

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO  
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA FLORESTAL  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

**MARIA GABRIELLA RODRIGUES PUNDRICH**

**POTENCIAL FITORREMEIADOR DE *Erythrina velutina* WILLD.  
CULTIVADA EM SOLO CONTAMINADO COM COBRE E  
INCORPORAÇÃO DE BIOCARVÃO**

**RECIFE-PE**

**2022**

**MARIA GABRIELLA RODRIGUES PUNDRICH**

**POTENCIAL FITORREMEIADOR DE *Erythrina velutina*  
WILLD. CULTIVADA EM SOLO CONTAMINADO COM COBRE E  
INCORPORAÇÃO DE BIOCARVÃO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Eliane Cristina Sampaio de Freitas

**RECIFE-PE**

**2022**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Sistema Integrado de Bibliotecas  
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- P984p Pundrich, Maria Gabriella Rodrigues  
Potencial fitorremediador de *Erythrina velutina* Willd. cultivada em solo contaminado com cobre e incorporação de biocarvão / Maria Gabriella Rodrigues Pundrich. - 2022.  
46 f. : il.
- Orientadora: Eliane Cristina Sampaio de Freitas.  
Inclui referências.
- Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Bacharelado em Engenharia Florestal, Recife, 2022.
1. Fitorremediação. 2. Contaminação ambiental. 3. Metais pesados. 4. Mulungu. 5. Crescimento de mudas. I. Freitas, Eliane Cristina Sampaio de, orient. II. Título

CDD 634.9

---

**MARIA GABRIELLA RODRIGUES PUNDRICH**

**POTENCIAL FITORREMEDIADOR DE *Erythrina velutina*  
WILLD. CULTIVADA EM SOLO CONTAMINADO COM COBRE E  
INCORPORAÇÃO DE BIOCARVÃO**

Aprovado em 04 de outubro de 2022

BANCA EXAMINADORA

---

Dr. Ricardo Gallo  
(Universidade Federal Rural de Pernambuco)

---

Dr. Richeliel Albert Rodrigues Silva  
(Universidade Federal Rural de Pernambuco)

---

Dra. Eliane Cristina Sampaio de Freitas  
(Orientadora - Universidade Federal Rural de Pernambuco)

**RECIFE-PE  
2022**

## **AGRADECIMENTOS**

À Universidade Federal Rural de Pernambuco por todo o tempo passado e memórias que vou levar para o resto da vida. Agradeço à minha Orientadora, Professora Eliane Freitas pela excelente orientação, compreensão e ensinamentos. Agradeço a Rede de Sementes pela concessão das sementes utilizadas nesse trabalho.

Agradeço à minha família por terem feito parte da minha construção e apoio em todas as fases da minha vida, principalmente a minha mãe, Sueli e a minha irmã, Paula.

Aos meus amigos feitos na Rural por todos os momentos passados de companheirismo e distração, em especial a Cláudio.

Aos meus amigos que levo no coração há anos e sempre estiveram presentes para ajudar em todos os momentos, em especial, Yasmin, Iane, Breno, Pedro, Aline e Paulinho.

À Helena, por todo o apoio, confiança e todos os momentos especiais compartilhados.

A todos que de alguma forma contribuíram de forma direta e indiretamente para a finalização deste trabalho.

Agradeço a mim por ter tido foco de ter finalizado a graduação, foram muitos momentos de perrengue, mas é engrandecedor ver que deu tudo certo, sendo muito satisfatório finalizar esse ciclo que é tão importante para mim.

## RESUMO

Nas últimas décadas, estudos vêm demonstrando como os metais pesados têm a capacidade de permanecer e acumular no ambiente, sendo prejudicial à saúde humana e do ambiente. A partir da contaminação dos solos, são necessárias ações para sua remediação. A fitorremediação é uma técnica de custo mais acessível, de baixa instalação e manutenção em relação às outras técnicas de remediação. O objetivo deste trabalho foi avaliar o crescimento de mudas de *Erythrina velutina* Willd. cultivadas em solo contaminado com cobre e biocarvão incorporado (0 e 30 % do v/v). O primeiro experimento foi conduzido por 21 dias e o segundo por 69 dias e foram analisadas as variáveis morfológicas: altura da parte aérea (AP), diâmetro do coleto (DC), incremento da parte aérea (IPA), incremento diâmetro do coleto (IDC), comprimento da raiz (CR), massa seca da parte aérea (MSPA), massa seca da raiz (MSR), massa seca total (MST), relação parte aérea e diâmetro do coleto (PA/DC), número de folíolos (NF), área foliar (AF), índice de qualidade de dickson (IQD), índice de translocação (IT), teor de água na parte aérea e raiz (TH<sub>2</sub>O) e a concentração de cobre no tecido vegetal (parte aérea e radicular) por meio do EDS (espectroscopia por energia dispersiva). Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) ( $p < 0,05$ ) e teste de Tukey ( $p < 0,05$ ). No primeiro experimento foi observado que o biocarvão não apresentou efeito positivo e não favoreceu o crescimento das mudas. Esse resultado pode ser justificado pelas características do biocarvão, influenciadas pela matéria-prima e pelo processo de carbonização. O biocarvão pode ter aumentado a capacidade de troca catiônica do solo e, conseqüentemente, diminuindo a lixiviação de cobre, deixando-o mais disponível para as mudas. Para o segundo experimento, não houve diferença significativa para as variáveis morfológicas das mudas, mas não houve presença de Cobre nos tecidos analisados, podendo indicar que não foi absorvido pelas plantas devido à uma possível lixiviação e/ou adsorção na matéria orgânica. Logo, é necessário estudos complementares para avaliar o potencial da *Erythrina velutina* Willd em projetos de fitorremediação em locais contaminados por Cobre.

Palavras-chave: Fitorremediação, contaminação ambiental, metais pesados, Mulungu, crescimento de mudas.

## ABSTRACT

In recent decades, researches have been demonstrating how heavy metals have the ability to stick and accumulate in the environment, being harmful to human health and the environment. Once the contamination of the soil happens, some actions are needed for the soil's remediation. The objective of this research was to evaluate the growth of the *Erythrina velutina* Willd seedlings cultivated in contaminated soil with copper and biochar. The first experiment was conducted for 21 days and the second for 69 days and analyzed the following morphological variables: Aerial Part Height (APH), Stem Diameter (SD), Aerial Part Increment (API) Stem Diameter Increment (SDI), Root's Length (RL), Aerial Part Dry Mass (APDM), Root Dry mass (RDM), Total Dry Mass (TDM), Ratio between Aerial Part and Stem Diameter (AP/SD), Leaflet Numbers (LN), Leaflets Area (LA), Dickson Quality's Index (DQI), Translocation Index (TI), Water Content in Aerial Part and Root (WCAPT) and Copper Concentrations in plant's tissue (aerial and root part) through the EDS (energy dispersive spectroscopy). The collected data were submitted to a variance analysis (ANOVA) ( $p < 0,05$ ) and Tukey test ( $p < 0,05$ ). In the first experiment, it was observed that the biochar didn't reveal any positive effect and didn't benefit the growth of the seedlings. This result can be explained by the characteristics of biochar, influenced by the raw material and the carbonization process. In addition, the biochar could also have increased the cation exchange capacity and, consequentially, decreased Copper leach, enabling it to be more available to the seedlings. As for the second experiment, there was no significant difference of the 5% morphological variable of the seedlings, but it didn't have Copper in the tissues analyzed, which could mean that the plant didn't absorb as a result to a possible leach and/or an adsorption of the feedstock. Therefore, it is necessary complementary researches to evaluate the potential of *Erythrina velutina* Willd in projects of phytoremediation in soils contaminated by Copper.

Keywords: Phytoremediation, environmental contamination, heavy metals, Mulungu, seedling growth.

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1** - Sinais de folhas marrons; folhas amarelas e queda de folhas; e folhas amarelas, marrons e murcha da muda após 7 dias, nas respectivas doses: 120<sup>(a)</sup>, 240<sup>(b)</sup> e 480<sup>(c)</sup> dm<sup>-3</sup> de Cu \_\_\_\_\_29

**Figura 2** –Número de folíolos de mudas de mulungu cultivadas em solo contaminado por Cobre avaliado semanalmente \_\_\_\_\_30

**Figura 3** - Análise EDS da parte aérea de mudas de mulungu nas doses 0 mg dm<sup>-3</sup> (A), 30 mg dm<sup>-3</sup> (B), 60 mg dm<sup>-3</sup> (C), 90 mg dm<sup>-3</sup> (D) e 120 mg dm<sup>-3</sup> (E) \_\_\_\_\_31

**Figura 4** - Análise EDS da raiz de mudas de mulungu nas doses 0 mg dm<sup>-3</sup> (A), 30 mg dm<sup>-3</sup> (B), 60 mg dm<sup>-3</sup> (C), 90 mg dm<sup>-3</sup> (D) e 120 mg dm<sup>-3</sup> (E) \_\_\_\_\_33



## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Resumo da análise de variância para a altura – H (cm) e Diâmetro do coleto das mudas (DC) \_\_\_\_\_27
- Tabela 2** – Altura das mudas de *Erythrina velutina* WILLD. aos 21 dias após a instalação do experimento \_\_\_\_\_27
- Tabela 3** – Diâmetro do coleto das mudas de *Erythrina velutina* WILLD. aos 21 dias após a instalação do experimento \_\_\_\_\_27

## LISTA DE QUADROS

- Quadro 1** - Técnicas de fitorremediação (adaptado de ALI; KHAN; SAJAD, 2013) \_\_\_\_ 13
- Quadro 2** - Valores orientadores para o solo ( $\text{mg.kg}^{-1}$  de peso seco) \_\_\_\_\_ 18
- Quadro 3** - Caracterização físico-química do solo \_\_\_\_\_ 24
- Quadro 4** - Teor de materiais voláteis (TMV), teor de cinzas (TC) e teor de carbono fixo (TFC) para o bagaço de cana-de-açúcar \_\_\_\_\_ 24
- Quadro 5** - Média geral para variáveis morfológicas de mudas de mulungu aos 69 dias: Incremento da parte aérea (IPA) (cm), Incremento diâmetro do coleto (IDC) (mm), comprimento da raiz (CR) (cm), massa seca da parte aérea (MSPA) (g) , massa seca da raiz (MSR) (g), massa seca total (MST) (g), relação parte aérea e diâmetro do coleto (PA/DC), índice de qualidade de dickson (IQD), índice de translocação (IT), Teor de água parte aérea e raiz ( $\text{TH}_2\text{O}$ ) (g) \_\_\_\_\_ 30

## SUMÁRIO

RESUMO	5
ABSTRACT	6
LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE QUADROS	9
1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	14
2.1 Geral	14
2.2 Específicos	14
3. REVISÃO DE LITERATURA	15
3.1 Fitorremediação com espécies florestais	15
3.2 Metais Pesados	18
3.2.1 Cobre	21
3.3 Biocarvão	22
3.4. Erythrina velutina WILLD.	22
4. MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1 Experimentos	25
4.2 Área de estudo	25
4.3 Beneficiamento e superação de dormência	25
4.4 Contaminação do solo	25
4.5 Biocarvão	26
4.6 Instalação e condução do experimento	26
4.7 Análise morfológica das mudas	27
4.8 Análise fisiológica das mudas	28
4.9 Análise estatística	28
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	29

6.	CONCLUSÃO	37
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38

## 1. INTRODUÇÃO

A contaminação dos ambientes por metais pesados tornou-se um problema global, afetando o solo e os recursos hídricos, contribuindo para a bioacumulação na cadeia alimentar, uma vez que, ao contrário das substâncias orgânicas, os metais pesados não são biodegradáveis. Os metais pesados podem permanecer e acumular no ambiente, sendo prejudicial à saúde humana (GRATÃO et al., 2005), podendo ocasionar o desenvolvimento de câncer, doenças cardiovasculares, tontura, fadiga, insuficiência renal, entre outros (ALI; KHAN; SAJAD, 2013).

Essas contaminações são de origem natural ou antrópica, atingindo os níveis de toxicidade e alcançando altas concentrações, posto que o potencial contaminante é caracterizado pela mobilidade no solo (SILVA et al., 2019). Os solos sofrem contaminação antrópicas a partir de ações intencionais, como descarte de resíduos inadequados, ou de causas acidentais, sendo os fertilizantes, herbicidas, atividades industriais e resíduos do processo petroquímico e de mineração os principais agentes de contaminação (COVRE et al., 2020). Os resíduos eliminados podem conter metais pesados, sendo os mais encontrados, o cádmio, chumbo, cobalto, cobre, mercúrio, níquel, selênio e zinco (KAVAMURA; ESPOSITO, 2010).

Metais pesados podem ser essenciais e não essenciais para as plantas. Os essenciais são aqueles que em quantidade mínima são necessários para as funções fisiológicas e biológicas vitais dos indivíduos (ALI; KHAN ; SAJAD, 2013).

O cobre é um elemento essencial para o desenvolvimento das plantas, no entanto, sua alta concentração (acima de  $20 \text{ mg kg}^{-1}$ ) pode ser fitotóxica, gerando radicais de hidroxilas ( $\text{OH}^\cdot$ ) que prejudicam as células, levando a degradação de ácidos nucleicos, proteínas e lipídios, o que acarreta em sintomas como folhas jovens murchas ou enroladas, clorose e redução da lignificação (DECHEN et al., 2018). De acordo com esses autores, mesmo com altas concentrações de cobre, há fatores que influenciam na redução da disponibilidade para as plantas, sendo eles: pH com altos valores, alta quantidade de matéria orgânica e solos com textura arenosa, devido a sua lixiviação.

O indicativo para o limite de substâncias presentes no solo é estabelecido de acordo com o valor de investigação para solos agrícolas, portanto, quando a substância está acima deste valor existem riscos potenciais diretos e/ou indiretos à saúde humana, sendo o valor determinado para o cobre de  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  (CONAMA, 2009).

Diante dos cenários de solos contaminados, buscam-se alternativas para a

remediação destes, mantendo-os produtivos e menos nocivos para a saúde do ambiente e humana. Alguns métodos para recuperar áreas contaminadas (como tratamento de água, escavação, incinerações e remoção física dos poluentes) possuem alto valor para sua realização, logo, o uso de técnicas que possuam um custo mais acessível e que também possam ser aplicadas em áreas extensas pode ser um fator interessante para a sua escolha (LAMEGO;VIDAL, 2007).

Dentro dessas técnicas, a fitorremediação é definida como um processo natural onde as plantas e os microrganismos associados à sua rizosfera sequestram, degradam ou imobilizam os poluentes orgânicos e inorgânicos presentes no solo, podendo ser utilizada para substratos sólidos, líquidos, e gasosos (PILON-SMITS, 2005). Existem diversas técnicas de fitorremediação (como fitoextração, fitodegradação, fitoestabilização, fitoestimulação, fitovolatilização e rizofiltração), sendo a fitoextração e a fitoestabilização o interesse neste trabalho. A fitoextração ou fitoacumulação é uma das técnicas mais utilizadas em solos poluídos por tóxicos inorgânicos, sendo caracterizada pelo uso de plantas para absorção dos metais no solo por meio de suas raízes, havendo o transporte e sua concentração na parte aérea (SILVA et al., 2019). Já a fitoestabilização, segundo os autores citados, é utilizada para imobilizar os metais no solo visando reduzir a biodisponibilidade desses contaminantes.

O biocarvão é um material sólido obtido da carbonização da biomassa, onde pode provocar mudanças físico-químicas no solo, como: alterar o pH, aumento da CTC, aumento do carbono orgânico, melhorar a fertilidade e disponibilidade de água, e reduzir as perdas por lixiviação (BRUCKMANA; PUMANENB, 2019). Na literatura destaca-se seu uso para remediar solos contaminados por metais pesados onde há uma capacidade de imobilização de metais pesados devido a adsorção por meio de troca de cátions e interações eletrostáticas (TU et al., 2020).

As plantas herbáceas são as mais utilizadas em estudos de fitorremediação, no entanto, possuem limitações por conta de seu crescimento e a pouca biomassa que produz. Em contrapartida, as plantas mais indicadas para esse uso devem possuir maior crescimento e produção de biomassa, e sistema radicular bem desenvolvido, potencializando a capacidade de acumular maiores concentrações de metais pesados, sendo características apresentadas pelas espécies florestais (WANG et al., 2016; SILVA et al., 2019).

Dentre as espécies florestais, a *Erythrina velutina* Willd., pertencente à família Fabaceae e conhecida popularmente como mulungu, bucaré, mulungá, corticeira, é uma espécie nativa, ocorrendo em vários estados do Brasil, nos biomas Caatinga, Cerrado e Mata

Atlântica (CARVALHO, 2008). Segundo esse autor, essa espécie é utilizada para fins madeireiros, artesanais, ornamentais, industriais, medicinais e paisagísticos.

Diversos trabalhos indicam o efeito positivo do uso de espécies florestais para remediar solos contaminados com cobre. Silva et al. (2011) avaliaram o efeito de doses de Cu (0, 64, 128, 192 e 256 mg kg<sup>-1</sup>) em mudas de *Peltophorum dubium* Sprengel (Canafistula), *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (Timbaúva) e *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (Angico) e observaram que essas espécies possuem tendência a armazenar cobre nas raízes e baixa translocação para a parte aérea. *Khaya ivorensis* (A. Chev.) e *Cedrela fissilis* Vellozo também mostraram potencial para uso em solos contaminados por cobre (60, 200, 400 e 600 mg kg<sup>-1</sup>), devido a boa produção de biomassa, alto padrão de qualidade de mudas e baixa translocação (COVRE et al., 2020). Ainda assim, não há na literatura pesquisas que relatam o comportamento de mudas de Mulungu em solos contaminados por cobre. Somado a isso, há poucos estudos que relatam espécies tolerantes às altas concentrações de Cu no solo, espécies que podem ser potenciais para o uso em programas de fitorremediação.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 Geral

Avaliar o potencial fitorremediador de mudas de *Erythrina velutina Willd.* cultivadas em solo contaminado com cobre e biocarvão incorporado.

### 2.2 Específicos

- Avaliar as variáveis morfológicas e fisiológicas das mudas de *Erythrina velutina Willd* submetidas a doses crescentes de Cu;
- Avaliar a tolerância de mudas de *Erythrina velutina Willd* a solos contaminados com Cu;
- Avaliar a influência do biocarvão na tolerância da *Erythrina velutina Willd* em doses crescentes de Cu;
- Avaliar o potencial de mudas de *Erythrina velutina Willd* para uso em projetos de fitorremediação em locais contaminados por Cu.



### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Fitorremediação com espécies florestais

A palavra “fitorremediação” é derivada da palavra fito de origem grega, que significa planta e da palavra *remedium* de origem latina, significando corrigir. A fitorremediação é definida como um processo que utiliza plantas que podem estar associada ou não com microorganismo, onde realizam processos de degradação, imobilização ou extração de contaminantes orgânicos e inorgânicos presentes no meio (solo, água ou ar) (PILON-SMITS, 2005; MEJÍA et al., 2014).

Algumas das vantagens para uso da fitorremediação são: aplicação *in situ*, aplicada em áreas extensas; pouca mão de obra, o que reflete no baixo custo; além de ter boa aceitação por ser considerada como uma técnica “verde” e não interferir no ecossistema (MASAROVICOVÁ;KRALOVÁ, 2018). Algumas das desvantagens: a limitação a superfície e profundidade ocupada pelas raízes das plantas, processo mais lento, espécies que não podem ser plantadas em locais fortemente poluídos (CRISTALDI, 2017).

Dentro da fitorremediação, há várias técnicas, como: fitoextração, fitoestabilização, fitodegradação, fitofiltração, rizodegradação e fitovolatilização (quadro 1).

**Quadro 1** - Técnicas de fitorremediação (Adaptado de ALI; KHAN; SAJAD, 2013)

Técnicas	Princípios
Fitoextração	Absorção do contaminante no solo pelas raízes, sendo realizada uma translocação para a parte aérea do vegetal, plantas intituladas como hiperacumuladoras
Fitoestabilização	Estabilização do contaminante, reduzindo a mobilidade e a biodisponibilidade no solo. Minimização da lixiviação para o subsolo e águas subterrâneas
Fitodegradação	Degradação dos poluentes orgânicos com ajuda de enzimas, destacando-se herbicidas e inseticidas.

Fitofiltração	Remoção de poluentes em águas de superfície ou águas residuais, os contaminantes são absorvidos ou adsorvida pela planta.
Rizodegradação	Decomposição dos poluentes orgânicos no solo por microrganismos na rizosfera, tendo estimulação da atividade microbiana por meio de secreção de exsudados.
Fitovolatilização	Absorção de poluentes do solo pelas plantas e sua conversão em voláteis que são liberados na atmosfera. Utilizada para poluentes orgânicos e alguns metais pesados como o mercúrio e o selênio.

Para a escolha da técnica é importante entender a espécie que irá se utilizar e se há estudos prévios com uso dessa espécie, a avaliação das características ambientais da área contaminada e seu histórico e o tipo de contaminante presente (MEJÍA et al., 2014).

Dentre as técnicas utilizadas pelas plantas, a fitoextração e a fitoestabilização são as mais utilizadas em relação à extração de metais pesados. As plantas que demonstram grande capacidade acumulativa são as chamadas hiperacumuladoras, e após o processo acumulativo do contaminante é interesse haver a colheita da planta para evitar problemas em relação ao retorno do contaminante ao solo ou contato de partes da planta com seres humanos (MEJIA et al., 2014). Algumas das espécies que são caracterizadas como espécies hiperacumuladoras estão dentro da família Brassicaceae (MAHAR et al., 2016).

A fitorremediação é eficaz para a descontaminação por metais requerendo plantas que combinem a capacidade de acumular e tolerar níveis de metais, eficiência na absorção e na translocação dos metais, um sistema radicular bem desenvolvido, crescimento rápido e uma grande produção de biomassa. Dentre as espécies que são mais utilizadas na fitorremediação, há grande presença de plantas herbáceas hiperacumuladoras, onde cumprem apenas com as duas primeiras condições (FASANI et al., 2018).

Desse modo, o uso de espécies florestais para a fitorremediação pode potencializar a capacidade de acumular maiores concentrações de metais, por possuírem uma grande

produção de biomassa, sistema radicular bem desenvolvido, rápido crescimento, alta competitividade, tolerância a poluição e alta capacidade de absorção de nutrientes (SILVA; HANSTED; GOVEIA, 2018), onde um eficiente mecanismo de identificação de plantas com potencial fitorremediador seriam aquelas espécies que colonizam áreas contaminadas (SESSITSCH et al.,2013).

A partir disso entende-se que espécies florestais têm potencial para serem estudadas e utilizadas na fitorremediação. Atualmente, os estudos dessa área partem de países como Estados Unidos, Canadá e Alemanha, para quase todo tipo de contaminantes, orgânicos e inorgânicos (pesticidas, metais, solventes e hidrocarbonetos) (SILVA;HANSTED; GOVEIA, 2018). Estudos vêm mostrando que espécies perenes são tolerantes a doses elevadas de Cu, e ao contrário das espécies anuais, que são normalmente utilizadas para alimentação, as espécies perenes utilizadas não oferecem riscos à saúde humana ou de animais (SILVA; HANSTED; GOVEIA, 2018).

Dentre dos estudos, Caires et al. (2011) avaliaram mudas de *Cedrela fissilis* Vell. (cedro-rosa) em solo contaminado com cobre, onde a planta respondeu positivamente aos teores aplicados (0, 60, 80, 100, 500 mg kg<sup>-1</sup>). As mudas apresentaram um fator de bioconcentração na raiz, sugerindo que o cedro-rosa possui acúmulo de Cu na raiz, podendo ser considerada uma espécie com potencial para fitoestabilização. Nos estudos realizados por Silva et al. (2011), avaliando o efeito do Cu no crescimento e qualidade de mudas de *Luehea divaricata* Mart. & Zucc. (açoita-cavalo) e *Schinus therebinthifolius* Raddi (aroeira-vermelha), também houve resultados benéficos, onde as doses de Cu testadas (0, 64, 128, 192 e 256 mg kg<sup>-1</sup>) não alteraram a qualidade das mudas de aroeira e para a açoita-cavalo houve uma melhor qualidade nas mudas com a aplicação da dose de 64 mg kg<sup>-1</sup>. Da mesma forma, Silva et al. (2014), avaliando efeito de cobre sobre o crescimento e qualidade de mudas de *Stryphnodendron polyphyllum* Mart. (barbatimão) e *Cassia multijuga* Rich (cássia), nas doses 0, 150, 300 e 450 mg kg<sup>-1</sup>, observaram que as doses testadas não influenciaram a qualidade das mudas da cássia e o barbatimão manteve sua qualidade até doses de 300 mg kg<sup>-1</sup> de Cu adicionado. Para mudas de *Bauhinia forficata* link (pata-de-vaca), *Pterogyne nitens* Tul. (carne-de-vaca) e *Enterolobium contortisiliquum* Vell. (timbaúva), Silva et al. (2016) observaram que para doses de cobre (0, 60, 120, 180, 240 e 300 mg kg<sup>-1</sup>), as mudas de timbaúva foram mais tolerantes e apresentaram melhor qualidade em doses mais elevadas que as mudas de pata de vaca e carne de vaca, nas quais as doses de cobre reduziram mais intensamente a altura das plantas, massa seca da parte aérea e raízes, área superficial específica e o índice de qualidade de Dickson. Freitas; Alvarenga; Duraes

(2019) estudaram o potencial de fitorremediação da *Myracroduon urundeuva* Allemão em solos contaminados por zinco, onde foram utilizados doses de (0, 300, 375, 450, 900 mg kg<sup>-1</sup>), onde o metal não afetou o desenvolvimento inicial das mudas da *Myracroduon urundeuva* Allemão e houve um acúmulo maior dos teores do contaminante em suas raízes, em detrimento da parte aérea.

Diante de diversos estudos que já se tem realizado sobre a utilização de espécies florestais em meio a altas doses de contaminantes, e a ausência de sintomas de toxidez quando usadas em programas de fitorremediação, indica que uso de espécies florestais seus mecanismos de tolerância, podem permitir que suportem maiores concentrações de metais que em culturas anuais (SILVA; HANSTED; GOVEIA, 2018). Espécies florestais perenes que produzem altas taxas de biomassa e acumulem os metais, deixando-os imobilizados, são de interesse para programas de fitorremediação (CAIRES et al.,2011).

À vista disso, cada vez mais se têm buscado identificar espécies fitorremediadoras, principalmente as florestais, pois, não são comestíveis, são de crescimento rápido e capazes de colonizar solos contaminados por metais, aponta-se na literatura diversas espécies que possuem capacidade de uso e são tolerantes, mas ainda há o fator limitante do reduzido número de pesquisas, deixando que muitas espécies que podem ter o potencial fitorremediador deixem de ser identificadas (SILVA; HANSTED; GOVEIA, 2018).

### 3.2 Metais Pesados

O termo “metais pesados” é amplamente utilizado, mas de acordo com a União Internacional de Química Pura e Aplicada (*International Union of Pure and Applied Chemistry*, IUPAC) não possui uma definição específica.

Apesar disso, uma das definições mais utilizadas é o que os metais pesados são elementos químicos de alta densidade (> 5 mg cm<sup>-2</sup>), elevada massa atômica (> 20), estáveis, não degradáveis e que podem ser tóxicos mesmo em baixas quantidades (REBÊLO et al., 2020). A maioria dos autores estabelece a definição em relação ao valor da densidade, mas ressalta-se que não há relação entre a densidade e sua toxicidade (IUPAC, 2002). Os elementos geralmente incluídos como metais pesados são: alumínio (Al), cromo (Cr), manganês (Mn), vanádio (V), ferro (Fe), níquel (Ni), cobre (Cu), cobalto (Co), zinco (Zn), arsênio (As), selênio (Se), molibdênio (Mo), cádmio (Cd), antimônio (Sb), bário (Ba), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) (POURRET; HURSTHOUSE, 2019).

As principais características dos metais pesados são a alta reatividade e a

biocumulação, onde podem desencadear reações químicas não metabolizáveis e permanecem se acumulando na cadeia alimentar, sendo uma das principais preocupações em relação a eles, devido aos efeitos que podem ser subletais ou letais aos seres humanos (OLIVEIRA et al., 2010; SOUZA; MORASSUTI; de DEUS, 2018). Os metais pesados podem ser depositados no ambiente através de processos naturais e antropogênicos, por meio de atividade agrícola, industrial, mineração e processos metalúrgicos. Destacando-se as atividades antrópicas, que vem aumentando as concentrações desses poluentes no meio (SOUZA; MORASSUTI; de DEUS, 2018).

De acordo com a existência de áreas contaminadas e a necessidade de prevenir a contaminação dos solos e garantir a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, a resolução nº 420 de 28 de dezembro de 2009, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

O quadro 2 contém os valores de orientação estabelecidos pelo CONAMA:

- valores de prevenção (VP): concentração limite de uma substância no solo, onde este ainda possa sustentar suas funções principais;
- valor de investigação (VI): concentração que uma substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana;
- valor de Referência de Qualidade (VRQ): concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos.

O CONAMA (2019) estabelece classes para definir a qualidade dos solos, em relação às suas concentrações de substâncias químicas:

Classe 1 - Solos que apresentam concentrações de substâncias químicas menores ou iguais ao VRQ;

Classe 2 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior do que o VRQ e menor ou igual ao VP;

Classe 3 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VP e menor ou igual ao VI; e

Classe 4 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VI.

**Quadro 2** - Valores orientadores para o solo (mg kg<sup>-1</sup> de peso seco)

Substâncias	Prevenção	Investigação		
		Agrícola APM <sub>ax</sub>	Residencial	Industrial
Alumínio	-	-	-	-
Antimônio	2	5	10	25
Arsênio	15	35	55	150
Bário	150	300	500	750
Boro	-	-	-	-
Cádmio	1,3	3	8	20
Chumbo	72	180	300	900
Cobalto	25	35	65	90
Cobre	60	200	400	600
Cromo	75	150	300	400
Ferro	-	-	-	-
Manganês	-	-	-	-
Mercurio	0,5	12	36	70
Molibdênio	30	50	100	120
Níquel	30	70	100	130
Nitrato (como N)	-	-	-	-
Prata	2	25	50	100
Selênio	5	-	-	-
Vanádio	-	-	-	1000
Zinco	300	450	1.000	2.000

Fonte: CONAMA (2009)

### 3.2.1 Cobre

A descoberta do cobre é datada nos tempos pré-históricos, onde conta com registros de 9.000 A.C e em 5.000 A.C a concepção de métodos para fazer a sua refinagem (REHMAN et al., 2019). O Cobre é caracterizado com número atômico 29, densidade de  $8,96 \text{ g cm}^{-3}$  e peso atômico de 63,5, é macio, maleável e possui alta condutividade elétrica e térmica.

O Cu está presente no solo, na água e na atmosfera tanto pelos processos naturais, mas também antrópicos, onde em alta concentração pode causar poluição ao ambiente e ser tóxico a humanos, animais e plantas (REHMAN et al., 2019). De acordo com esse autor a aplicação de agroquímicos (fertilizantes, herbicidas, inseticidas, pesticidas, fungicidas e nematicidas) no solo é a sua principal fonte de contaminação, sendo o solo o principal recurso poluído por Cu. Para o meio aquático, o Cu vem contaminando por meio de ações antrópicas de mineração, agricultura e resíduos de estações de tratamento, a água poluída por Cu não é segura para a saúde e pode causar a morte. O Cu presente no ar está associado a partículas obtidas da combustão, processamento de materiais que contêm Cu ou rejeitos de minas.

O cobre é essencial para todos os organismos vivos, sendo necessário para a oxidação de enzimas (AYANGBENRO; BABALOLA, 2017). De acordo com esses autores, apesar do elemento não ser produzido por humanos e precisar ser ingerido por meio da alimentação, a alta concentração pode acarretar problemas como dor abdominal, dor de cabeça, diarreia, danos no fígado, distúrbios metabólicos, vômitos e náuseas.

Nas plantas, o Cu é um nutriente essencial para seu crescimento e desenvolvimento, desempenhando papel nos processos enzimáticos e na formação de clorofila, sendo absorvido na forma de  $\text{Cu}^{2+}$  e Cu-quelato. Entretanto, sua alta concentração pode ser fitotóxica gerando radicais de hidroxilas ( $\text{OH}^{\cdot}$ ) que prejudicam as células, o que ocorre quando está acima de  $20 \text{ mg kg}^{-1}$ , sendo as concentrações de 5 a  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  consideradas adequadas para o crescimento da planta (DECHEN et al., 2018). De acordo com esses autores, os sintomas de fitotoxicidade podem manifestar-se nas raízes, que propende a perder o vigor, adquirindo cor escura e paralisando o crescimento, além da deficiência induzida de Ferro (Fe), pois o Cu em excesso atua sobre as reações de oxidação do Fe, e interferência na absorção de fósforo (P).

A absorção de Cu está regulada pela sua disponibilidade na solução do solo e pela concentração do elemento na planta, com a deficiência ocorrendo principalmente em solos orgânicos ácidos, solos derivados de rochas ígneas ácidas e solos lixiviados de textura

arenosa, sendo o pH e a matéria orgânica fatores importantes para sua disponibilidade (DECHEN et al., 2018).

### **3.3 Biocarvão**

O biocarvão é definido pela International Biochar Initiative (2022) como “um material sólido obtido da carbonização da biomassa”. Possui três características recorrentes: é escuro, poroso e muito rico em carbono, sendo produzido pelo aquecimento de um material orgânico em temperatura maiores de 250 °C em condições de pouco ou nenhum oxigênio (pirólise), onde pode ser uma pirólise úmida ou seca, a depender se teve ou não uso de água no processo (ZAMA et al., 2018).

Ainda que sua composição principal seja carbono (C), o biocarvão ainda contém hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N) e enxofre (S) (LIU et al., 2015). Sua composição elementar e características dependem muito da matéria-prima utilizada para sua produção e também do processo de carbonização (AHMAD et al., 2014), como temperatura de reação, taxa de aquecimento e o tempo que irá permanecer (CHA et al., 2016). A temperatura da pirólise é considerada o parâmetro mais importante para considerar na produção do biocarvão, pois o teor de C fixo e o teor de cinzas está diretamente ligado ao aumento da temperatura final da pirólise (TRAZZI et al., 2018).

Dentre as mudanças físico-químicas no solo, o biocarvão pode alterar o pH, a capacidade de troca catiônica, o carbono orgânico, aumentar a fixação biológica de nitrogênio, a fertilidade e disponibilidade de água, e reduzir as perdas por lixiviação (BRUCKMANA; PUMANENB, 2019; TU et al., 2020). Entre elas, destaca-se seu uso para a remediação de solos, onde há uma capacidade de imobilização de metais pesados devido a adsorção por meio de troca de cátions e interações eletrostáticas (TU et al., 2020). No entanto, além das características de produção do biocarvão, a dosagem utilizada, a profundidade de mistura, propriedades do solo utilizado e as condições climáticas do local podem interferir na estabilização dos metais pesados (O’CONNOR et al., 2018).

### **3.4. *Erythrina velutina* WILLD.**

*Erythrina velutina* Willd., pertencente à família Fabaceae (RIBEIRO; DANTAS, 2018) e conhecida popularmente como suinã, mulungu, canivete, corticeira, é uma espécie florestal nativa originária das regiões semiáridas, mas que ocorre em vários estados do



Brasil, nos biomas Cerrado, Mata atlântica e Caatinga (CARVALHO, 2008).

É uma árvore pioneira de crescimento rápido, heliófila e intolerante ao frio, que ocorre principalmente em formações secundárias e em áreas abertas, apresentando dispersão irregular e descontínua, e com preferência por solos coluviais e aluviais, com textura arenosa ou argilosa (CARVALHO, 2008). Essa espécie possui acúleos no caule, tronco reto a levemente tortuoso, ritidoma liso a levemente áspero, ramificação dicotômica, copa ampla e aberta, e comportamento decíduo, podendo atingir em sua idade adulta dimensões entre 12-15 m e 70-80 cm de altura e diâmetro, respectivamente, e casca de até 25mm de espessura (GILBERT; FAVORETO, 2012).

As folhas são compostas do tipo trifoliadas, sustentadas por pecíolo de 6 a 14 cm, seus folíolos são largos orbiculares ou triangulares, sua inflorescência é tipo racemo multifloro com flores hermafroditas, de cor vermelho ou vermelho-alaranjado, cálice truncado campanulado com 16 a 18 mm, corola de 5 a 6 cm e carena, relativamente menor, arredondada e com pétalas livres, também possui filetes vermelhos (RIBEIRO; DANTAS, 2018).

Os frutos são do tipo legume, curvo, com ápices e bases agudas, internamente não-septado, onde é encontrado de 1 a 3 sementes de coloração vermelho escuro a vermelho alaranjado, são duros, subquadrangulares ou oblongas, possui hilo curto e apresenta dormência tegumentar (SILVA et al., 2008). É uma espécie que possui floração e frutificação em épocas variadas e é visitadas e polinizadas pela abelha africana (*Apis mellifera* L.), por abelhas mamangavas (*Xylocopa* spp.) e por pássaros, onde são fontes de néctar, já sua dispersão é zoocórica (SAZIMA et al., 2009).

Uma dificuldade encontrada para a propagação de *Erythrina velutina* Willd. é a presença de dormência tegumentar, sendo um fator que dificulta a absorção de água, e conseqüentemente retarda sua germinação, sendo necessário o uso de técnicas de quebra de dormência, onde a mais utilizada e eficaz é a escarificação mecânica com lixa (SILVA et al., 2007; SANTOS et al., 2013; SIQUEIRA et al., 2017; INÔ et al., 2021).

A espécie apresenta diferentes usos, como madeireiros, artesanais, ornamentais, industriais, paisagísticos, e está ligada principalmente ao seu uso medicinal por seus efeitos terapêuticos, com ênfase ao tratamento de ansiedade e insônia (BOTELHO; OLIVEIRA; ANDRADE, 2021).

Como é uma espécie pioneira e tolerante à luz direta, além de pertencer à família Fabaceae, que apresenta espécies com características desejáveis para recuperação de áreas degradadas como produção de matéria orgânica, sistema radicular profundo e associação

com fungos e bactérias fixadoras de Nitrogênio (NOGUEIRA;MARTINS;BERNADES, 2012), o mulungu tem sido usado na recuperação de áreas degradadas, devendo ser investigado seu potencial em projetos de fitorremediação de metais pesados.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Experimentos

Foram realizados dois experimentos com adição de doses de Cobre (Cu), sendo o primeiro com a utilização de biocarvão (30% do volume do vaso) e outro sem a utilização de biocarvão.

### 4.2 Área de estudo

Os experimentos foram conduzidos em casa de vegetação no Viveiro Florestal do Departamento de Ciência Florestal (DCFL) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Recife, Pernambuco.

### 4.3 Beneficiamento e superação de dormência

As sementes de *Erythrina velutina* Willd. utilizadas foram procedentes da Rede de Sementes do Projeto de Integração do São Francisco do Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental da Universidade Federal do Vale do São Francisco (NEMA/UNIVASF). As sementes foram higienizadas com hipoclorito de sódio a 5 % por um período de 3 minutos, visando a diminuição de possíveis patógenos, minimizando as chances de contaminação. Após a desinfestação, as sementes foram submetidas a escarificação mecânica em extremidade oposta ao hilo com lixa d'água nº 80 com a finalidade de quebrar a dormência tegumentar, sendo esse o método de escarificação mais eficiente (SIQUEIRA et al., 2017; INÔ et al., 2021), promovendo maior índice de germinação em sementes de *Erythrina velutina* Willd.

### 4.4 Contaminação do solo

Foi realizada a contaminação do solo com Cu, sendo utilizadas cinco doses nos dois experimentos. No primeiro experimento foram utilizadas as doses: 0 (controle, sem Cu adicionado), 120, 240, 360 e 480 mg dm<sup>-3</sup> de Cu na forma de solução de sulfato de cobre (CuSO<sub>4</sub>.5H<sub>2</sub>O). No segundo experimento, devido a alta mortalidade das mudas no primeiro experimento, foram utilizadas doses menores: 0 (controle, sem Cu adicionado), 30, 60, 90 e 120 mg dm<sup>-3</sup> de Cu. As doses foram estabelecidas a partir do valor de investigação para solos agrícolas. Antes da contaminação do solo, foi retirada amostra para a realização da análise físico-química de acordo com o manual de métodos de análise de solo (EMBRAPA, 2017) (quadro 3)

**Quadro 3** - Caracterização físico-química do solo

pH (H <sub>2</sub> O)	Ca	Mg	Al	Na	K	P	C.O	M.O	H+Al	Arg	S	AG	AF
	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>					mg dm <sup>-3</sup>	g kg <sup>-1</sup>		cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	%			
5,6	3,6	1,7	0,05	0,1	0,3	15,23	3,94	6,79	4,61	23	14	41	22

Onde: C.O - carbono orgânico; M.O - matéria orgânica; Arg - argila; S - Silte; AG - areia grossa; AF - areia fina

#### 4.5 Biocarvão

O biocarvão foi produzido com bagaço de cana-de-açúcar, previamente seco em estufa a 65 °C por 48 horas, usando o processo de carbonização com temperatura fixa de 500 °C, com taxa de aquecimento de 3,3 °C min<sup>-1</sup> e carbonizado por 1 hora em um forno elétrico do tipo mufla. Foi feita a química imediata do biocarvão (quadro 4).

**Quadro 4** - Teor de materiais voláteis (TMV), teor de cinzas (TC) e teor de carbono fixo (TCF) para o bagaço de cana-de-açúcar com temperatura de carbonização igual a 500°C

(°C)	TMV (%)	TC (%)	TCF (%)
<b>500</b>	17,49	11,56	70,94

#### 4.6 Instalação e condução do experimento

As mudas foram produzidas em tubetes de 50 cm<sup>3</sup> contendo substrato comercial. Foram utilizadas mudas após 15 dias e 31 dias da germinação para o primeiro e segundo experimento, respectivamente, selecionando as mais uniformes quanto à altura da parte aérea (média e desvio padrão). As plantas foram transferidas para vasos com capacidade de 2 dm<sup>3</sup>, contendo terra de subsolo retirada do viveiro florestal, como substrato (Tabela 3). No primeiro experimento, foram usados 2 níveis de incorporação de biocarvão no substrato (0 e 30 % do v/v) e no segundo não foi feita a adição de biocarvão ao substrato.

O primeiro experimento foi composto por um fatorial de 5 níveis de Cu por 2 níveis de incorporação de biocarvão (0 e 30 % do v/v) com 5 repetições, totalizando 50 vasos, e o

segundo experimento foi composto por 5 níveis de Cu com 5 repetições, totalizando 25 vasos, ambos em delineamento inteiramente casualizado (DIC).

As mudas foram irrigadas diariamente conforme umidade do substrato até o fim dos experimentos.

#### 4.7 Análise morfológica das mudas

O primeiro experimento foi conduzido por 21 dias e o segundo experimento por 69 dias. Para o primeiro experimento foram analisadas as variáveis morfológicas: altura da parte aérea (AP) e diâmetro do coleto (DC). No segundo experimento, além da avaliação da AP, com auxílio de uma régua graduada em centímetros (cm); e do DC, com utilização de um paquímetro digital de precisão de 0,01 mm; foram analisadas a massa de matéria seca da parte aérea (MSPA) e da raiz (MSR), que foram quantificadas após a separação do sistema radicular da parte aérea, sendo o sistema radicular lavado em água corrente; o comprimento da raiz principal (CRP), quantificado por uma trena graduada em centímetros; e área foliar (AF), onde as folhas foram distribuídas em papel de tamanho A4, e em seguida fotografadas com uma câmera digital, onde as imagens foram processadas com auxílio do software ImageJ<sup>®</sup>. Para a obtenção da massa de matéria seca, as partes das plantas foram postas em saco de papel Kraft e levadas à estufa de circulação forçada a 70 °C até peso constante, em seguida foram pesadas em balança analítica com precisão de 0,001 g. Também foram avaliados os índices e relações de qualidade das mudas: relação da altura da parte aérea e o diâmetro do coleto (AP/DC), Índice de Qualidade de Dickson (IQD) (Equação 1). Foram calculados o incremento das mudas para AP e DC (diferença entre as medidas obtidas no transplante e final do experimento) e o Índice de Tolerância (IT) (Equação 2).

$$IQD = MST / [(AP/DC)] + [(MSPA/MSR)] \quad \text{Equação 1}$$

Em que, MST = Massa de Matéria Seca Total; AP = Altura da Parte Aérea; DC = Diâmetro do coleto; MSPA = Massa de matéria seca da parte aérea; MSR = Massa de matéria seca da raiz.

$$IT = [(PMST \text{ contaminado} / PMST \text{ controle}) \times 100] \quad \text{Equação 2}$$

Em que, PMST contaminado = massa de matéria seca total em solo contaminado com Cu; PMST controle = massa de matéria seca total no solo sem contaminação

Foi feito o acompanhamento visual da evolução dos tratamentos quanto a um possível sintoma de toxicidade e realizado registros fotográficos semanalmente.

#### **4.8 Análise fisiológica das mudas**

Foi avaliada a concentração de Cu no tecido vegetal (parte aérea e radicular) por meio do EDS. Para a determinação dos teores de Cu presente na planta e no solo foi utilizado o sistema EDS (espectroscopia por energia dispersiva), onde esse é acoplado ao microscópio eletrônico de varredura (MEV) que permite a realização de análises químicas qualitativas, identificando a presença dos elementos químicos em determinada amostra (PINHEIRO; SÍGOLO, 2006). Antes das amostras serem analisadas, foram retiradas amostras de tecido vegetal em doses de 0, 60, 90 e 120 mg dm<sup>-3</sup> de Cu. As amostras de parte aérea e a raiz, previamente secas e trituradas, foram colocadas em stub de alumínio com uma fita condutora de carbono e em seguida os stubs foram inseridos na metalizadora DENTON VACUUM-DESK V, onde foram metalizadas por meio de uma película de ouro sobre a sua superfície e depois inseridas no MEV TESCAN-VEGA3, equipado com EDS OXFORD.

#### **4.9 Análise estatística**

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) ( $p < 0,05$ ) e teste de Tukey ( $p < 0,05$ ) para os resultados que tiveram diferença significativa, com o auxílio do Software R (R Core Team, 2022).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da análise de variância (ANOVA) foi observado que houve diferença significativa à 5% entre a interação (Tabela 1) dos fatores estudados (cobre e biocarvão).

**Tabela 1** - Resumo da análise de variância para a altura – H (cm) e diâmetro do coleto das mudas - DC (mm)

FV	GL	p-valor	
		H	DC
Biocarvão	1	<0,01	<0,01
Cobre	4	<0,01	<0,01
Biocarvão x Cobre	4	<0,01	<0,05
Resíduo	40		

Fonte: A autora

A incorporação do biocarvão não apresentou efeito positivo no crescimento das mudas (Tabelas 2 e 3)

**Tabela 2** – Altura das mudas de *Erythrina velutina* WILLD. aos 21 dias após a instalação do experimento

Biocarvão (%)	Cobre (mg dm <sup>-3</sup> )				
	0	120	240	360	480
0	26,4 Aa	19,8 Aa	5,5 Ab	0 b	0 b
30	25,2 Aa	0,0 Bb	0,0 Ab	0 b	0 b

Médias seguidas da mesma letra maiúscula na coluna e da mesma letra minúscula na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey a 5 % de probabilidade

**Tabela 3** – Diâmetro do coleto das mudas de *Erythrina velutina* WILLD. aos 21 dias após a instalação do experimento

Biocarvão (%)	Cobre (mg dm <sup>-3</sup> )				
	0	120	240	360	480
0	6,09 Aa	3,73 Aab	1,30 Abc	0 c	0 c
30	4,63 Aa	0,00 Bb	0,00 Ab	0 b	0 b

Médias seguidas da mesma letra maiúscula na coluna e da mesma letra minúscula na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo Teste de Tukey a 5 % de probabilidade

Em solo contaminado com cobre, a adição de biocarvão promoveu a mortalidade das mudas. Muitos estudos demonstram resultados positivos com a adição do biocarvão para remediação de solos com metais pesados, entretanto, esse efeito é influenciado pela propriedade física e química da matéria-prima (THOMAS; GALE, 2015), e do processo de carbonização, como condições de nível oxigênio, a taxa de aquecimento e a temperatura final (WANG et al., 2020). Para o estudo de Soares et al. (2021), o uso do biocarvão também demonstrou resultado não positivo para as variáveis testadas, onde tiveram melhores respostas quando não houve a utilização do biocarvão. Esse resultado pode ter se justificado pela característica química do biocarvão utilizado, os efeitos do biocarvão em função de suas características físico-químicas não ter sido suficiente para promover maiores crescimentos nas mudas e em relação às concentrações utilizadas, podendo não ser suficiente para estimular o desenvolvimento das mudas ou muito elevadas, causando inibição dos processos metabólicos.

Há uma grande importância da caracterização prévia da matéria-prima do biocarvão utilizado para determinar sua usabilidade, assim, pode-se verificar sua interação com o solo e clima e se irá causar efeitos nocivos ao solo, como a liberação de metais pesados ou algum nutriente tóxico (AHMAD et al., 2012). No estudo de Feitosa et al. (2020) para a caracterização química de amostras de biocarvão, houve aumentos significativos dos teores de ferro e manganês para biocarvão produzido de casca de banana e aumento no teores de manganês, ferro e cobre para o biocarvão produzido com bagaço de laranja, onde os teores de Cu foram significativamente maiores que os teores dos demais biocarvões. Houve um aumento desses teores ao decorrer do aumento da temperatura, devido a um efeito de concentração pela redução dos elementos voláteis.

A condutividade elétrica, pH, capacidade de troca de cátions (CTC), compostos voláteis, teor de cinzas e carbono fixo, são características do biocarvão que podem ser alteradas por meio da matéria prima utilizada e temperatura de carbonização, alterando o efeito do biocarvão na redução de mobilidade e biodisponibilidade de metais pesados, que também é influenciada pelo metal estudado e pelas condições do solo (GUO et al., 2019). O teor de cinzas pode contribuir com a redução de acidez, aumentar a concentração de nutrientes como Ca (cálcio), Mg (magnésio), K (potássio), P (fósforo) e diminuir a disponibilidade de Al (alumínio), onde os nutrientes podem ficar mais disponíveis para as plantas (RODRIGUES, 2017).

Dentro dos efeitos que o biocarvão pode gerar no solo, cita-se: um aumento na estabilidade dos agregados, relação solo-água, diminuição da densidade, aumento da



porosidade do solo e uma melhora na CTC, sendo um benefício para uma maior retenção de nutrientes e aumento da disponibilidade desses nas raízes (WANG et al., 2020). Logo, em um solo de maior CTC a lixiviação tende a ser menor (RAJI, 2011). Assim, o biocarvão incorporado pode ter reduzido a lixiviação do Cu e aumentado sua disponibilidade para absorção das plantas, onde pelas doses crescentes de Cu houve grande mortalidade. De acordo com Guo et al. (2019), a adição do biocarvão também pode proporcionar a retenção de nutrientes no composto. Para o estudo de Beiyuan et al. (2017), a adição de biocarvão aumentou a mobilidade de arsênio no solo, isso pode ter sido atribuído a mudança de pH do solo ocasionada pelo biocarvão.

Além das variáveis morfológicas que foram avaliadas, foi feita uma análise visual ao longo dos dias que o experimento foi conduzido. Nos dois primeiros dias após a montagem já foi observada mortalidade entre os tratamentos com as maiores doses utilizadas (360 e 480 mg dm<sup>-3</sup> de Cu). Antes da mortalidade, houve sinais visuais como: folhas amarelas e marrons, murcha e caimento das folhas (Figura 1) que foram se intensificando até causar a morte das mudas, e ocorrendo nos demais tratamentos com aplicação de Cu. Esses sintomas apresentados podem indicar uma possível toxidez por Cu, relacionados a alterações fisiológicas como: perda de vigor, redução de crescimento da raiz e necrose (DECHEN et al., 2018).

**Figura 1** - Sinais de folhas marrons; folhas amarelas e queda de folhas; e folhas amarelas, marrons e murcha da muda após 7 dias, nas respectivas doses: 120<sup>(a)</sup>, 240<sup>(b)</sup> e 480<sup>(c)</sup> dm<sup>-3</sup> de Cu



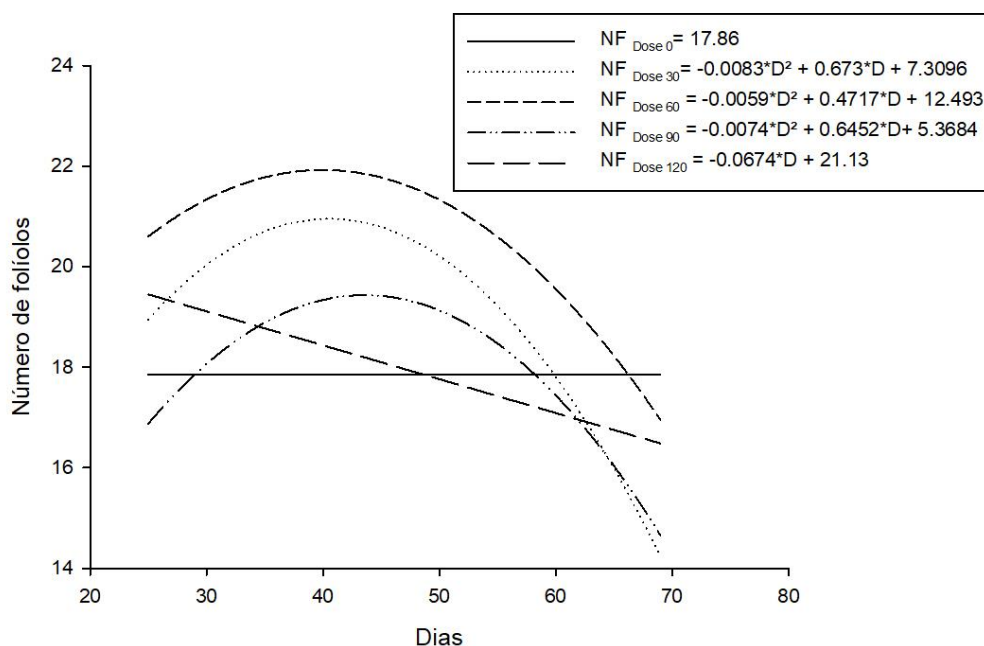
No segundo experimento, sem incorporação de biocarvão, não foi observada diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para as variáveis morfológicas em função das doses de cobre (quadro 8).

**Quadro 8** - Média geral para variáveis morfológicas de mudas de mulungu aos 69 dias: Incremento da parte aérea (IPA) (cm), Incremento diâmetro do coleto (IDC) (mm), comprimento da raiz (CR) (cm), massa seca da parte aérea (MSPA) (g), massa seca da raiz (MSR) (g), massa seca total (MST) (g), relação parte aérea e diâmetro do coleto (PA/DC), índice de qualidade de dickson (IQD), índice de translocação (IT), Teor de água parte aérea e raiz (TH<sub>2</sub>O) (g)

IPA	IDC	CR	AF	MSP A	MSR	MST	PA/DC	IQD	IT	MSPA/MSR	TH <sub>2</sub> O PA	TH <sub>2</sub> O Raiz
8,6	7,6	37	217,1	3,05	1,44	4,5	2,16	1,06	111%	2,14	11,40	3,95

Foi avaliado o número de folíolos semanalmente nas mudas, onde a regressão não foi significativa para a dose controle (Figura 1).

**Figura 2** –Número de folíolos de mudas de *Erythrina velutina* Willd cultivadas em solo contaminado por Cobre avaliado semanalmente para as doses 0,30,60,90 e 120 mg dm<sup>-3</sup>

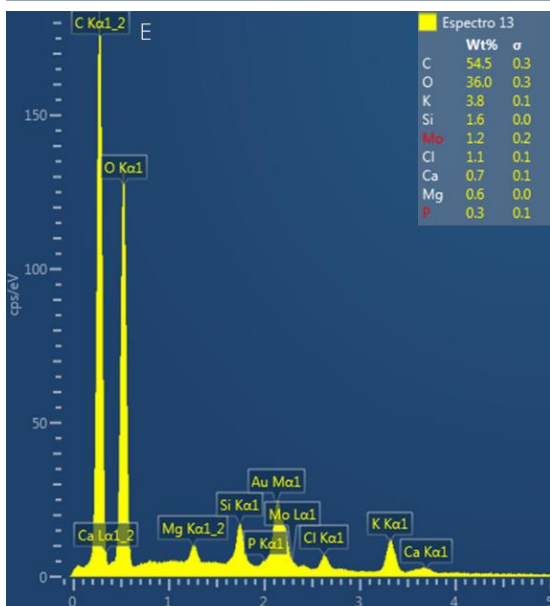
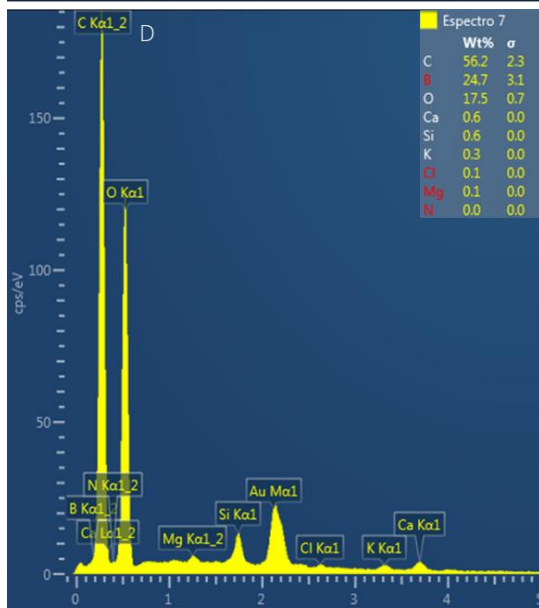
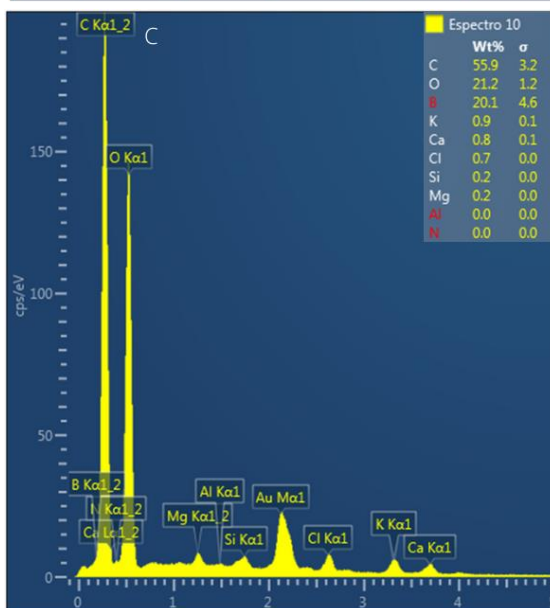
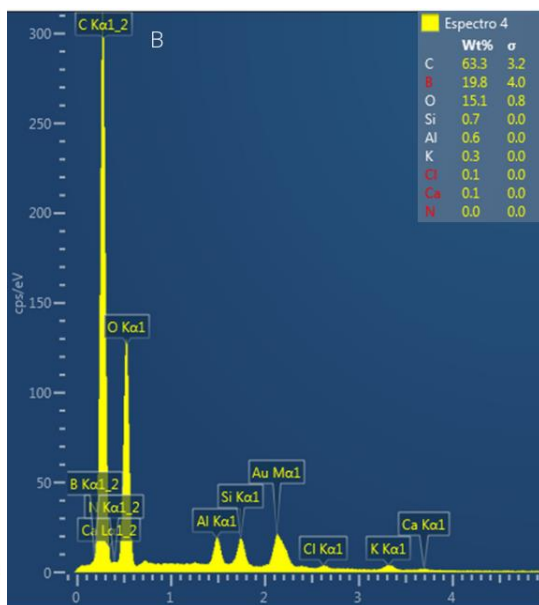
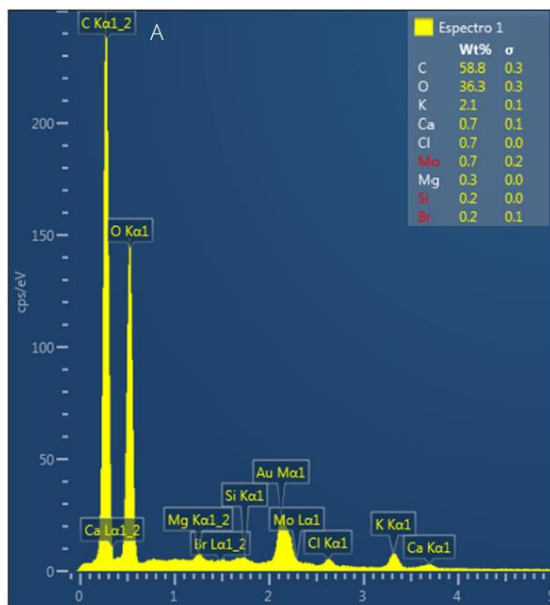


Onde \* é significativo a 5%

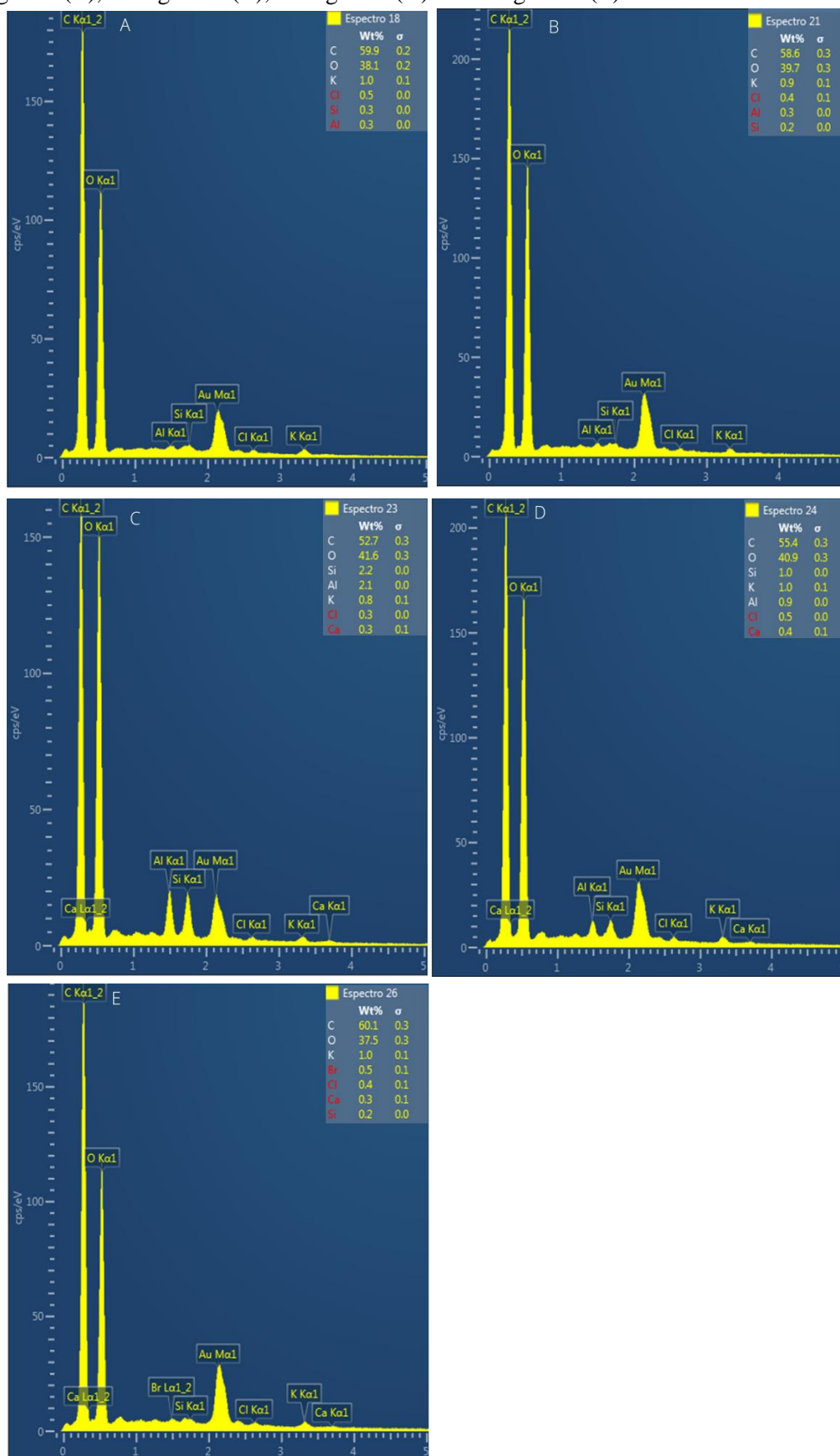
Foi observado que o número de folíolos teve um crescimento até a 5ª semana (41 dias) e foi reduzindo a partir da 6ª semana (48 dias), onde a partir daí houve queda dos folíolos para as doses de 30, 60 e 90 mg dm<sup>-3</sup> de Cu, sendo observada uma queda pronunciada para a maior dose testada, que pode ser indicativo de um começo de uma possível toxidez por Cu. Entretanto, sintomas de toxidez, como necrose das folhas, diminuição do crescimento da parte aérea e desfolhamento precoce (FILHO, 2005) não foram observados neste experimento.

Para a análise por EDS dos elementos presentes tanto na parte aérea como na raiz (Figura 2 e 3), não foi encontrada presença de Cu. Esse fator pode ter se dado por conta da lixiviação do metal ou sua adsorção pela matéria orgânica presente no solo, essas características estão presentes no solo utilizado, que, uma vez que o solo usado possui uma textura arenosa e alto teor de matéria orgânica.

**Figura 3** - Análise EDS da parte aérea de mudas de *Erythrina velutina* Willd nas doses 0 mg dm<sup>-3</sup> (A), 30 mg dm<sup>-3</sup> (B), 60 mg dm<sup>-3</sup> (C), 90 mg dm<sup>-3</sup> (D) e 120 mg dm<sup>-3</sup> (E)



**Figura 4** - Análise EDS da raiz de mudas de *Erythrina velutina* Willd nas doses 0 mg dm<sup>-3</sup> (A), 30 mg dm<sup>-3</sup> (B), 60 mg dm<sup>-3</sup> (C), 90 mg dm<sup>-3</sup> (D) e 120 mg dm<sup>-3</sup> (E)



Os micronutrientes podem não estar presentes na forma disponível no solo por conta de suas características e retidos em algum componente no solo. Dentre as características edáficas que afetam a disponibilidade do Cu para as plantas, pode-se citar: o pH, que tem grande influência na disponibilidade dos micronutrientes em valores altos, ocorrendo a diminuição da solubilização e absorção; o teor de matéria orgânica, onde o seu aumento tem uma relação com a adsorção do Cu; e a textura do solo, onde solos com textura arenosa geralmente apresentam baixa disponibilidade de alguns micronutrientes (Cu, Mn, Mo e Zn), por serem lixiviados com maior facilidade (DECHEN et al., 2018).

O solo utilizado apresenta pH em faixa ácida (5,6), teor de matéria orgânica alto (6,79) e textura arenosa (SOBRAL et al., 2015). Assim, a MO e textura do solo podem ter reduzido a disponibilidade do Cu para as plantas, havendo a possibilidade da planta não ter absorvido o Cu e por conta disso não apresentou sintomas de fitotoxidez, que foi avaliado visualmente ao longo dos dias.

A partir dos dados analisados não é possível inferir se *Erythrina velutina* Willd possui potencial fitorremediador para doses até  $120 \text{ mg dm}^{-3}$ , pois há a possibilidade do Cu não ter ficado disponível para a absorção pelas mudas, não alterando suas características morfológicas e sem sinal visual de toxidez por Cu.

## 6. CONCLUSÃO

As mudas de *Erythrina velutina* Willd não possuem tolerância para as doses de 240, 360 e 480 mg dm<sup>-3</sup> de cobre. O uso do biocarvão influenciou de forma negativa a sobrevivência das mudas em solos contaminados. Para o segundo experimento, as doses até 120 mg dm<sup>-3</sup> de cobre não alteraram a qualidade das mudas de *Erythrina velutina* Willd, mas não houve presença de Cu nos tecidos analisados pela técnica de EDS, podendo indicar que as mudas não absorveram o cobre, devido à lixiviação ou a adsorção na matéria orgânica. Logo, é necessário mais estudos para avaliar o potencial da *Erythrina velutina* Willd para uso em projetos de fitorremediação em locais contaminados por Cu.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABICHEQUIER, A. D.; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.22, p.21-26, 1998.

AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N., MOHAN, D. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**. p.19–33. 2014

AHMAD, M.; LEE, S. S.; DOU, X.; MOHAN, D.; SUNG, J. K.; YANG, J. E.; OK, Y. S. Effects of pyrolysis temperature on soybean stover-and peanut shell-derived biochar properties and TCE adsorption in water. **Bioresource Technology**, v.118, p. 536-544, 2012

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

AYANGBENRO, A. S.; BABALOLA, O. O. 2017. A new strategy for heavy metal polluted environments: A review of microbial biosorbents. **Int. J. Environ. Res. Public Health**. 14, 1–16. 2017

BERNARDINO, C.A.R. **Avaliação de metais e fitorremediação de solos adjacentes a rodovias do Rio de Janeiro**. 2018. 137 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

BIOCHAR TECHNOLOGY. International Biochar Initiative, 2022. Disponível em: <<https://biochar-international.org/biochar-technology/>>. Acesso em: 05 de Abril de 2022.

BOTELHO, R.M; OLIVEIRA, L.S; ANDRADE, L.G. Estudo da utilização popular da espécie medicinal *Erythrina mulungu* mart. Ex benth no transtorno da ansiedade. **Revista Ibero-Americana de Humanidades**, Ciências e Educação. São Paulo, v.7.n.10. out. 2021

BRUCKMAN, V. J.; PUMPANEN, J. Biochar use in global forests: opportunities and challenges. **Global Change and Forest Soils**, p. 427–453, 2019.



CAIRES, S.M; FONTES, M.P.F; FERNANDES, R.B.A; NEVES, J.C.L; FONTES, R.L.F.Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.6, p.1181-1188, 2011

CARVALHO, P.ER. Mulungu (*Erythrina velutina*). Embrapa Florestas - Circular Técnica (INFOTECA-E). **Colombo: Embrapa Florestas**,6p, 2008.

CHA, J.S; PARK, S.H; JUNG, S,C; RYU, C; JEON, J,K; SHIN, M,C; PARK, Y,W. Production and utilization of biochar: A review. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 40, p. 1–15, ago. 2016.

CONAMA. **RESOLUÇÃO Nº 420, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2009**. Disponível em:<<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 11 de Maio de 2021.

COVRE, W.P.; PEREIRA, W.V.S.; GONÇALVES, D.A.M.; TEIXEIRA, O.M.M.; AMARANTE, C.B.; FERNANDES, A.R. Phytoremediation potential of *Khaya ivorensis* and *Cedrela fissilis* in copper contaminated soil. **Journal of Environmental Management**, v. 268, p. 110733, 2020.

CRISTALDI, A.; CONTI, G.O.; JHO, E.H.; ZUCCARELLO, P.; GRASSO, A.; COPAT, C.; FERRANTE. Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review. **Environmental Technology & Innovation**. P.309–326. 2017

DECHEN, A.R.; NACHTIGALL, G.R.; CARMELLO, Q.A.C.; SANTOS, L.A.; SPERANDIO, M.V.L. Micronutrientes. *In*: FERNANDES, M.S; SOUZA, S,R; SANTOS, L.A. **Nutrição Mineral de Plantas**. 2ª edição. Minas Gerais, 2018. p 491-562.

FASANI, E.; MANARA, A.; MARTINI,F.; FURINI,A.; DALCORSO, G. The potential of genetic engineering of plants for the remediation of soils contaminated with heavy metals. **Plant, Cell and Environment** . P. 1201–1232, 2018

FEITOSA, A.A.; TEIXEIRA, W.G; RITTER, E; RESENDE, F.A; KERN,J. Caracterização Química de Amostras de Biocarvão de Casca de Banana e Bagaço de Laranja Carbonizados a 400 e 600°C. **Rev. Virtual Quim.**, v.12 , nº 4, p. 901-912, 2020.

FREITAS, D.A; ALVARENGA, A.C; DURÃES, A.F.S. Potencial de fitorremediação da espécie arbórea *Myracrodouon urundeuva* em solos contaminados por zinco. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**. Curitiba, v. 2, n. 5, p. 1768-1775, 2019

GILBERT, B.; FAVORETO, R. *Erythrina sp.* Fabaceae (Leguminosae, Faboideae). **Revista Fitos**, v. 7, n. 03, p. 185–197, 1 jul. 2012.

GONÇALVES, J.L.M.; SANTARELLI, E.G.; NETO, S.P.M.; MANARA, M.P. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: GOLÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Orgs.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: 2005. p.309-350

GRATÃO, P.L.; PRASAD, M.N.V.; CARDOSO, P.F.; LEA, P.J.; AZEVEDO, R.A. Phytoremediation: green technology for the cleanup of toxic metals in the environment. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 53–64, 2005.

GRASSI FILHO, H. **Cobre na planta**. In: Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências Agrônômicas. Departamento de Recursos Naturais. Ciência do Solo. Brasil. 2005

GUO, X.X; LIU, H.T; ZHANG, J. The role of biochar in organic waste composting and soil improvement: A review. **Waste Management**, P. 884–899, 2020.

INÔ, C.F.A.; SANTOS, D.S.; LOPES, A.S.; DORNELAS, C.S.M.; LACERDA, A.V.; MEDEIROS, J.G.F. Avaliação de diferentes métodos de superação de dormência em sementes de *Erythrina Velutina* willd. Pesquisa e desenvolvimento de abordagens para o ensino de ciências biológicas [livro eletrônico]. Campina Grande: **Editora Amplla**, 2021. 239 p.

International Biochar Initiative. Disponível em:<<https://biochar-international.org/biochar/>>. Acesso em: 30 ago. 2022.

IUPAC, International Union of Pure and Applied Chemistry. Chemistry and Human Health Division Clinical Chemistry Section, Commission on Toxicology. “HEAVY METALS”. Reino Unido, 2002. Acesso em 25 de maio de 2022

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.

LAMEGO, F.P ; VIDAL, R.A. FITORREMEDIAÇÃO: PLANTAS COMO AGENTES DE DESPOLUIÇÃO? Pesticidas: **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 17, 2007.

LIU, N.; CHARRUA, A. B.; WENG, C.-H.; YUAN, X.; DING, F. Characterization of biochars derived from agriculture wastes and their adsorptive removal of atrazine from aqueous solution: A comparative study. **Bioresource Technology**, 198, 55–62. 2015

MAHAR, A.; WANG,P.; ALI,A.; AWASTHI, M.K.; LAHORI, A.H.; LI, Q,W.; ZHANG, Z. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. P.111–121. 2016

SILVA, F.C. **MANUAL DE ANÁLISES QUÍMICAS DE SOLOS, PLANTAS E FERTILIZANTES**. 2. edição. Brasília: EMBRAPA informação tecnológica, 2009.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **MANUAL DE MÉTODOS DE ANÁLISE DE SOLO**. 3. Edição. Brasília. Embrapa, 2017.

MASAROVIČOVÁ, E.; KRÁLOVÁ, K. Woody Species in Phytoremediation Applications for Contaminated Soils. **Phytoremediation**, P. 319–373. 2018

MEJÍA, P.V.L.; ANDREOLI, F.N.; ANDREOLI, C.V.; SERRAT, B.M. Metodologia para Seleção de Técnica de Fitorremediação em Áreas Contaminadas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais** – N.31. 2014

NOGUEIRA, N.O.; OLIVEIRA, M.O.; MARTINS, S.C.A.; BERNARDES, C.O. Utilização de leguminosas para recuperação de áreas degradadas. **Enciclopédia Biosfera**, v.8, n. 14, p.2121. Centro Científico Amanhecer. Goiânia, GO.

O'CONNOR, D.; PENG, T.;ZHANG, J.;TSANG, D. C. W.;ALESSI, D. S. Biochar application for the remediation of heavy metal polluted land: A review of in situ field trials. **Science of The Total Environment**, p.619-620.2018

OLIVEIRA, L.F.C; CASTRO, M.L.L; RODRIGUES, C; BORGES, J.D. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.14, n.7, p.776–782, 2010

PILON-SMITS, E. PHYTOREMEDIATION. **Annual Review of Plant Biology**, v. 56, n. 1, p. 15–39, 2005.

PINHEIRO, C.H.R; SÍGOLO, J.B. Metais pesados e a dinâmica lacustre no Parque Ecológico do Tietê - Centro de Lazer Engenheiro Goulart - RMSP. **Revista do Instituto de Geociências – USP. Geol. USP Sér. Cient.**, São Paulo, v. 6, n. 1, p. 29-39, julho 2006

POURRET, O.; HURSTHOUSE, A. It's Time to Replace the Term "Heavy Metals" with "Potentially Toxic Elements" When Reporting Environmental Research. **Int J Environ Res Public Health**. 2019.

R CORE TEAM (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RAIJ, B. V. Fertilidade do solo e manejo dos nutrientes. Piracicaba: **International Plant Nutrition Institute**, 2011.

REBÊLO, A.G.M.; MONTE, M.T.F; FERREIRA, S.J.F.; RÍOS-VILLAMIZAR, E.A.; QUESADA, C.A.N.; JUNIOR, S.D. Valores de referência da concentração de metais pesados em solos na amazônia central. **Química Nova**, Vol. 43, No. 5, 534-539.2020

REHMAN, M.; LIU, L.; WANG, Q.; SALEEM, M.H.; BASHIR, S.; ULLAH, S.; PENG, D.; Copper environmental toxicology, recent advances, and future outlook: a review. **Environmental Science and Pollution Research**. 18003–18016. 2019

RIBEIRO, R.C; DANTAS, B.F. Mulungu *Erythrina velutina* Willd. **Comitê Técnico de Sementes Florestais**. Nota Técnica n° 7, 2018.

RODRIGUES, A.F. **O efeito do biocarvão em mudas da Mata Atlântica: uma análise ambiental e socioeconômica**. Dissertação (mestrado) –Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Geografia e Meio Ambiente, 2017

SANTOS, L. W; COELHO, M.F.B; MAIA, S.S.S; SILVA, R.C.P; CANDIDO, W.S; SILVA, A.C. Armazenamento e métodos para a superação da dormência de sementes de mulungu. **Ciências Agrárias**, v. 34, n. 1, p. 171–178, 11 mar. 2013.

SAZIMA, I.; SAZIMA, C.; SAZIMA, M.A. A catch-all leguminous tree: *Erythrina velutina* visited and pollinated by vertebrates at an oceanic island. **Australian Journal of Botany**, v.57, p.26-30, 2009

SESSITSCH, A; KUFFNER, M; KIDD, P; VANGRONSVELD, J; WENZEL, W. W.; FALLMANN, K.; PUSCHENREITER, M. The role of plant-associated bacteria in the mobilization and phytoextraction of trace elements in contaminated soils. **Soil Biology and Biochemistry**. 182–194. 2013

SILVA, K.B.; ALVES, E.U.; BRUNO, R.L.A.; MATOS, V.P.; GONÇALVES, E.P. Morfologia de frutos, sementes, plântulas e plantas de *Erythrina velutina* Willd., Leguminosae – Papilionideae. **Revista Brasileira de Sementes**, v.30, p.104-114, 2008

SILVA, K.B; ALVES, E.U; BRUNO, R.L.A.B; GONÇALVES, E.P; BRAZ, M.S..S; VIANA, J.S. Quebra de Dormência em Sementes de *Erythrina velutina* Willd. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 180-182, jul. 2007

SILVA, R.F.; LUPATINI, M.; ANTONIOLLI, Z.I.; LEAL, L.T.; JUNIOR, C.A.M. Comportamento de *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Parapiptadenia rigida* (Benth.)

Brenan e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong cultivadas em solo contaminado com cobre. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 1, 2011.

SILVA, R.F; MISSIO, E.L; STEFFEN, R.B; WEIRICH, S.W; KUSS, C.C; SCHEID, D.L. Efeito do cobre sobre o crescimento e qualidade de mudas de *Stryphnodendron polyphyllum* Mart. E *Cassia multijuga* Rich. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 717-725, jul.-set., 2014

SILVA, T.J.; HANSTED, F.A.S.; 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, n. 1, p. 18–34, 2019.

SILVA,R.F; DA ROS, C.O; DELLAI, A; GROLLI, A.L; SCHEID, D.L; VIEL, P. Interferência de doses de cobre no crescimento e na qualidade de mudas de *Bauhinia forficata* link, *Pterogyne nitens* tul e *Enterolobium contortisiliquum* vell. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 2, p. 647-655, abr.-jun., 2016

SILVA,R.F; SAIDELLES, F.L; DA SILVA, A.S; BOLZAN, J.S. Influência da contaminação do solo por cobre no crescimento e qualidade de mudas de açoita-cavalo (*Luehea divaricata* mart. & zucc.) e aroeira-vermelha (*Schinus therebinthifolius* raddi). **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 1, p. 111-118, jan.-mar., 2011

SIQUEIRA, J.V.G.; BARROS, J.P.A.; ARAUJO, Y.P.; SILVA, T.G.F.; SOUZA, L.S.B. Tratamentos pré-germinativos em sementes de espécies da Caatinga. **Journal of Environmental Analysis and Progress**.V.02 N.04. p. 499-508, 2017

SOARES, D.C.O; LIMA, S.F; LIMA, AP.L; PAULA, J.A.F. Uso do biochar e de bioestimulante na produção e qualidade de mudas de *Sapindus saponaria* L.**Ciência Florestal**. Santa Maria, v. 31, n. 1, p. 106-122, 2021.

SOUZA, A.K.R; MORASSUTI, C.Y.; de DEUS, W.B. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomédica Brasiliensia** . v.9. 2018

THOMAS, S. C.; GALE, N. Biochar and forest restoration: a review and meta-analysis of tree growth responses. **New Forests**, v. 46, n. 5-6, p. 931–946, 10 jun. 2015.

TRAZZI, P.A; HIGA, A.R; DIECKOW, J; MANGRICH, A.S; HIGA, R.C.V. Biocarvão: realidade e potencial de uso no meio florestal. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 875–887, abr. 2018.

TU, C; WEI, J.; GUAN, F.; LIU, Y.; SUN, Y.; LUO, Y.; Biochar and bacteria inoculated biochar enhanced Cd and Cu immobilization and enzymatic activity in a polluted soil. **Environment International**, v. 137, 2020.

WANG, D; JIANG, P; ZHANG,H; YUNG, W. Biochar production and applications in agro and forestry systems: A review. **Science of The Total Environment**, v. 723, p. 137775, 25 jun. 2020.

WANG, Y.; GU, C.; BAI, S.; SUN, Z.; ZHU, T.; XUDAN, Z.; GRIT, D.H.; TEMBROCK, L.R.Cadmium accumulation and tolerance of *Lagerstroemia indica* and *Lagerstroemia fauriei* (Lythraceae) seedlings for phytoremediation applications. **International Journal of Phytoremediation**, v. 18, n. 11, p. 1104–1112, 2016.

ZACCHINI, M; PIETRINI, F; MUGNOZZA, G.S; LORI, V; PIETROSANTI, L; MASSACCI, A. Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. **Water Air and Soil Pollution**, Ontário, v. 197, p. 23-34, 2009.

ZAMA, E; REID, B.J; ARP, H,P,H; SUN, G,X. Advances in research on the use of biochar in soil for remediation: a review. **Journal of Soils and Sediments**. 2018.

ZAYED, A.; GOWTHAMAN, S.; TERRY, N. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I.Duckweed. **Journal of Environment Quality**, v. 27, n.3, p 715-721,1998.