ser entendida de forma globalizada, integrada, levando-se em consideração as relações presentes entre a degradação ambiental e a sociedade motivadora desse problema, que, ao mesmo tempo, sofre com os efeitos e procura resolver, recuperar, reconstruir as áreas degradadas (VEZZANI, 2011).

Os compostos químico-orgânicos podem ser agentes de contaminação do solo quando são incorporados a ele (ou acidentalmente vazam) através de dejetos industriais ou urbanos. Os materiais descartados incluem componentes da fabricação de máquinas, pequenos ou grandes vazamentos de combustíveis ou lubrificantes, explosivos de uso militar e pulverizações de produtos químicos aplicados para o controle de pragas em ecossistemas terrestres. Os pesticidas são, provavelmente, os poluentes orgânicos de uso mais disseminado nos solos. Nos Estados Unidos, eles são usados em cerca de 150 milhões de hectares, dos quais três quartos são de terras agricultadas. A contaminação dos solos devido a outros poluentes orgânicos é geralmente mais localizada do que a provocada pelo uso sistemático de pesticidas (BRADY; WEIL, 2013).

Os contaminantes orgânicos são resíduos de atividades industriais ou urbanas. Entre os poluentes, os pesticidas se destacam por serem usados em larga escala e grandes áreas, sendo que essa forma de poluição é difusa, podendo ser encontrados em locais em que não foram aplicados o produto (BRADY; WEIL, 2013).

A toxicidade provocada por contaminantes inorgânicos, liberados no meio ambiente todos os anos, é atualmente considerada maior do que a provocada por fontes orgânicas e radioativas combinadas, sendo que boa parte dessas substâncias inorgânicas acaba contaminando os solos. Os maiores contaminantes são mercúrio, cádmio, arsênio, chumbo, níquel, cobre, zinco, cromo, molibdênio, manganês, selênio, boro e flúor. Em maior ou menor grau, todos esses elementos são tóxicos ao homem e a outros animais. Cádmio e Arsênio são extremamente venenosos; mercúrio, chumbo, níquel e flúor são

moderadamente danosos; enquanto Boro, Cobre, Manganês e Zinco são relativamente menos tóxicos aos mamíferos (BRADY; WEIL, 2013).

Dentre os principais contaminantes do solo estão os metais pesados. Existem várias formas naturais de liberar metais pesados na natureza, um exemplo disso é o intemperismo de rochas. Alguns metais são importantes para as plantas dependendo de sua concentração (por exemplo, Cu, Fe, Mn e Zn) e outros prejudiciais, como o Pb e o Cd, independentemente da sua quantidade (SOUZA, 2018). Oliveira (2009) ressalta que devido aos metais pesados serem persistentes nos solos, a contaminação do mesmo é permanente; agravando o impacto da degradação das propriedades químicas e biológicas do solo.

Segundo Wouk e Melo (2005), dentre as principais preocupações quanto aos efeitos dos metais pesados aos solos, destacam-se: o ingresso desses elementos na cadeia alimentar, a redução da produtividade agrícola devido a efeitos fitotóxicos, acumulação no solo, alterações da atividade microbiana e contaminação dos recursos hídricos.

A contaminação tem grande relevância na degradação dos solos. Esse fenômeno está associado à entrada de substâncias que, após atingirem determinada concentração, são consideradas prejudiciais, impactando negativamente a capacidade do solo no desenvolvimento de suas funções ou, em outras palavras, sua qualidade natural. Pode ocorrer de duas formas: endógena, quando os constituintes naturais do solo apresentam-se em concentrações elevadas, podendo causar toxicidade. Por outro lado, a contaminação exógena ocorre quando as substâncias contaminantes são transportadas artificialmente ao solo. Esta última constitui-se na forma mais usual de contaminação dos solos (WOUK; MELO, 2005).

### **2.1.3 Gerenciamento de áreas contaminadas**

A Resolução CONAMA n. 420 de 2009, instrui que o processo de identificação de uma área contaminada abrange diversas etapas, como avaliação preliminar, investigação confirmatória, investigação detalhada, avaliação de risco, ações para reabilitação da área e, ainda, avaliação das concentrações das substâncias encontradas para atingirem níveis aceitáveis para o uso desejado futuro (BRASIL, 2009). A utilização futura da área determinará a eficiência de remoção necessária, assim como as tecnologias de remediação, o tempo de operação e seu custo. Para definir precisamente as ações de



reparação, é de extrema importância ter-se o conhecimento do cenário local, a extensão da contaminação e as rotas de contaminação existentes.

No Brasil, a Lei Federal n. 6.938, de 31 de agosto de 1981, instituiu o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SNMA), que é formado pela União, Estados e Municípios. Essa lei definiu, entre outros, o conceito de degradação ambiental - alteração adversa das características do meio ambiente, e poluição - degradação da qualidade ambiental resultante de atividade que, direta ou indiretamente, prejudica a saúde, a segurança e o bem-estar da população.

Para regulamentar as ações humanas que interferem no meio ambiente, a Lei n. 6.938/81 estabeleceu, em seu art. 8º, inciso VII, a competência legal do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) para estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente, visando o uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos.

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA), área contaminada é um local que contenha qualquer substância ou resíduos que possam causar danos por sua quantidade ou concentração a saúde humana, meio ambiente ou outro bem que deve ser protegido. E que “tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural”.

A Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009, torna o gerenciamento de áreas contaminadas facilitado, através de medidas que assegurem o conhecimento das características das áreas e dos impactos por ela gerados, assegurando os instrumentos necessários para uma ação mais adequada. A resolução visa minimizar os riscos que essas áreas possam causar a população e ao meio ambiente. Conhecendo as características da contaminação é possível a reabilitação do local, podendo este ser usado futuramente.

No que tange à contaminação do solo, a Resolução CONAMA n. 420 de 2009 (BRASIL, 2009), tem por objetivo estabelecer critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas, entre elas os metais pesados. Essa resolução define três categorias de valores orientadores, sendo: Valor de Referência de Qualidade (VRQ) - concentração de determinada substância que irá definir a qualidade natural do solo baseada em estudos prévios para cada estado brasileiro; Valor de Prevenção (VP) - concentração de valor-limite de determinada substância no solo; e Valor de investigação (VI) - concentração de determinada substância no solo da qual decorrem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana. Essa resolução

estabelece como limites para chumbo, VP igual a  $72 \text{ mg kg}^{-1}$  e para VI está dividido de acordo com o cenário de utilização da área, sendo na área agrícola igual a  $150 \text{ mg kg}^{-1}$ , área residencial igual a  $240 \text{ mg kg}^{-1}$  e para área industrial igual a  $4400 \text{ mg kg}^{-1}$ .

A apresentação dos padrões e valores orientadores tem como função, prover limites quantitativos no processo de avaliação e diagnóstico da qualidade dos recursos ambientais: solo, água e ar. Com isso, subsidiar as ações preventivas e de controle da poluição ou ainda, ações emergenciais, para proteção da saúde humana ou ambiental.

#### **2.1.4 Técnicas de recuperação**

Técnicas de recuperação de áreas contaminadas por Pb incluem, por exemplo, o tratamento de águas industriais, a escavação, a incineração e a remoção física de poluentes e os filtros para fumaça, entre outros. A maioria desses métodos tem custos altos e demanda alta tecnologia, de modo que muitas vezes seu uso fica restrito apenas a países desenvolvidos ou a grandes corporações (PILON-SMITS, 2005). A recuperação de áreas impactadas está entre as prioridades da sociedade, tendo assim uma grande demanda comercial e ambiental por técnicas que possam minimizar ou recuperar essas áreas (JULIATTI et al., 2002).

No momento atual, há considerável interesse no desenvolvimento de estratégias que sejam eficientes e contínuas na remediação de solos contaminados com metais pesados (CONCAS et al., 2004). As condições ambientais e a biodisponibilidade dos metais pesados são condições determinantes para a escolha do método de remediação a ser utilizado (MULLIGAN et al., 2001). As técnicas de remediação podem ser *in situ* ou *ex situ*, sendo preferível optar pela *in situ* por ter baixos custos e não favorecer contaminações secundárias. Diminui-se assim o risco de impactos ambientais proveniente da remediação do solo, como pode ocorrer na *ex situ* pelo fato de ter que transportar o material contaminado até o sítio de tratamento. *Ex situ* requer escavação e remoção do solo contaminado, aumentando o custo do processo, no entanto é mais fácil controlar as condições do meio, fato esse essencial para o tratamento do solo. O mais importante na escolha da tecnologia é considerar as características intrínsecas de cada sítio contaminado, responder a legislação ambiental, sendo condizente com o risco que apresenta a contaminação (TAVARES, 2009).

Vários métodos têm sido utilizados para remediar solos contaminados com MPs, porém muitos deles são agressivos ao ecossistema e tem custo elevado. A utilização de

ácidos fortes, como ácido sulfúrico, ácido nítrico e ácido clorídrico, é eficiente, porém acarreta prejuízos ao solo (TUIN; TELS, 1990). Ácidos orgânicos também têm se mostrado efetivos na imobilização de Pb (RENELLA et al, 2004), e a utilização de agentes quelantes, como o EDTA, é eficiente no aumento da solubilidade de alguns MPs (PIECHALAK et al., 2003). Tem-se ainda, a remoção de parte do solo contaminado, mas isso expõe os horizontes do solo, prejudicando sua qualidade natural.

A fitorremediação é uma tecnologia que utiliza sistemas vegetais como agentes de descontaminação, para remediar água e solos contaminados por poluentes de origem orgânica, como: hidrocarbonetos, pesticidas, compostos clorados, nitrogenados e explosivos; e inorgânica: metais e elementos radioativos. Os mecanismos da fitorremediação para metais pesados estão fundamentados na solubilização do elemento, que pode ser auxiliada por agentes quelantes ou microrganismos. Uma vez que os metais se encontram disponíveis, eles são extraídos ou dessorvidos do solo (SCHMIDT, 2003). As plantas expostas à altas concentrações de metais pesados apresentam um aumento na produção da ligação metal-proteínas, como as metalotioneínas, capazes de se ligar fisiologicamente a metais como cobre, zinco e metais pesados, pelo grupo tiol dos resíduos de cisteína (MACOVEI et al. 2010) e as fitoquelatinas, que são sintetizadas pela glutatona e possuem a capacidade de se ligar ao metal pesado, formando um complexo transportado ao vacúolo (HEISS et al., 2003).

## 2.2 Metais Pesados

Metais com densidade atômica alta (cerca de 3,5 a 7,0 g cm<sup>3</sup>), são conceituados ‘metais pesados’, e apesar deste ser um termo impreciso, tornou-se mundialmente conhecido, sendo normalmente usados para a identificação de elementos como cromo, cádmio, mercúrio, cobre, níquel, zinco e chumbo.

Os metais pesados são um grupo de elementos situados entre o cobre e o chumbo na tabela periódica tendo pesos atômicos entre 63,5 e 200,6 e densidade superior a 4,0 g cm<sup>3</sup>. Destacam-se por estarem presentes em grande parte das fontes de contaminação. Os metais são componentes naturais dos sistemas ambientais, tais como: rochas, solos, sedimentos, água e organismos. Alguns são essenciais às plantas como ferro, zinco, cobre, níquel, manganês mas podem ser contaminantes, dependendo da concentração. Outros são tóxicos, ou seja, não têm função no organismo em qualquer concentração: arsênio, chumbo, cádmio, mercúrio, alumínio e prata. Os principais metais indicadores de contaminação são: mercúrio, cádmio, cromo, níquel, zinco, chumbo, cobre, ferro e manganês (CONCIANI, 2016).

“Metais pesados, por não serem biodegradáveis, podem se acumular nos tecidos vivos ao longo da cadeia alimentar, chegando ao ser humano principalmente por meio da alimentação” (VIRGA et al., 2007). Por não serem eliminados nos processos de metabolismo dos seres vivos, os MPs são considerados bioacumulativos, o que os tornam ainda mais nocivos.

Em 5 de novembro de 2015, a barragem de rejeitos de Fundão, operada pela mineradora Samarco, rompeu-se no município de Mariana - MG, liberando cerca de 50 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos de mineração de ferro, ocasionando o maior desastre ambiental no Brasil de origem minerária. Um *tsunami* de lama tóxica desceu sobre o rio Gualaxo do Norte, atingiu o distrito de Bento Rodrigues, devastando o local, até desaguar, na madrugada seguinte, no rio do Carmo, e adentrar no município vizinho, Barra Longa. O percurso da lama atingiu o Rio Doce, até sua foz no Espírito Santo - ES. Como conclusão, houve 40 municípios afetados, nos dois estados, totalizando 663 km de corpos hídricos diretamente impactados, custando 19 vítimas fatais, milhares de famílias desalojadas e 11 toneladas de peixes mortos. (IBAMA, 2015; JUSTIÇA GLOBAL, 2015).

Um estudo realizado por Bandini et al. (2019) demonstrou que animais e o meio ambiente ao longo da bacia do rio Doce estão contaminados com altos níveis de metais pesados — como ferro, bário e níquel, entre outros — após o rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana - MG. Esse foi um alerta de que ainda precisa-se melhorar a legislação e fiscalização brasileira, sendo inaceitável que uma tragédia de tamanha proporção aconteça.

### **2.2.1 Chumbo**

O chumbo é um metal que se apresenta naturalmente nos solos. Essa presença ocorre devido ao comportamento específico do metal em se concentrar em regiões ácidas dos solos, resultando do intemperismo químico de rochas magmáticas e sedimentos argilosos. Nesses casos, sua concentração natural varia entre 10 a 40 mg kg<sup>-1</sup>. Quando encontrado em rochas calcárias, os teores geralmente se apresentam entre 0,1 a 10 mg kg<sup>-1</sup>. A abundância média de chumbo na crosta terrestre é estimada em cerca de 15 mg kg<sup>-1</sup>, justificando teores muitas vezes encontrados em solos naturais ausentes de manejo humano (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Apesar da ocorrência do chumbo desde os processos pedogenéticos, o crescente aumento nos seus teores no solo e sua presença no ambiente é atribuído exclusivamente à contaminação humana, uma vez que diversos setores industriais depositam diariamente grandes quantidades de chumbo no ambiente, como indústrias extrativa, petrolífera, de tintas e corantes, mas principalmente baterias, chumbeiras, sucatas automobilísticas, siderúrgicas e fertilizantes (ANDRADE et al., 2009; FERNANDEZ et al., 2011; NACKE et al., 2013; GONÇALVES Júnior et al., 2014).

A exposição ambiental ao metal pesado chumbo aumentou significativamente após o avanço do processo de industrialização e o aumento da mineração. Trata-se de uma exposição maior que de outros elementos da natureza. Globalmente, calcula-se que cerca de 300 milhões de toneladas de chumbo já foram distribuídas no meio ambiente durante os últimos cinco milênios, especialmente nos últimos 500 anos. Após o advento do automobilismo, no início do século XX, aumentou-se bastante a exposição ao chumbo devido ao seu uso junto com o petróleo (PAOLIELLO, 2001).

O chumbo é o quinto metal mais utilizado na indústria. É empregado principalmente na fabricação de baterias ácidas. Sua reciclagem é feita devido à escassez do mesmo nas jazidas existentes, além da preocupação com o meio ambiente. Os resíduos contendo chumbo são classificados segundo a norma brasileira de resíduos (NBR-1004) como perigosos. O processo de reciclagem é constituído por duas fases: separação dos componentes da bateria ácida de chumbo e fusão do metal em fornos de redução. [...] Os principais fatores potenciais de contaminação ambiental identificados foram a emissão de material particulado contendo chumbo e a formação de escória também contaminada pelo mesmo metal. O resultado da caracterização das baterias e a análise dos dados obtidos nas visitas mostram que a reciclagem de chumbo é uma fonte potencial de poluição ambiental. O controle do processo de reciclagem deve ser rigoroso para se atingir padrões ambientais aceitáveis e a necessidade de muitos equipamentos de controle ambiental contribuem de forma significativa para um elevado custo do processo (MACHADO, 2002).

O chumbo está presente na poluição atmosférica a partir da queima de combustíveis fósseis (carvão, petróleo e gás natural) e também às indústrias que empregam a fusão de chumbo em seus processos de fabricação. Até os anos 90, a adição de chumbo tetraetila (CTE) na gasolina era comum em vários países, sendo que os automóveis eram considerados a maior fonte de poluição do ar por este elemento. No Brasil, a adição de CTE na gasolina foi proibida em 1989. Ainda assim, grande parte da contaminação de solos por chumbo pode ser atribuída ao seu uso no passado, como a adição de CTE à gasolina. A diminuição das emissões atmosféricas de chumbo com a

restrição do uso do chumbo tetraetila na gasolina auxiliou na redução da emissão de chumbo na atmosfera (WHO, 2008).

Atualmente calcula-se que cerca de 90% do consumo nacional de chumbo metálico provenha de atividades de reciclagem. Segundo Silva e Teixeira (2020), consumidores de chumbo por ordem decrescente de importância são: os fabricantes de baterias ácidas automotivas e industriais, responsáveis por 95,24% do consumo do chumbo metálico em 2008 e os de óxidos, 4,76%. No ano 2000, o Brasil consumiu 156,4 mil toneladas de chumbo metálico, e em 2008, 182,2 mil toneladas, o que representa um crescimento de 16,51% na demanda de chumbo para o período, a uma taxa média de 1,93% ao ano (SILVA; TEIXEIRA, 2020).

O chumbo é considerado um dos metais pesados mais tóxicos para o homem e as plantas. A sua ação fitotóxica é abordada na literatura científica por vários pesquisadores que tem analisado seus efeitos em diversas espécies. Esse metal se acumula no solo, prejudicando o crescimento das plantas, principalmente na parte radicular (SILVA et al., 2015). Ao entrar em contato com as plantas, o Pb pode alterar a germinação, a suscetibilidade à seca e os processos vitais, como a fotossíntese, a mitose, a absorção de água, os distúrbios nutricionais, a permeabilidade das membranas celulares, além da inibição da respiração (PAIVA, 2000; SOARES et al., 2001). Dentre os principais efeitos causados pelo excesso deste metal às plantas pode-se citar a redução do crescimento, a inibição da fotossíntese, a clorose, a alteração da nutrição mineral, do estado hídrico e do balanço hormonal. Ainda, o chumbo pode afetar a estrutura e a permeabilidade das membranas desencadeando diversos efeitos morfológicos, fisiológicos e bioquímicos (SHARMA et al., 2005).

### **2.2.2 Dinâmica do chumbo no solo**

Conforme Carvalho et al. (2008), de forma geral, a dinâmica dos metais nos solos depende das reações químicas de adsorção e dessorção, que por sua vez são influenciadas pela presença de ligantes orgânicos e inorgânicos e a capacidade de troca de cátions (CTC) dos solos.

A capacidade de troca de cations (C.T.C.) é uma característica físico-química fundamental dos solos. Indica a quantidade de ions positivos que um solo é capaz de reter em determinadas condições e permutar por quantidades estequiometricamente equivalentes de outros ions do mesmo sinal. Trata-se de um atributo de grande interesse prático, muito útil em estudos de fertilidade,

além de ser indispensável para a caracterização de unidades de solos (RAIJ, 1969).

Segundo Amaral Sobrinho (1993), o Pb apresenta baixa mobilidade devido às reações de adsorção/dessorção, precipitação/sobulização, complexação e oxi-redução, tanto na fase inorgânica quanto na fase orgânica.

A matéria orgânica tem efeitos pronunciados nas reações químicas do solo e é de grande importância na retenção e mobilidade dos metais pesados no solo. A formação de complexos orgânicos com metais através da quelação ou seqüestro é um dos mais importantes mecanismos de ligação que ocorrem nos horizontes superficiais dos solos. A quelação pode tornar o metal mais ou menos solúvel (WOWK, 2003).

Segundo Martins et al. (2014), a mobilidade dos metais pesados varia em função de parâmetros como pH do solo, conteúdo de matéria orgânica, presença de óxidos-hidróxidos de Fe e tipos de minerais de argila.

### **2.3 *Talinum paniculatum***

A espécie *Talinum paniculatum* (Jacq.) Gaerth. Apresenta a denominação *Talinum patens* (L.) Wild, como principal sinonímia científica. É conhecida popularmente como bredo-major-gomes, manjogome, maria-gorda, carne-gorda, língua de vaca, beldroega grande, beldroegão, entre outros (LORENZI; MATOS, 2008). Pertence à família *Portulacaceae*, que é constituída por ervas ou subarbustos e por 47 gêneros e 500 espécies, sendo sua distribuição preponderantemente tropical e subtropical. O gênero *Talinum* consiste em aproximadamente 23 espécies (LORENZI; MATOS, 2008; RAMOS et al., 2010). É uma planta herbácea, alcançando até 70 cm de altura. As folhas são opostas, pecioladas, bem carnosas e suculentas de bordo liso. Ela vegeta em vários tipos de solos e sua reprodução ocorre por sementes e vegetativamente pelo enraizamento caulinar.

A espécie é considerada daninha, por crescer espontaneamente entre plantas cultivadas, em beiras de estradas e terrenos baldios. É considerada uma planta invasora e possui origem na América Tropical. Com ampla distribuição em todos os Estados brasileiros, há regiões em que é consumida como verdura, cozinhando-se as folhas ou como salada. Ela também possui uso ornamental nos Estados Unidos e possui várias propriedades terapêuticas comprovadas (RAMOS, 2003; SOARES, 2005).

Atualmente, relatos de *T. paniculatum* em estudos de fitorremediação, são escassos. Souza (2017) estudou a fitorremediação com *Talinum patens* em solo

contaminado com chumbo e concluiu que a espécie estudada tem boa tolerância à exposição ao Pb e pode crescer e acumular altas concentrações do metal em seus tecidos. Contudo a espécie *Talinum triangulare*, da mesma família, vem sendo considerada como hiperacumuladora de cobre e também pode acumular chumbo, níquel, cádmio e outros metais pesados (AKINOLA et al., 2006; KUMAR et al. 2012; RAJKUMAR et al., 2009).



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Delineamento Experimental

O experimento foi realizado em casa de vegetação no Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, Rio Verde – GO. O delineamento utilizado foi inteiramente casualizado (DIC), composto por 5 concentrações de chumbo: 0, 100, 200, 600 e 1200 mg dm<sup>-3</sup> e 5 repetições, totalizando 25 unidades experimentais.

#### 3.2 Coletas e Preparo do Solo

No mês de dezembro de 2018, foi feita a coleta de solos dentro do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde. Foram utilizados nessa etapa uma enxada, pá, régua e sacos plásticos para armazenagem do solo. O solo foi coletado na profundidade de 0 a 20 cm.

Após a coleta, o solo foi disposto em uma lona para secar ao ar por aproximadamente sete dias, sendo posteriormente destorroado e peneirado em malha de 2 mm. A caracterização física e química do solo amostrado foi feita conforme o manual de métodos de análise de solo (DONAGEMA, 2011). Posteriormente, para cada unidade experimental, mediu-se um litro de esterco bovino, misturando e homogeneizando com cinco litros de solo, totalizando uma quantidade de seis litros de substrato por unidade experimental. Esse material foi homogeneizado manualmente e armazenado por alguns dias para futura contaminação.

A Tabela 1 apresenta os principais atributos físicos e químicos do solo estudado. De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, o mesmo foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico, apresentando textura muito argilosa.

**Tabela 1.** Principais atributos químicos e físicos dos solos amostrados.

Parâmetros	Solo Inicial	Parâmetros	Solo Inicial
Ca (cmolc dm <sup>-3</sup> )	4	Zn (mg dm <sup>-3</sup> )	2,9
Mg (cmolc dm <sup>-3</sup> )	2,1	B (mg dm <sup>-3</sup> )	0,5
Ca + Mg (cmolc dm <sup>-3</sup> )	6,1	CTC (cmolc dm <sup>-3</sup> )	14
Al (cmolc dm <sup>-3</sup> )	0,05	SB (cmolc dm <sup>-3</sup> )	6,4
H + Al (cmolc dm <sup>-3</sup> )	7,5	V% (Sat. Bases)	46
K (cmolc dm <sup>-3</sup> )	0,31	M% (Sat. Al)	0,8

Continua...

Continuação da Tabela 1

Parâmetros	Solo Inicial	Parâmetros	Solo Inicial
K (mg dm <sup>-3</sup> )	120	Argila %	69
S (mg dm <sup>-3</sup> )	5,4	Silte %	10
P <sub>mel</sub> (mg dm <sup>-3</sup> )	1,2	Areia %	21
CaCl <sub>2</sub> (pH)	5,21	Ca/Mg	1,9
M.O (g dm <sup>-3</sup> )	37,1	Ca/K	13,1
Na (mg dm <sup>-3</sup> )	1	Mg/K	6,9
Fe (mg dm <sup>-3</sup> )	30	Ca/CTC	0,62
Mn (mg dm <sup>-3</sup> )	63,5	Mg/CTC	0,33
Cu (mg dm <sup>-3</sup> )	1,9	K/CTC	0,05

O pH CaCl<sub>2</sub> de 5,21 é considerado como de acidez média, com baixa saturação de alumínio e uma saturação de bases (V% de 46) considerada adequada para os objetivos do experimento.

### 3.3 Preparo da Solução Contaminante e Contaminação dos Solos

No dia 25 de março de 2019, foi pesado o nitrato de chumbo (Figura 1A) e colocado na estufa a 50 °C por 24 h para eliminação da umidade externa que possa ter sido absorvida pelo reagente. Após a retirada, preparou-se uma solução com 31,97 g de nitrato de chumbo em 1 litro de água destilada, resultando numa solução estoque de 20g l<sup>-1</sup> de chumbo.

A contaminação do solo utilizou Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (Figura 1B) e foi feita de forma manual com o auxílio de uma proveta, a partir da solução estoque de Pb. O solo foi dividido em 5 lotes, sendo feita a contaminação individualmente, posteriormente homogeneizando o material.



**Figura 1.** A – Pesagem do nitrato de chumbo; B – Contaminante Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> utilizado no experimento.

A Tabela 2 apresenta detalhes dos cálculos teóricos efetuados para proceder a contaminação do solo em cada tratamento.

**Tabela 2.** Principais informações para a contaminação do solo.

<b>Contaminação por Chumbo – Solução estoque de Pb a 20g l<sup>-1</sup></b>						
<b>Tratamentos</b>	<b>Rep.</b>	<b>Solução Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 20 g L</b>	<b>Água destilada pH 6,0</b>	<b>Volume final de 1 rep.</b>	<b>Total de solução Pb (NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>/5 repetições</b>	<b>Total de H<sub>2</sub>O d/5 repetições</b>
<b>Controle</b>	5	0	1500 ml	1500 ml	0	7500 ml
<b>100 mg dm<sup>-3</sup></b>	5	30 ml	1470 ml	1500 ml	150 ml	7350 ml
<b>200 mg dm<sup>-3</sup></b>	5	60 ml	1440 ml	1500 ml	300 ml	7200 ml
<b>600 mg dm<sup>-3</sup></b>	5	180 ml	1320 ml	1500 ml	900 ml	6600 ml
<b>1200 mg dm<sup>-3</sup></b>	5	360 ml	1140 ml	1500 ml	1800 ml	5700 ml
<b>Total</b>	25	630 ml	6870 ml	7500 ml	3150 ml	34.350 ml

Após a contaminação das amostras de solo, o mesmo foi dividido em 25 sacos plásticos (Figura 2) com 6 dm<sup>3</sup> de solo cada, representando as cinco concentrações em estudo: 0 mg dm<sup>-3</sup> (C0), 100 mg dm<sup>-3</sup> (C1), 200 mg dm<sup>-3</sup> (C2), 600 mg dm<sup>-3</sup> (C3) e 1200 mg dm<sup>-3</sup> (C4) do contaminante em cinco repetições (R1, R2, R3, R4, R5).



**Figura 2.** Solo preparado para o plantio dividido em sacos.

### 3.4 Instalação do Experimento

No dia 19 de março foi feita a semeadura (Figura 3) da espécie *Talinum paniculatum* em duas bandejas de germinação de isopor com duas sementes por células. A semeadura ocorreu em substrato comercial e cobertas por vermiculita, sendo umedecidas duas vezes por dia, uma na parte da manhã e outra ao fim da tarde.



**Figura 3.** Semeadura da espécie *Talinum paniculatum*.

Após 30 dias de germinação na casa de vegetação, as mudas foram transplantadas para os vasos (Figura 4) com o solo contaminado nas diferentes concentrações de chumbo. Os vasos foram casualizados através de sorteio. Cada vaso foi composto por duas plantas.



**Figura 4.** Transplante das mudas para os vasos.

As regas dos vasos seguiram o mesmo das bandejas, duas vezes ao dia, pela manhã e pela tarde. Todos os vasos continham furos para a drenagem adequada.

### 3.5 Parâmetros Analisados

As análises biométricas de crescimento foram feitas a cada 6 dias. Os parâmetros analisados foram altura das plantas, diâmetro e número de folhas. A altura foi medida com uma régua, enquanto que o diâmetro da planta com o paquímetro. Os dados foram registrados em tabelas (Figura 5), uma para cada dia medido, com o total de 11 coletas de dados.

Academica: Ramusa Fries de Oliveira				Data: / /
Código	Diâmetro	Altura	Quantidade de folhas	
R5C4				
R5C1				
R4C1				
R1C1				
R2C1				
R3C3				
R1C3				
R3C4				
R2C4				
R3C0				
R3C2				
R1C4				
R3C1				
R2C0				
R1C0				
R2C3				
R5C3				
R5C0				
R1C2				
R4C0				
R4C3				
R5C2				
R4C4				
R4C2				
R2C2				

Figura 5. Tabela da análise biométrica.

### 3.6 Análise Estatística

A análise estatística foi realizada para os parâmetros de crescimento por meio do software SISVAR, realizando-se a análise de variância e o teste de Tukey para comparação de médias a 5% de probabilidade.

### 3.7 Desmonte do Experimento

No dia 29 de junho, após três meses de cultivo da espécie e acompanhamento do crescimento, o experimento alocado na casa de vegetação foi desmontado. As plantas foram retiradas de cada vaso, sendo que cada vaso continha duas

plantas. As plantas foram lavadas para retirada do excesso de solo. Cada planta foi separada em 3 partes (Figura 6): folhas, caule e raiz, separados em 3 sacos de papéis, um para cada parte da planta.



**Figura 6.** Divisão da planta.

Na sequência, os sacos foram levados para estufas a 50 °C para a retirada de toda a umidade e eliminação de microorganismos. O solo dos vasos foi armazenado em sacos separados por tratamento para a quantificação das concentrações remanescentes de Pb no solo, realizadas no Laboratório Exata em Jataí. Após a secagem das plantas em estufa foi feito a moagem (Figura 7) de todas as partes das plantas em um moedor do tipo willey no Laboratório de Culturas de Tecidos – IF Goiano de Rio Verde.



**Figura 7.** Moagem de cada parte das plantas.

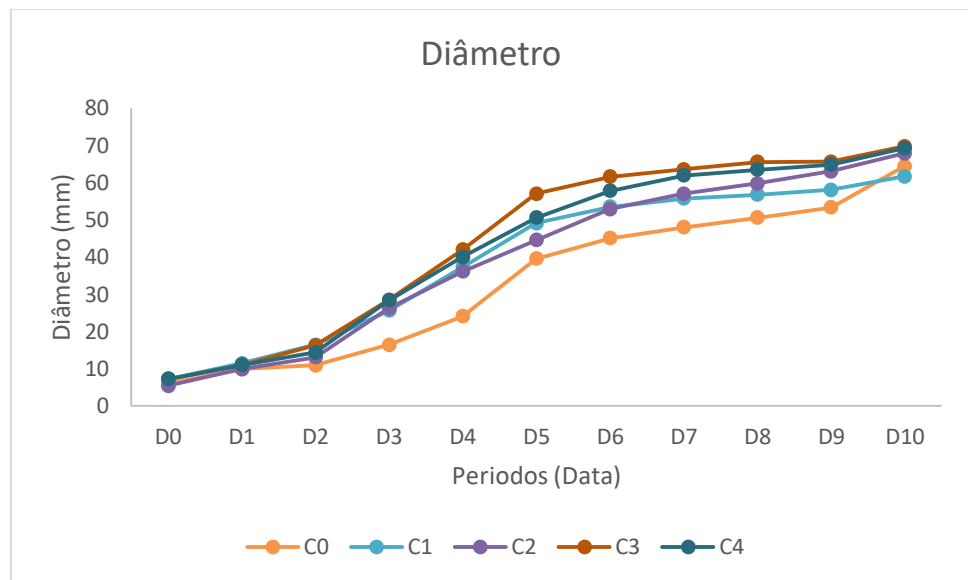
### **3.8 Determinação dos Teores de Pb no Solo**

Ao final do experimento, os teores de Pb em cada tratamento foram avaliados pelo método USEPA 3051A (Usepa, 1998), sendo a quantificação realizada por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES). As análises foram realizadas no Laboratório Exata em Jataí-Go, sendo o limite de quantificação do método de 2,44 mg kg<sup>-1</sup>. Foi também realizada a determinação do Pb disponível por DTPA (0,005 mol L<sup>-1</sup> de DTPA + 0,1 mol L<sup>-1</sup> de trietanolamina + 0,01 mol L<sup>-1</sup> de CaCl<sub>2</sub>), conforme Rajj et al. (2001), sendo que a quantificação foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica de chama ar-acetileno. Essa análise foi feita no Laboratório Terra em Goiânia.

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As análises de crescimento, avaliando o diâmetro, altura e quantidade de folhas das plantas foram realizadas de 6 em 6 dias. Ao todo foram feitas 11 coletas de dados (de 25 de abril a 24 de junho), que estão ilustrados nas Figuras 8, 9 e 10.

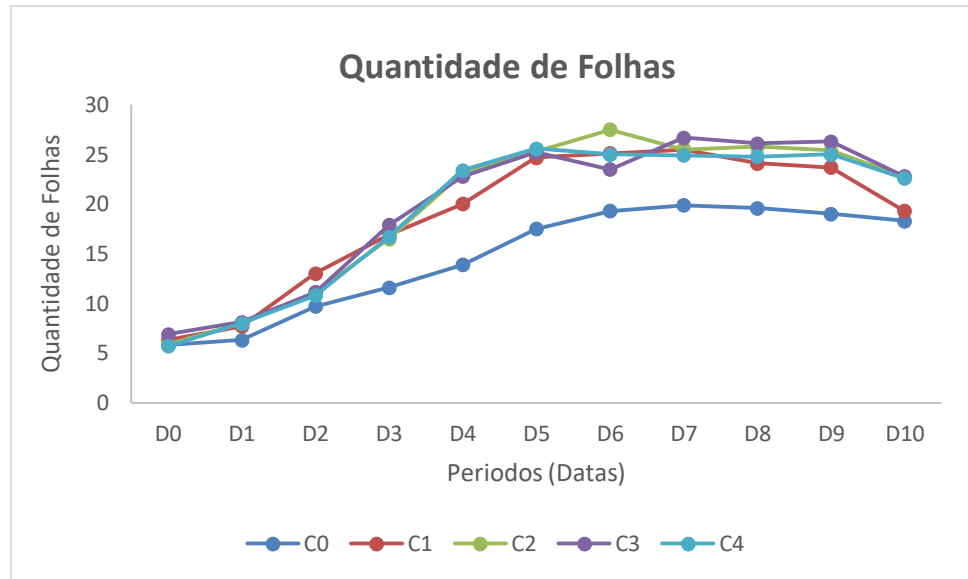
A Figura 8 mostra que a partir do tempo D2 é possível notar uma pequena diferença no diâmetro dos caules. A concentração C0 a partir do período D2 teve o menor diâmetro e se manteve assim ao longo das análises até o D9, enquanto a concentração C3 no período D8 teve o maior diâmetro, e na última análise no período D10 as concentrações C3 e C4 se destacam nesse parâmetro.



**Figura 8.** Diâmetro (mm) do caule das plantas de *Talinum paniculatum* em diferentes períodos em função de concentrações crescentes de chumbo. 0 mg dm<sup>-3</sup> (C0), 100 mg dm<sup>-3</sup> (C1), 200 mg dm<sup>-3</sup> (C2), 600 mg dm<sup>-3</sup> (C3) e 1200 mg dm<sup>-3</sup> (C4).

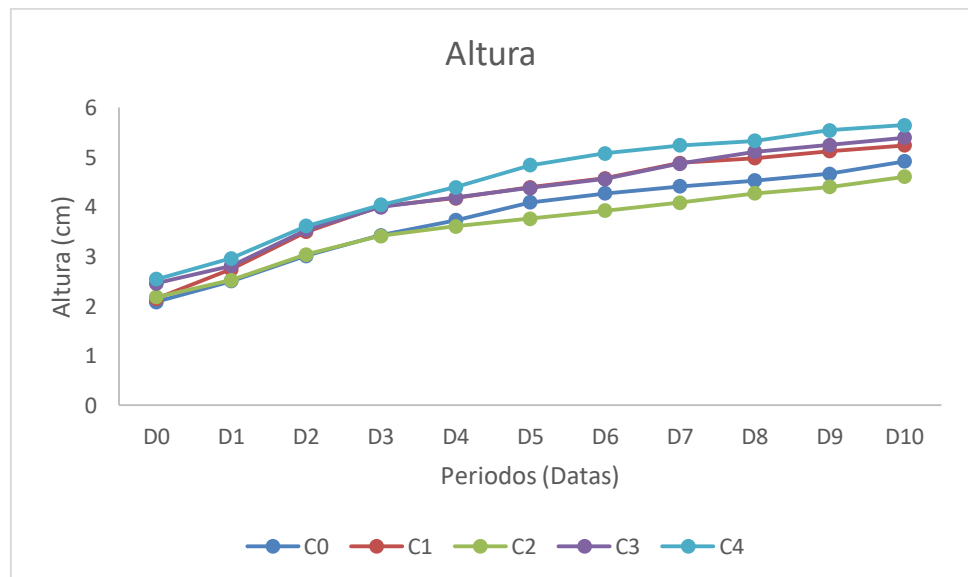
Para o parâmetro quantidade de folhas (Figura 9), a concentração controle (C0) apresentou menor número de folhas, se diferenciando das outras concentrações. A concentração C2 foi que apresentou maior número de folhas, entretanto apenas no período D6. Na última semana de coleta todas as concentrações tiveram queda, sendo a C1 a maior.





**Figura 9.** Número de folhas de plantas de *Talinum paniculatum* em diferentes períodos em função de concentrações crescentes de chumbo.  $0 \text{ mg dm}^{-3}$  (C0),  $100 \text{ mg dm}^{-3}$  (C1),  $200 \text{ mg dm}^{-3}$  (C2),  $600 \text{ mg dm}^{-3}$  (C3) e  $1200 \text{ mg dm}^{-3}$  (C4).

A Figura 10 representa a altura das plantas, a concentração C2 foi a que menos se desenvolveu, enquanto a C4 foi a que teve melhores resultados de crescimento.



**Figura 10.** Altura (cm) de plantas de *Talinum paniculatum* em diferentes períodos em função de concentrações crescentes de chumbo.  $0 \text{ mg dm}^{-3}$  (C0),  $100 \text{ mg dm}^{-3}$  (C1),  $200 \text{ mg dm}^{-3}$  (C2),  $600 \text{ mg dm}^{-3}$  (C3) e  $1200 \text{ mg dm}^{-3}$  (C4).

Na última coleta de dados (Tabela 3), não ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos quanto aos parâmetros de crescimento analisados. Esse resultado foi

contrário ao que seria esperado, tendo em vista que o chumbo é um elemento não essencial e tóxico as plantas, sendo que altas concentrações, tais como as do tratamento C3 e C4, estão geralmente associadas a efeitos fitotóxicos. Como estudado por Andrade (2010) em sua pesquisa, o acúmulo crescente de chumbo favorece fitotoxicidade, diminuindo a matéria seca total das plantas.

**Tabela 3** – Análise biométrica de *Talinum paniculatum* após 90 dias de crescimento.

Concentrações	Parâmetros		
	Altura (cm)	Diâmetro (cm)	Quantidade de folhas
C0	4,91	6,44	18,30
C1	5,24	6,16	19,30
C2	4,60	6,78	22,70
C3	5,39	6,97	22,80
C4	5,64	6,92	22,60
CV (%)	11,8	11,89	17,22
Significância	ns	ns	ns

ns = não significativo a 5% de probabilidade. \*=significativo

A Tabela 4 apresenta os dados de massa seca de raiz e parte aérea dos tratamentos estudados obtidos, com sua análise de variância. Assim como no caso dos parâmetros de crescimento avaliados, também não houve diferenças entre os tratamentos.

**Tabela 4** – Massa seca de folha, caule e raiz de *Talinum paniculatum* após 90 dias de crescimento.

Concentrações	Massa seca (gramas)		
	Folhas	Caule	Raiz
C0	1,41	1,38	3,08
C1	2,10	2,97	3,24
C2	2,53	3,27	3,27
C3	2,97	4,06	3,80
C4	2,83	3,78	3,40
CV (%)	42,33	45,10	46,24
Significância	ns	ns	ns

ns = não significativo a 5% de probabilidade. \*=significativo

Apesar das diferenças não significativas, os menores valores de biomassa seca foram encontrados no tratamento controle (C0) de todas as variáveis, enquanto que os maiores valores foram encontrados no tratamento C3 de todas as variáveis, contendo a segunda maior concentração de Pb no solo. Não houve diferenças entre os tratamentos em nenhum dos parâmetros analisados, sendo que as plantas não apresentaram sintomas visuais de toxicidade ao chumbo, mesmo nas maiores concentrações empregadas.

A ausência de efeito das doses crescentes de Pb estudadas, contraria as evidências disponíveis na literatura, onde o metal pesado apresenta efeitos tóxicos ao crescimento vegetal. O trabalho de fitorremediação de Lindino et al. (2011) usou a *Crotalaria spectabilis* para remoção do Pb no solo com doses de 72 mg kg<sup>-1</sup> e 180 mg kg<sup>-1</sup>. As plantas tiveram taxa de 100% de sobrevivência, com reduções no crescimento e na produção de biomassa seca, mas demonstraram tolerância ao metal pesado tóxico. *C. spectabilis* possui capacidade de armazenar o chumbo no tecido vegetal da parte aérea, tornando esta espécie importante para programas de fitorremediação de áreas contaminadas.

Romeiro et al. (2007) estudaram a capacidade da espécie *Canavalia ensiformes* L. de extrair o chumbo de um solo contaminado. O Pb foi testado nas concentrações de 100, 200 e 400 mmol L<sup>-1</sup>. Apesar de haver uma diminuição no crescimento da planta, proporcional ao aumento das concentrações, os autores do estudo consideraram a *Canavalia ensiformes* boa acumuladora e tolerante ao Pb, demonstrando seu potencial como fitoextratora para esse metal. Oliveira (2018), em sua dissertação de Mestrado, testou a espécie *Lonchocarpus cultratus* para fitorremediar um solo submetido a doses crescentes de chumbo nas concentrações de 0, 100, 200, 300, 400 e 500 g dm<sup>-3</sup>. O crescimento vegetal não foi afetado em nenhuma das doses de Pb, enquanto que no processo fotossintético as trocas gasosas foram afetadas pelas concentrações do contaminante. O parâmetro número de folhas apresentou significância estatística nas doses crescentes de chumbo, sendo que o número de folhas aumentou em relação ao controle. Concluiu-se que essa espécie tem tolerância ao excesso de Pb, sendo, portanto, adequada no uso para a fitorremediação (OLIVEIRA, 2018). Alcantra (2017) testou o potencial de fitoextração da espécie *Jatropha curcas* L. (Pinhão – manso) para a contaminação de solo com chumbo e cromo. Para o sal de chumbo (CH<sub>3</sub>COO)<sub>2</sub>Pb foram utilizadas as concentrações de 72 mg, 180 mg e 300 mg por quilo de solo utilizado. A espécie se desenvolveu bem na presença de Pb, apesar de ter a altura menor que a planta controle, demonstrando capacidade de armazenar o contaminante.

Gouveia (2015) utilizou a *Jatropha curcas* L. para a fitorremediação de chumbo,

aplicando 160, 800 e 1600 mg de  $\text{Pb}(\text{NO}_3)$  no solo, doses suficientes para afetar o desenvolvimento. Entretanto, não houve diferenças de crescimento entre as plantas contaminadas e a testemunha (sem Pb), sendo que isso pode ter ocorrido devido as condições favoráveis de iluminação solar diárias e a quantidade adequada de água. O autor concluiu que o pinhão manso pode ser utilizado na fitorremediação para os solos contaminados com Pb nas concentrações estudadas, tendo em vista que ao longo de 70 dias de crescimento as plantas não foram afetadas.

A Tabela 5 apresenta as concentrações de Pb total e Pb disponível encontradas em cada tratamento ao final do experimento, após o cultivo das plantas. Às concentrações de Pb total foram próximas às inicialmente aplicadas em cada tratamento, entretanto as concentrações de Pb disponíveis (DTPA) foram muito baixas (Tabela 5), sendo a maior concentração disponível de  $6,8 \text{ mg kg}^{-1}$  evidenciando que a maior parte do chumbo aplicado permaneceu imobilizado no solo, não disponível para absorção pelas plantas. Assim, não houve absorção do elemento tóxico pelas plantas, o que por sua vez explica a ausência de diferenças nos parâmetros de crescimento e na produção de massa seca anteriormente relatados.

**Tabela 5.** Concentração de Pb no solo ao final do experimento.

<b>Tratamento</b>	<b>Concentração Pb total (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>	<b>Concentração Pb disponível (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>
C0	20,39	3,0
C1	119,11	2,9
C2	242,78	4,1
C3	550,7	6,8
C4	1236,84	3,9

Segundo Bertoli (2011), as reações químicas e bioquímicas que ocorrem nos metais pesados contidos no solo podem afetar sua disponibilidade e toxidez. Ainda, fatores ambientais podem interferir no processo de adsorção e dessorção. Por exemplo, Laghlimi et al. (2015) explica que o pH influencia diretamente na disponibilidade dos metais para as plantas, pois a acidez do solo interfere na sua solubilidade e na mobilidade do elemento na solução. De acordo com Scolmeister (1999) os metais pesados tem a tendência de complexar-se com a matéria orgânica do solo, outro fator importante que influencia na mobilidade do metal no perfil do solo.

Para Nascimento et al. (2010), vários estudos sobre mobilidade de Pb mostram que esse contaminante tem baixa mobilidade, fazendo com que o mesmo fique acumulado na superfície dos solos, dificultando a absorção do mesmo pela planta. Em um estudo com a camada superficial de Latossolos de diferentes localidades (n=17), Pierangeli et al. (2001) encontraram uma capacidade máxima média de adsorção de Pb da ordem de  $11.296 \text{ mg kg}^{-1}$ , sendo que os Latossolos Vermelhos apresentaram maior retenção em comparação aos Latossolos Vermelho-Amarelos ou Amarelos. Adicionalmente, a maioria dos solos apresentou capacidade máxima de adsorção de Pb maior que a CTC a pH 7,0, o que indica que ao menos parte do Pb é adsorvido de forma específica, como complexo de esfera interna. Em média, 99,7% do Pb adsorvido permaneceu retido no solo após a dessorção com  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$   $0,015 \text{ mol L}^{-1}$  por 72 h, sendo esta mais uma evidência a reforçar a existência de ligações específicas (quimiosorção) em vez de simples atração eletrostática (PIERANGELI et al., 2001).

Levando-se em consideração que o solo utilizado no presente experimento apresentava 3,7% de M.O, uma textura muito argilosa, e ainda que foi adicionado 1 litro de esterco curtido para o cultivo das plantas, representando 16,6% do substrato do cultivo (total de 6 litros por unidade experimental), acredita-se que isso possa ter resultado em uma elevada retenção do Pb no solo, fazendo com que o mesmo não estivesse disponível para a planta, restringindo assim a ocorrência de efeitos tóxicos a planta. Essa justificativa é condizente com a ausência de diferenças entre os tratamentos, apesar de concentrações de Pb no solo elevadas nos tratamentos C2 e C4, acima de  $150 \text{ mg kg}^{-1}$ , valor de intervenção de Pb no solo no cenário de uso agrícola.

## **5 CONCLUSÃO**

- As concentrações de Pb aplicadas ( $100-1200 \text{ mg kg}^{-1}$ ) ao solo não ocasionaram diferenças nos parâmetros fitotécnicos avaliados em relação ao controle.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKINOLA, M. O.; EKIYOYO, T. A. Accumulation of lead, cadmium and chromium in some plants cultivated along the bank of river Ribila at Odonla area of Ikorodu, Lagos state, Nigeria. **Journal of Environmental Biology**, Nigeria, v. 27, p. 597-599, 2006.

ALCANTARA, Henrique Greggi de. **Fitorremediação de solos contaminados por metais pesados**. 2017. 46 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2017.

AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; VELLOSO, A.C.X.; OLIVEIRA, C. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico ácido. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 22, p. 345-353, 1998.

ANDRADE, A. F. M de; SOBRINHO, N. M. B. do A.; MAZUR, N. Teor de zinco, cádmio e chumbo em plantas de arroz em solos incubados com resíduo siderúrgico. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**. v.14, n.10, p.1087–1093, 2010.

ANDRADE, M. G. M.; VANDER DE FREITAS, G. J.; SOUZA, L. C. P.; REISSMANN, C. B. 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.

ANJOS, L. H. C.; RAIJ, B. V. Indicadores de processos de degradação de solos *apud* ROMEIRO, Ademar Ribeiro (org.) **Avaliação e contabilização de impactos ambientais**. Campinas: UNICAMP, SP; Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2004

ASTDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **ATSDR's Substance Priority List**. Atlanta, USA, 2019. Disponível em: < [atsdr.cdc.gov/SPL/#2019spl](https://www.atsdr.cdc.gov/SPL/#2019spl)> Acesso em: 20 jan. 2020.

BANDINI, Brígiti; VITÓRIA, Flávia Constantino da; SILVA, Elenice Rachid da; ALMEIDA, Josimar Ribeiro de. Desastre Ambiental da Barragem de Fundão, Mg - Análise de Impactos Socioambientais. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p. 2-15, dez. 2019. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/ric/article/view/40296/31626>. Acesso em: 6 nov. 2020.

BERTOLI, A. C. **Efeitos do cádmio e do chumbo no crescimento, translocação e teor de nutrientes tomateiro (*Lycopersicon esculentum*) cultivado em solução nutritiva**. 95p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

BRADY, Nyle C.; WEIL, Ray R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 685 p.

BRASIL. Constituição (1998). Constituição Federal nº 54, -de 12 de fevereiro de 1998. **Lei de Crimes Ambientais**.

BRASIL. Resolução. Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA. Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009. **Diário Oficial**, 30 dez. 2009, p. 81-84.

CARVALHO, A. V. S., CARVALHO, R. ABREU, C. M. P., FURTINI NETO, A. E. Produção de matéria seca e de grãos por plantas de feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivadas em solos tratados com metais pesados. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 949-955, 2008.

CONCAS, A. et al. Metal contamination from abandoned mining sites: experimental investigation on possible remediation techniques, *Land Contamination and Reclamation*, v. 12, n. 01, p. 9-20, 2004.

CONCIANI, Renata. **ESTUDO COMPARATIVO DA MOBILIDADE DE CONTAMINANTES INORGÂNICOS EM SOLOS LATERÍTICO E NÃO LATERÍTICO**. 2016. 86 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília Faculdade de Tecnologia, Brasília, 2016. Disponível em: <[https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/22430/1/2016\\_RenataConciani.pdf](https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/22430/1/2016_RenataConciani.pdf)>. Acesso em: 15 nov. 2019.

DI SALVATORE, M.; CARAFA, A.M. & GARRATÙ, G. Assessment of heavy metals phytotoxicity using seed germination and root elongation tests: A comparison of two growth substrates. **Chemosphere**. 73:1461-1464., 2008.

DONAGEMA, Guilherme Kangussõ. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2011. 230 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/990374/1/ManualdeMtodosdeAnilisedeSolo.pdf>.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306p. Disponível em: <<https://www.agrolink.com.br/downloads/sistema-brasileiro-de-classificacao-dos-solos2006.pdf>>.



FERNANDES, J. D.; DANTAS, E. R. B.; BARBOSA, J. N.; BARBOSA, E. A. Estudo de impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v.7, n.1, p.231-255, 2011.

FREIRE, Márcia de Fátima Inácio. Metais pesados e plantas medicinais. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, v. 1, p. 4-8, 2005.

FULLEN, M.A.; CATT, J.A. **Soil Management: Problems and Solutions**. Arnold, London, 2004.

GONÇALVES Júnior, A. C.; NACKE, H.; SCHWANTES, D.; COELHO, G. F. Heavy Metal Contamination in Brazilian Agricultural Soils due to Application of Fertilizers. In: HERNANDEZ-SORIANO, M. C. (Ed.). Environmental Risk Assessment of Soil Contamination. Ed. **Intech Open**, 2014.

GOUVEIA, A. de F.; MACRUZ, P. D.; ARAUJO, J. H. B. de. Fitorremediação de solos contaminados com chumbo utilizando *Jatropha Curcas L.* **XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química**. Out. 2014, Florianópolis SC.

GONÇALVES Júnior, Affonso Celso; NACKE, Herbert; SCHWANTES, Daniel; COELHO, Gustavo Ferreira. Heavy Metal Contamination in Brazilian Agricultural Soils due to Application of Fertilizers. In: HERNANDEZ-SORIANO, Maria. C. (Ed.). Environmental Risk Assessment of Soil Contamination. Ed. **Intech Open**, 2014.

HEISS, S.; WACHTER, A.; BOGS, J.; COBBETT, C.; RAUSCH, T. (2003). Phytochelatin synthase (PCS) protein is induced in *Brassica juncea* leaves after prolonged Cd exposure. **Journal of Experimental Botany**, 54(389), 1833- 1839. doi:10.1093/jxb/erg205.

JULIATTI, M. A. et al. Cádmiu em latossolo vermelho cultivado com milho em colunas: mobilidade e biodisponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 04, p. 1075 1081, 2002.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 3 rd ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 403 p.

KEDE MLFM, MOREIRA JC, MAVROPOULOS E, ROSSI AM, BERTOLINO LC, PEREZ DV, ROCHA NCC (2008) Estudo do comportamento do chumbo em latossolos

brasileiros tratados com fosfatos: contribuições para a remediação de sítios contaminados. **Química Nova** 31: 579-584.

KUMAR, A.; PRASAD, M.N.V.; SYTAR, O. Lead toxicity, defense strategies and associated indicative biomarkers in *Talinum triangulare* grown hydroponically. **Chemosphere**, United Kingdom, v. 89, p.1056-1065, 2012.

LAGHLIMI, M.; BAGHDAD, B.; El Hadi, H. and Bouabdli, A. (2015) Phytoremediation Mechanisms of Heavy Metal Contaminated Soils: A Review. **Open Journal of Ecology**, 5, 375-388.

LAMEGO, Fabiane Pinto; VIDAL, Ribas Antônio. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição? Pesticidas: **Revista ecotoxicologia e meio ambiente**, v. 17, n. 1, p. 9-18, 2007.

LINDINO, Cleber Antonio *et al.* Fitorremediação de solos utilizando *Crotalaria spectabilis* para remoção de cádmio e chumbo. **Scientia Agraria Paranaensis**, Toledo, v. 11, n. 4, p. 25-32, 13 dez. 2011.

LORENZI, H. E MATOS, F. J. A. **Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas. 2.ed.** Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2008. 544p.

MACHADO, Iraci Pereira. **Avaliação ambiental do processo de reciclagem de chumbo.** 2002. 144 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002. Disponível em: <<http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/264849>>. Acesso em: 18 nov. 2019.

MACOVEI, A., Ventura, L., Dona, M., Fae, M., Balestrazzi, A., & Carbonera, D. (2010). Effect of heavy metal treatments on metallothionein expression. Profiles in white poplar (*Populus alba L.*) cell suspension cultures. *Analele Universitatii din Oradea-Fascicula Biologie, Tom. XVII, 2*, 274-279.

MALAVOLTA E, Moraes MF, Lavres Júnior J, Malavolta M (2006) Micronutrientes e metais pesados – essencialidade e toxidez. In: PATERNIANI, Ernesto (Org.). **Ciência, agricultura e sociedade**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, pp 117-154.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Áreas Contaminadas.** Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/areas-contaminadas.html>>. Acesso em: 5 set. 2019.

MULLIGAN, C. N.; YONG, R. N.; GIBBS, B. F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. **Engineering Geology**, v. 60, n. 01/04, p. 193-207, 2001.

NACKE, H. ; GONÇALVES Júnior, A. C. ; COELHO, G. F. ; STREY, L. ; LAUFER, A. **Renewable energy technologies: Removal of cadmium from aqueous solutions by adsorption on *Jatropha* biomass**. In: Helena Bártolo; José Pinto Duarte. (Org.). Green Design, Materials and Manufacturing Processes. 1ed. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group, 2013, p. 367-372.

NASCIMENTO, Robervone Severina de Melo Pereira do et al. LIXIVIAÇÃO DE CHUMBO E ZINCO EM SOLO TRATADO COM RESÍDUOS DE SIDERURGIA. **SciELO**, Goiânia, v. 40, n. 4, p. 497-504, out. 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/pat/v40n4/a16v40n4.pdf>. Acesso em: 3 jul. 2020.

OLIVEIRA, Maria Lucia Jacinto. **Superfosfato triplo, lama vermelha e zeólitas para remediação de metais pesados em solo contaminado**. 2009. 82 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2009. Disponível em: <[https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-24022010-154741/publico/Mara\\_Oliveira.pdf](https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-24022010-154741/publico/Mara_Oliveira.pdf)>. Acesso em: 17 nov. 2019.

OLIVEIRA, Dayane Gomes de. **POTENCIAL FITORREMEIADOR DE *Lonchocarpus cultratus* AOS METAIS MANGANÊS E CHUMBO**. 2018. 58 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biodiversidade e Conservação, O Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde, Rio Verde, 2018.

OLIVEIRA, D.M.; CARA, D.V.C.; XAVIER, P.G.; SOBRAL, L.G.S.; LIMA, R.B. & ALMEIDA, A.L. Fitorremediação: O estado da arte. Rio de Janeiro, **CETEM/MCT**, 2006. (Série Tecnologia Ambiental, 34).

PÄIVÖKE, A.E.A. **Soil lead alters phytase activity and mineral nutrient balance of *Pisum sativum***. **Environ. Exper. Bot.**, 48:61-73, 2002.

PAOLIELLO, Monica Maria Bastos. Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos/ Monica M. B. Paoliello, Alice A. M. Chasin. – Salvador: **CRA**, 2001.

PIECHALAK, A.; TOMASZEWSKA, B. & BARALKIEWICZ, D. Enhancing phytoremediative ability of *Pisum sativum* by EDTA application. **Phytochemistry**, 64:1239-1251, 2003.

PILON-SMITS, Elizabeth. **Phytoremediation**. Annual Review of Plant Biology, v. 56, p. 15-39, 2005.

PIERANGELI, M. A. P., GUILHERME, L. R. G., CURI, N., SILVA, M. L. N., OLIVEIRA, L. R.; LIMA, J. M.. (2001). Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em Latossolos brasileiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 25(2), 279-288

RAIJ, B. VAN. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. **Bragantia**, v. 28, n. UNICO, p. 85–112, jan. 1969.

RAIJ, B. VAN. et al. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. **Campinas: Instituto Agrônomo**, 2001. 285 p.

RAJKUMAR, K.; SIVAKUMAR, S.; SENTHILKUMAR, P.; PRABHA, D.; SUBBHURAAM, C.V.; SONG, Y.C. Effects of selected heavy metals (Pb, Cu, Ni, and Cd) in the aquatic medium on the restoration potential and accumulation in the stem cuttings of the terrestrial plant, *Talinum triangulare*. **Ecotoxicology**, Netherlands, v. 18, p. 952–960, 2009.

RAMOS, M.P.O. **Estudo fitoquímico das partes aéreas de *Talinum patens* e avaliação das atividades antinoceptiva e antiinflamatória dos extratos hexânico e acetato-etílico das folhas**. Belo Horizonte, 2003. 84p. Dissertação (Mestrado em Química). Departamento de Química, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

RAMOS, M.P.O.; SILVA, G.D.F.; DUARTE, L.P.; PERES, V.; MIRANDA, R.R.S.; SOUZA, G.H.B.; BELINELO, V.J.; FILHO, S.A.V. Antinociceptive and edematogenic activity and chemical constituents of *Talinum paniculatum* Wild. **Journal of Chemical and Pharmaceutical Research**, v.2, p. 265-274, 2010.

RENELLA, G.; LANDI, L.; NANNIPIENI, P. Degradation of low molecular weight organic acids complexed with heavy metals in soil. **Geoderma**, 122:311-315, 2004.

RESENDE, Mauro et al. **Pedologia**: Base para distinção de ambientes. 6. ed. Lavras: UFLA, 2014. 378 p.

ROMEIRO, Solange; LAGÔA, Ana Maria Magalhães Andrade; FURLANI, Pedro Roberto; ABREU, Cleide Aparecida De; PEREIRA, Bruno Fernando Faria. Absorção de

chumbo e potencial de fitorremediação de *Canavalia ensiformes*. **Bragantia**, v. 66, n. 2, p. 327-334, 2007.

SCOLMEISTER, Daniel. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul**. 1999. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/17856>>.

SHARMA, P.; DUBEY, R.S. Lead toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1677-04202005000100004&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1677-04202005000100004&script=sci_arttext)>, 2005. Acesso em: 13 fev 2020.

SCHMIDT, Ulrich. Enhancing phytoremediation: The effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation, and leaching of heavy metals. **Journal Environmental Quality**, v. 32, p. 1939–1954, 2003.

SILVA, B. C. E.; TEIXEIRA, J. A. de A. B. **Chumbo**. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/outras-publicacoes-1/4-2-chumbo>> Acesso em: 04 abr. 2020.

SILVA, Edevaldo; SANTOS, Pedro Silva dos; GUILHERME, Maria de Fátima Souza. **CHUMBO NAS PLANTAS: UMA BREVE REVISÃO SOBRE SEUS EFEITOS, MECANISMOS TOXICOLÓGICOS E REMEDIAÇÃO**. 2015. 21 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2015. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/Agrarian%20Academy/2015a/chumbo%20nas%20plantas.pdf>>. Acesso em: 18 nov. 2019.

SILVA, T. J.; HANSTED, F.; TONELLO, P. S.; GOVEIA, D. Fitorremediação de solos contaminados com metais: panorama atual e perspectivas de uso de espécies florestais. **Revista Virtual de Química**, v. 11, p. 18-34, 2019.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO-NÚCLEO REGIONAL SUL. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre: Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004, p. 54-55.

SOARES, D.C.F. ***Talinus patens*: análise por ativação neurotrônica instrumental e prospecção fitoquímica**. Belo Horizonte, 2005. 96p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais – Radioquímica). Comissão Nacional de Energia Nuclear, Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte.

SOUZA, Ana Kely Rufino; MORASSUTI, Claudio Yamamoto; DEUS, Warley Batista de. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 9, n 3, p. 95-106, 2018.

SOUZA, Guilherme Gonzales de. **Morfofisiologia aplicada à caracterização da tolerância de *Talinum patens* ao chumbo**. Alfenas/MG, 2017. 47 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, 2017.

SOUZA, Lucas Anjos de; ANDRADE, Sara Adrián López de; SOUZA, Sarah Caroline Ribeiro de; SCHIAVINATO, Marlene Aparecida. Tolerância e potencial fitorremediador de *Stizolobium aterrimum* associada ao fungo Micorrízico arbuscular glomus etunicatum em Solo contaminado por chumbo. **Revista Brasileira de Ciências e Solo**, 35:1441-1451, 2011.

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

TUIN, B.J.W. & TELS, M. Removing heavy metals from contaminated clay soils by extraction with hydrochloric acid, EDTA or hypochlorite solutions. **Environ. Technol.** 11:1039-1052, 1990.

USEPA. **Method 3051 A**. 1998b. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>. Acesso em: mar. 2020.

VASCONCELLOS, M.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V. Fitorremediação: uma proposta de descontaminação do solo. **Estudos de Biologia Ambiente e Diversidade**, v. 34, p. 261-267, 2012.

VIRGA, Rossana Helena Pitta; GERALDO, Luiz Paulo; SANTOS, Fabiana Henriques dos. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Santos, p.779-785, 24 jul. 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cta/v27n4/17.pdf>>. Acesso em: 5 set. 2019.

WHO - World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality: Recommendations**, 3 rd Edition, Geneva, 2008.

**ZEITOUNI CF (2003) Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um latossolo vermelho amarelo distrófico.** Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Gestão de Recursos Agroambientais, Instituto Agrônomo (IAC), Campinas, SP.