

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

ALINE DA SILVA VELOSO

**USO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NA FITORREMEDIAÇÃO
DO SOLO CONTAMINADO POR CÁDMIO**

**RECIFE-PE
2019**

ALINE DA SILVA VELOSO

**USO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NA FITORREMEDIAÇÃO DO
SOLO CONTAMINADO POR CÁDMIO**

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

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon;

Co-orientador: Dr. Fernando Bruno Vieira da Silva

**RECIFE - PE
2019**

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)

- V443u Veloso , Aline da Silva
Uso de espécies florestais na fitorremediação do solo contaminado por cádmio. / Aline da Silva Veloso .
- 2019.
39 f.
- Orientador: Luiz Carlos Marangon.
Coorientador: Fernando Bruno Vieira da Silva.
Inclui referências.
- Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Bacharelado em Engenharia Florestal, Recife, 2022.
1. Qualidade ambiental. 2. Metal pesado . 3. Remediar. 4. Fitoestabilizar . I. Marangon, Luiz Carlos,
orient. II. Silva, Fernando Bruno Vieira da, coorient. III. Título

CDD 634.9

ALINE DA SILVA VELOSO

**USO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NA FITORREMEDIAÇÃO DO
SOLO CONTAMINADO POR CÁDMIO**

BANCA EXAMINADORA

17 de Julho de 2019

Prof.^a Dr.^a Ana Lícia Patriota Feliciano
(Departamento de Ciência Florestal/UFRPE)

Dr.^a Paula Renata Muniz Araújo
(Departamento de Agronomia/UFRPE)

Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon
(Orientador – Departamento de Ciência Florestal/UFRPE)

Dr. Fernando Bruno Vieira da Silva
(Co-orientador – Departamento de Agronomia/UFRPE)

**RECIFE - PE
2019**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por me presentear com a oportunidade de realizar essa graduação, a qual tanto desejava.

À minha família, pelo incentivo e apoio, mesmo não estando perto, se fizeram presentes e, em especial, a avó paterna da minha filha, Edna, que por diversas vezes tomou conta dela para eu poder estudar.

À minha amada filha, Wellida Lis, por entender que nem sempre podia ficar com ela, pois tinha minhas obrigações acadêmicas.

Aos meus companheiros e companheiras, amigos e amigas que conquistei ao longo do curso, por fazer dessa jornada algo mais divertido.

À todos os professores que contribuíram com a minha formação profissional, onde eu for levarei vocês comigo, sou muito grata a tudo que me ensinaram.

À todos os funcionários da Universidade, que estão por trás de todo os cuidados com os alunos, em especial ao meu querido Departamento de Ciência Florestal, e as tias do RU.

Ao meu orientador professor Dr. Luiz Carlos Marangon, pela confiança e dedicação e por aceitar esse desafio no finalzinho do curso, obrigado por todo auxílio.

Ao meu co-orientador Dr. Fernando Bruno Vieira da Silva, sou muito grata por todos os ensinamentos, a paciência e por confiar na minha responsabilidade.

À todos do Laboratório de Química Ambiental do Solo, por todos os conhecimentos adquiridos ao longo desses anos, em especial, ao prof. Clístenes Williams Araújo do Nascimento e a prof^a Caroline Biondi pela oportunidade de fazer parte do grupo.

À querida Universidade Federal Rural de Pernambuco e a todos que fazem parte desta grande Instituição.

*É inevitável está feliz, quando
se faz o que gosta!
(Aline Veloso)*

RESUMO

Uso de espécies florestais na fitorremediação do solo contaminado por cádmio

A contaminação dos solos por cádmio (Cd) representa um potencial risco à saúde humana e ambiental. A utilização de espécies florestais como fitorremediadoras de metais pode ser uma escolha economicamente e ecologicamente sustentável, quando associada à adubação silicatada, que amenizará a toxidez do metal para as plantas. Neste sentido, o estudo objetivou avaliar: a tolerância de duas espécies florestais (*Casearia sylvestris* Swartz e *Machaerium aculeatum* Raddi) cultivadas em um solo contaminado por Cd e submetido à adubação silicatada; a bioacumulação e a distribuição de Cd e Si, assim como as alterações no status nutricional das plantas. O experimento foi realizado em casa de vegetação no delineamento experimental inteiramente casualizado, em um arranjo fatorial 2 x 2 (duas espécies florestais: *M. aculeatum* e *C. sylvestris*; combinadas com 0,0 e 200,0 mg kg⁻¹ de Si), com três repetições. O solo utilizado no experimento foi coletado na profundidade de 0,0 – 0,2 m e caracterizado químicamente e fisicamente. Os solos foram pesados 9 kg para cada vaso. A contaminação do solo foi induzida com CdCl₂.H₂O. Posteriormente, foram tratados com Si na forma de silicato de cálcio e, em seguida, uma muda de cada espécie foi transplantada para cada vaso. O experimento foi coletado após quatro meses do transplantio. As mudas foram coletadas e separadas em parte aérea e raiz; também foram coletadas amostras de solo. Nos solos e nas plantas foram extraídos e determinados os teores de Cd e Si. Nos tecidos vegetais foram determinados os teores de N, P, K, Ca e Mg. Os resultados foram submetidos à análise estatística descritiva, a ANOVA (*one-way* $p < 0,05$) e teste de Tukey ($p < 0,05$). Os resultados demonstraram que a *M. aculeatum* apresentou melhor tolerância ao Cd e, quando associada ao Si, obteve maior biomassa da raiz e melhor status nutricional, como também o Si influenciou na translocação do Cd para parte aérea. Embora a bioacumulação do Cd tenha sido mais expressiva na *C. sylvestris*,

seu desenvolvimento foi afetado com a perda da biomassa e resultados inferiores no status nutricional. A distribuição do Cd nas duas espécies, apresentou a maior concentração na raiz. Avaliando os melhores resultado de produção e biomassa, tolerância e status nutricional, a *M.aculeatum* demonstrou potencial como fitoestabilizadora do solo contaminado por cádmio.

Palavras-chave: Qualidade ambiental; metal pesado; remediar; fitoestabilização.

ABSTRACT

Use of forest species in phytoremediation of cadmium contaminated soil

Cadmium (Cd) contamination of soils represents a potential risk to human and environmental health. The use of forest species as a metal phytoremediator can be an economically and ecologically sustainable choice when associated with silicate fertilization, which will alleviate metal toxicity to plants. In this sense, the study aimed to evaluate: the tolerance of two forest species (*Casearia sylvestris* Swartz and *Machaerium aculeatum* Raddi) cultivated in a soil contaminated by Cd and submitted to silicate addition; bioaccumulation and distribution of Cd and Si, as well as changes in plant nutritional status. The experiment will be carried out in a greenhouse in a completely randomized design in a 2 x 2 factorial arrangement (two forest species: *M. aculeatum* and *C. sylvestris*; combined with 0.0 and 200.0 mg kg⁻¹ Si). with three repetitions. The soil used in the experiment was collected at a depth of 0.0 - 0.2 m and characterized chemically and physically. The soils were weighed 9 kg for each pot. Soil contamination was induced with CdCl₂.H₂O above 10.0 mg kg. Subsequently, they were treated with Si as calcium silicate and then a seedling of each species was transplanted to each pot. The experiment was collected after four months of transplantation. The seedlings were collected and separated in shoots and roots; soil samples were also collected. Soils and plants were extracted and the contents of Cd and Si were determined; In the vegetal tissues the contents of N, P, K, Ca and Mg were determined. The results were submitted to descriptive statistical analysis, ANOVA (one way $p < 0.05$) and Tukey test ($p < 0.05$). The results showed that *M. aculeatum* presented better tolerance to Cd and when associated with Si obtained higher root biomass and better nutritional status, as well as Si influenced the translocation of Cd to shoot. Although Cd bioaccumulation was more significant in *C. sylvestris*, its development was affected by biomass loss and poorer nutritional status. The distribution of Cd in both species presented the highest concentration in the root. Evaluating the best yield and biomass results, tolerance and nutritional status, *M. aculeatum* demonstrated potential as a phytostabilizer of

cadmium contaminated soil.

Key words: Environmental quality; heavy metal; to remedy; phytostabilization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Espécie <i>Machaerium aculeatum</i> Raddi.....	22
Figura 2. Espécie <i>Casearia sylvestris</i> Swartz	23
Figura 3. Valores de pH, teores de cálcio e magnésio.....	27
Figura 4. Mudanças das espécies <i>M. aculeatum</i> antes do experimento.....	28
Figura 5. Mudanças das espécies <i>M. aculeatum</i> após o experimento.....	28
Figura 6. Mudanças das espécies <i>C. sylvestris</i> antes do experimento.....	29
Figura 7. Mudanças das espécies <i>C. sylvestris</i> após o experimento.....	29
Figura 8. Valores médios da produção de biomassa.....	30
Figura 9. Valores médios dos conteúdos de cádmio.....	32
Figura 10. Valores médios dos conteúdos de silício.....	33
Figura 11. Valores médios dos conteúdos dos macronutrientes.....	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização físico-química do solo antes do experimento.....	24
---	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
1.1. OBJETIVOS	17
1.1.1. Geral	17
1.1.2 Específicos	17
2. REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1 Cádmio no solo	17
2.2 Efeitos do cádmio nos organismos	18
2.3 Fitorremediação	19
2.4 Uso de espécies florestais na fitorremediação	20
2.5 O silício como amenizante a toxidez dos metais pesados	21
3. MATÉRIAS E MÉTODOS	22
3.1 Descrição as espécies	22
3.2 Montagem e condução do experimento	24
3.3 Preparo e análises das amostras	25
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1 Silício e as alterações nas características do solo	26
4.2 Produção de biomassa da <i>C. sylvestris</i> e <i>M. aculeatum</i>	28
4.3 Teores de silício e macronutrientes nas espécies florestais	31
4.4 Comportamento do cádmio no solo e tolerância das espécies	33
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	36
7. REFERÊNCIAS	37

1. INTRODUÇÃO

O cádmio (Cd) é um metal pesado com teores médios de $0,41 \text{ mg kg}^{-1}$, considerando o material de origem como principal fonte (Kabata-Pendias, 2011). É encontrado na natureza principalmente em rochas fosfatadas (Bizarro et al., 2008) e depósitos de minério de zinco e chumbo, tornando-se as principais fontes de exploração do Cd no ambiente. O Cd é utilizado em diversos setores industriais, tais como na produção de baterias Ni-Cd/Ag-Cd e pilhas, estabilizador, no processo de galvanoplastia e na fabricação de ligas, pigmento e revestimentos (Chaves & Souza, 2014; Karanlik et al., 2013). Os materiais com Cd em sua constituição quando descartados indiscriminadamente, somando com práticas agrícolas como utilização de fertilizantes fosfatados favorecem o acúmulo do Cd no ambiente.

A entrada do Cd no ambiente seja por causas naturais ou antrópicas é motivo de alerta devido suas características tóxicas às plantas e animais. Mesmo em baixas concentrações, o Cd é transferido do solo para diferentes órgãos da planta causando perdas significativas de culturas no mundo (Rodriguez et al., 2005). O acúmulo de Cd nas plantas pode implicar em mudanças morfológicas e estruturais, nos processos fisiológicos e estresse oxidativo (Shanmugaraj et al., 2019). Os seres humanos estão expostos a metais pesados principalmente pela ingestão de alimentos contaminados (Marques et al., 2011; Chen et al., 2015), podendo causar efeitos teratogênicos, mutagênicos, distúrbios respiratórios e ósseos, hipertensão e cânceres (Shanmugaraj et al., 2019).

A retirada de Cd do solo (remediação) torna-se necessário para garantir a saúde pública e funcionalidade dos ecossistemas (Azam, 2016). Existem diversas formas de remediar o Cd no solo, dentre elas destaca-se a fitorremediação, que se baseia na utilização de espécies vegetais para remover ou imobilizar metais no solo (Anselmo et al., 2005). Sua principal vantagem é o baixo custo, em comparação às técnicas tradicionais e por ser ecologicamente mais aceita. Seu sucesso depende da capacidade da planta em absorver o metal. A fitorremediação atua de diferentes formas. Trabalhos tem demonstrado que a fitoextração e fitoestabilização são as

técnicas mais indicadas para áreas contaminadas por metais (Melo et al., 2012; Marques & Nascimento, 2013).

Muitas plantas conseguem se desenvolver em condições inóspitas, tornando-as peças chaves no combate à poluição antrópica de metais nos solos. O desafio é selecionar espécies com capacidade de absorver, concentrar e/ou metabolizar o agente contaminante. Sendo necessário ter um sistema radicular profundo e denso, ser resistente, ter elevada transpiração e alta produção de biomassa, (Madalão et al, 2012; Karanlik et al, 2013) e se enquadrar na ampla distribuição geográfica para antender diferentes regiões.

As espécies florestais constituem uma alternativa a fitorremediação de Cd nos solos, pois já são utilizadas em recuperação de áreas degradadas. Assim, a proposta é desenvolver um experimento com as espécies *Machaerium aculeatum* Raddi que é uma fabaceae, e a *Casearia sylvestris* Swartz da família das Salicaceae, ambas nativas da flora brasileira e distribuídas em diversos estados (Lorenzi, 2001; Campello et al, 1998), além de apresentarem bons resultados em recuperação de áreas degradadas (Carvalho, 2007; Oliveira et al, 2009). O Si atua na atenuação de estresses causados por Cd, promovendo melhoria na absorção, transporte e distribuição de nutrientes nas plantas (Rizwan et al., 2015).

Associado a espécie vegetal, outros fatores podem ser incorporados no solo para potencializar a fitoextração de metais como o biochar (Rizwan., 2019), agentes quelantes (Silva et al., 2017) e silicatos (Su et al., 2018). O silício (Si), é um elemento benéfico para diversas culturas (Nascimento et., 2019). O Si pode imobilizar o Cd nas raízes ou no solo, diminuindo os riscos de absorção ou acumulação do elemento em culturas, sendo um importante manejo em solos contaminados. Dessa forma o objetivo desse trabalho foi avaliar o potencial das espécies florestais *Machaerium aculeatum* Raddi e a *Casearia sylvestris* Swartz como fitorremediadoras de solo contaminado por cádmio sob influência do silício.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Geral

Avaliar o potencial das espécies florestais *Casearia sylvestris* Swartz e *Machaerium aculeatum* Raddi como fitorremediadoras de solo contaminado por cádmio sob influência do silício.

1.1.2 Específicos

- Avaliar a tolerância de duas espécies florestais (*Casearia sylvestris* Swartz e *Machaerium aculeatum* Raddi) expostas a um solo contaminado por Cd e submetido à adubação silicatada;
- Calcular a bioacumulação e a distribuição de Cd e Si nos tecidos vegetais das plantas (parte aérea e raiz);
- Avaliar o status nutricional das espécies florestais submetidas ao estresse por Cd na presença e ausência do silício.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Cádmio no solo

O cádmio (Cd) é um metal pesado com teores médios de $0,41 \text{ mg kg}^{-1}$, de origem natural, geogénica, é liberado pelos processos graduais como erosão e adsorção das rochas. É encontrado na natureza principalmente em rochas fosfatadas. Fontes antropogénicas como indústrias, combustíveis fósseis, atividade da mineração de zinco e chumbo, lixo urbano e esgotos. Também contribuem para o enriquecimento por Cd nos solos, mais representativa, são os fertilizantes de fosfato, o Cd pode existir em formas hidrossolúveis ou em complexos insolúveis.

A mobilidade do Cd é afetada pelo pH, reacções de oxidação-redução e complexação, sendo um dos metais pesados mais móvel no solo. Em áreas poluídas, as concentrações de Cd nos solos são geralmente superiores a $3,5 \text{ mg kg}^{-1}$. A adubação fosfatada que contém o Cd como um resíduo, a longo prazo, apresentam efeito, como demonstra um estudo no decorrer de 3 anos, 10 e 50 kg P/ha contém 0,06 e 0,1 mg/kg de Cd. No Brasil foram cadastradas, aproximadamente 543 áreas contaminadas com metais pesados, encontrado-se dentro da faixa de <3 a 43 mg/kg conteúdo de Cd, as mais conhecidas são as do município de Santo Amaro da Purificação na Bahia e Adrianópolis do Paraná. (Bizarro et al., 2008; Chaves & Souza, 2014; CETESB, 2011; Karanlik et al, 2013 ; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2016).

A Resolução do CONAMA 420/2009 estabelece limites de referência para os teores de Cd no solo: valor de prevenção (PV) de $1,3 \text{ mg/Kg}^{-1}$; valor de investigação (VI) para diferentes setores como para área agrícola (3 mg/kg), residencial (8 mg/kg), industrial (20 mg/kg). Além dos efeitos tóxicos tem a preocupação do comportamento do Cd no solo, sua solubilidade está relacionada com a acidez da solução do solo a queda em pH de meramente 0,2 unidades resulta em um aumento de 3 a 5 vezes na disponibilidade. Outro fator importante que rege é a textura, e o Eh-pH controla a mobilidade do Cd, sua migração para baixo no perfil é pode contaminar as águas subterrâneas. (Rocha, et al, 2009; Chen, et al, 2015; Puhuij et

al, 2010; Pedro et al, 2013; Matusik et al, 2008).

2.2 Cádmio na Planta e nos organismos

A presença do Cd nos organismos vivos é prejudicial em qualquer concentração. Podendo ser absorvido pelo sistema radicular, causando toxicidade nas atividades enzimáticas. Mesmo em baixas concentrações, o Cd é transferido do solo para diferentes órgãos da planta causando perdas significativas de culturas no mundo (Rodriguez et al., 2005). Em geral, os sintomas manifestados pelo teor elevado de Cd nas plantas são retardamento do crescimento e danos às raízes, clorose das folhas e coloração marrom-avermelhada das margens ou veias das folhas, interfere no metabolismo normal de alguns micronutrientes. (Prasad, 2008; Vieira et al, 2015; Kabala-Pendias,2011; Marques, et al, 2011; Chen et al, 2015; Pereira & Tabaldi, 2018).

O teor de Cd na cadeia alimentar é de grande preocupação como via de acesso para o homem e para os animais. Por isso, a importância dos monitoramentos nos solos e plantas, para evitar contaminação dos alimentos. Há duas rotas principais de exposição de Cd aos seres humanos: inalatória ocorre em ambiente industrial, e associado ao consumo do cigarro. E a digestão ocorre pela ingestão de alimento e água contaminados. Estudos atuais demonstram que seus efeitos tóxicos são diversos no rim causando disfunção na reabsorção da proteína, câncer; distúrbios no metabolismo do cálcio, osteoporose e osteomalácia; no sistema cardiovascular; danos ao fígado; nos pulmões (Karanlik et al, 2013; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2008; Moreira & Moreira, 2004; Costa et al, 2007)

2.3 Fitorremediação de solos contaminados por Cd

A fitorremediação é uma técnica relativamente nova e é definida como o uso de plantas para remover poluentes do meio ambiente ou para torná-los inofensivos (ANSELMO & JONES, 2005; VAN et al, 2007). Essa descontaminação se baseia na tolerância de algumas plantas a determinados compostos para remediar o solo. A fitorremediação subdivide-se na fitoextração, onde acontece a absorção do

contaminante e armazenamento na própria biomassa; a fitovolatização, na qual o poluente absorvido é convertido para uma forma volátil e liberado na atmosfera; e a fitoestabilização, em que as plantas reduzem a mobilidade e a biodisponibilidade de poluentes no meio ambiente, seja pela imobilização ou pela prevenção da migração. Ainda são citadas na literatura outras duas subdivisões: fitodegradação e fitoestimulação. (Marques et al, 2011; Vascoceolo et al, 2012; Karanlik et al, 2013).

Ao escolherem espécies utilizadas em programas de fitorremediação devem-se considerar fatores do solo e da planta, como desenvolvimento da planta, nível de contaminação, profundidade do sistema radicular (Lombi et al, 2001; Khan et al, 2000), produção de biomassa, os fatores de bioacumulação e de transferência e a capacidade em hiperacumular o elemento (Susarla et al, 2002; Pires et al. 2003). Esses pré-requisitos, são fundamentais para o sucesso da fitorremediação, (Vascoceolos et al,2012; Anselmo & Jones, 2005; Castro,1985):

- Capacidade de absorver, concentrar e/ou metabolizar o agente contaminante;
- Capacidade de transferir o contaminante para parte aérea da planta;
- Sistema reticular profundo e denso;
- Alta taxa de crescimento e produção de biomassa e capacidade transpiratória elevada;
- Fácil colheita, elevada taxa de exsudação reticular e resistência a pragas e doenças;
- Capacidade de desenvolvimento em ambientes diversos; e
- Ocorrência natural em áreas poluídas.

Entre as inúmeras vantagens da fitorremediação se destaca o menor custo, removendo a fonte de contaminação, as plantas são mais fáceis de ser monitoradas, as propriedades biológicas e físicas do solo são mantidas, incorpora ao solo material orgânico, controla a erosão, reduz o movimento da água contaminada do solo. Exemplos de fitoextratora a espécie milho, sorgo, algodão, girassol e algumas variedades de eucaliptos, acácia, cedro-rosa que transloucam os metais para na parte aérea. Demonstam como a fitorremediação é uma técnica promissora tanto na recuperação de áreas degradadas como para fins econômicos. (Marques et al, 2011; Vascoceolos et al, 2012; Anselmo & Jones,2005; Oliveira,2009)

2.4 Espécies florestais na fitorremediação de metais pesados

Muitas plantas conseguem se desenvolver em condições inóspitas, tornando-as

peças-chaves no combate à poluição antrópica de metais nos solos. Estudos relatam a eficiência de algumas espécies florestais como fitorremediadora de contaminação por metais pesados. Um exemplo é o eucalipto, utilizado para fitoextração de cério e estrôncio (Grazziotti et al., 2001). Devido à sua capacidade de transpiração, utilizada no controle de áreas contaminadas com cádmio, cobre e sódio, bem como, para a fitoestabilização e rizodegradação de níquel e mercúrio (EPA, 2005). Algumas espécies apresentam capacidade de crescer em solo contaminado com Zn e outros metais pesados, dentre elas, o *E. grandis*, *C. citriodora* e, principalmente, o *E. torelliana* e o *C. camaldulensis*. (Magalhães et al. 2011). Ao avaliar o potencial de duas espécies de eucalipto na fitoestabilização de solo contaminado com Zn, *C. citriodora* é considerada uma espécie tolerante a metais pesados (Grazziotti et al. 2001).

Outra espécie florestal como a *Acácia mangium* que vem demonstrando bons resultados na tolerância de metais pesados em diferentes doses de Cd e Zn, assim como o cedro-rosa (Caires et al. 2011; Trannin et al. 2001). Em trabalhos de recuperação de áreas degradadas, com solos empobrecidos, pesquisadores avaliam a capacidade de algumas espécies em se estabelecerem em um ambiente desfavorável, e algumas espécies florestais pioneiras, por serem rústicas e terem baixa exigência edafoclimáticas conseguem se estabelecer, mesmo em ambientes contaminados. (Paiva et al. 2004).

2.5 Silício como amenizante da toxidez dos metais pesados nas plantas

Mesmo que o Si não seja um elemento essencial para as plantas, vários autores relatam os benefícios do silício às plantas que incluem resistência ao ataque de pragas e doenças, às condições climáticas desfavoráveis como baixas e altas temperaturas, favorece a nodulação em leguminosas, promove resistência a condições de estresse salino (Lima et al, 2011; Ling et al, 2000). Além disso, o Si pode imobilizar o Cd nas raízes ou no solo, diminuindo os riscos de absorção ou acumulação do elemento em culturas, sendo um importante manejo em solos contaminados. Dentre seus diversos benefícios, o silício também propicia uma maior

tolerância de plantas à presença de metais pesados diminuindo ou eliminando seus efeitos danosos sobre as plantas (Gu et al., 2011; Nascimento & Cunha, 2010; Santos et al,2009)

Trabalhos recentes na agricultura demonstram o importante papel na tolerância de plantas de *Zea mays* ao estresse de Cd e Zn. Também foi relatado que o silicato aliviou a toxicidade do Mn por aumentar a fração deste ligada na parede celular. (Cunha; Nascimento, 2009). O Si aumentou a tolerância de plantas de *Solanum nigrum* ao Cd devido à diminuição da absorção e distribuição de Cd em folhas velhas e expandidas, assim como por diminuir o estresse oxidativo induzido por Cd (LIU et al., 2013). Outros trabalhos também relatam que as plantas que recebem a fertilização silicatada apresenta melhor desenvolvimento do sistema radicular, o que resulta na absorção de nutrientes. Dentro da área florestal tem pesquisa com a adubação silicatadas para eucaliptos, os resultados apresentaram baixa acumulação do silício para essa espécie.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição das espécies florestais selecionadas

A espécie florestal *Casearia sylvestris* Swartz é nativa da flora brasileira, pertence a família Salicaceae, populamente conhecida como Guaçatonga, Pau-de-largato, Cafazeiro-do-mato (Figura 1). É uma árvore de porte médio, atingindo 4 a 6 m de altura. Apresenta ampla distribuição geográfica, em todo território brasileiro e na maioria das formações florestais, com poucas restrições (Carvalho, 2007). É uma planta perenifólia, inicialmente, tem preferência por sombra, esciofita, porém é heliófita, do grupo sucessional das pioreiras e secundária inicial, ocorre com frequência nos sub-bosque e também nas formações secundária, como capoeirões. É uma espécie hermafrodita. As flores são pequenas, sendo importante fonte melífera, com produção de pólen (Backes & Irgang, 2004; Lorenzi, 2001). É uma das poucas espécies arbóreas melíferas de inverno. No estado de São Paulo, é utilizada para arborização urbana pelo seu porte. Os frutos são apreciados pela avifauna. É recomendada para reflorestamento de áreas degradadas de acordo

com a tipologia florestal.

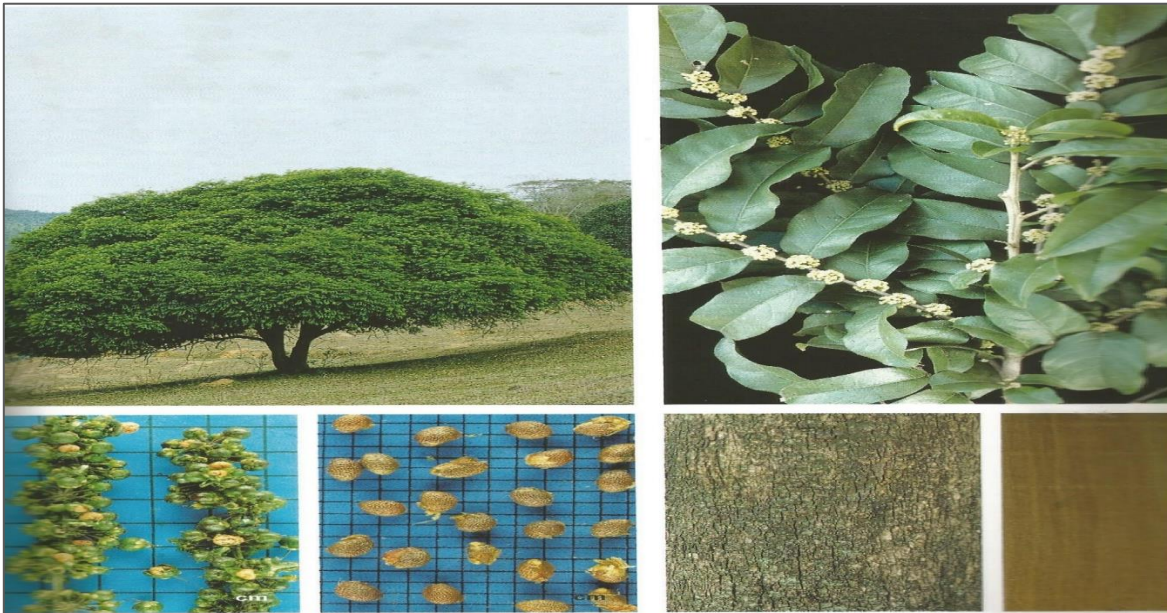


Figura 1. *Casearia sylvestris* Swartz

A *Machaerium aculeatum* Raddi é uma espécie nativa que pertence à família Fabaceae, popularmente conhecida com jacarandá-de-espinho, espinheiro, mau-vizinho, pau-de-angu (Figura 2). Com ocorrência natural nos estados da PB, PE, BA, AL, GO, DF, MS, MG, ES, RJ, SP. Presente em diferentes formações florestais como Cerrado, Cerradão, Florestas ombrófilas densa aluvial (Mata Ciliar), Restinga, Floresta Estacional Semidecidual e frequentemente encontrada em formações secundárias abertas. A *M. aculeatum* é uma espécie pioneira, de alta adaptabilidade às condições de solo e clima, sendo heliófita, decídua ou semidecídua. Apresenta um porte médio atingindo de 6 a 12 m de altura, com folhas compostas imparipinadas e com espinhos. A madeira apresenta baixa densidade e é empregada na construção civil e na confecção de caixotarias e objetos leves (Lorenzi, 2001; Madalão et al, 2012). Tem valor ornamental, sendo indicada para arborização urbana, por causa da inflorescência roxa e seu porte, como na cidade de Campina Grande (PB). Também é utilizada como forrageira em alguns municípios do nordeste no consórcio com gramíneas pelo seu valor nutricional (Ferreira et al, 2017). Atualmente, vários trabalhos demonstram a eficiência dessa

espécie no reflorestamento de áreas degradadas (Camargo et al, 2013).



Figura 2. *Machaerium aculeatum* Raddi

3.2 Montagem e condução do experimento

O experimento foi conduzido em casa de vegetação no Departamento de Agronomia da UFRPE, Recife - PE no delineamento experimental inteiramente casualizado, em um arranjo fatorial 2 x 2 (duas espécies florestais: *Machaerium aculeatum* e *Casearia sylvestris*; combinadas com duas doses de fertilizante silicatado: 0,0 e 200,0 mg kg⁻¹), com três repetições. O solo utilizado no experimento foi classificado como Argissolo Amarelo de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (SiBCS) (EMBRAPA, 2018) e coletado na profundidade de 0,0 – 0,2 m. Uma subamostra foi caracterizada química e fisicamente (tabela 1) para fins de recomendação de adubação e calagem. O solo foi seco e peneirado em malha de 4 mm; 9,0 kg de solo foram acondicionados em vasos de 10 L. A contaminação do solo foi induzida pela adição de Cd na forma de cloreto de cádmio (CdCl₂.H₂O) permanecendo incubado por 30 dias. Em seguida, os solos foram adubados, e metade dos vasos recebeu tratamento com silício na forma de silicato de cálcio. Posteriormente, as mudas que foram adquiridas de um produtor do

município de Chã Grande-PE, foram transplantadas com a padronização da altura média de 0,32 m e raízes desnudas, sendo mantidas a 80% da capacidade de retenção de água. Após quatro meses do transplante, foram medidas as alturas das mudas e realizada a coleta do experimento. As mudas foram separadas em parte aérea (PA) e raiz (PR); lavadas com água destilada; secas em estufa a 65 °C por 72 h; pesadas para obtenção da biomassa; e trituradas em moinho de facas tipo Wiley.

Tabela 1. Características físico-químicas da amostra de solo do experimento

	pH	P	Cd	Na	K	Ca	Mg	COS	Areia	Silte	Argila
		mg dm ⁻³			cmol _c dm ⁻³				g kg ⁻¹		
Média	5,6	3,15	11,2	0,01	0,01	0,80	0,60	12	628	32	340

3.3 Análises de solo e planta

Os materiais vegetais foram analisados quanto aos teores: Si, de acordo com o método amarelo para análise do silício na planta (Korndorfer et al. 2004); Nitrogênio (N), por meio de destilação em Micro destilador Kjeldhal; potássio (K), fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e Cd totais por meio de digestão ácida com adição de 8 ml de HNO₃ e 2 ml de H₂O₂, em tubos de teflon, sendo mantidas em forno micro-ondas (Mars Xpres) por 45 min. Todas as amostras digeridas foram em duplicata e, paralelamente, foram feitas provas em branco.

Para obtenção dos teores de Cd nos solos, foi adotada a digestão 3051 A (USEPA, 1998) no qual, 0,5 g das amostras maceradas em almofariz de ágata, passadas em peneira de abertura de 0,15 mm (ABNT 50), foram transferidas para tubos de teflon, onde foram adicionados 9 mL de HNO₃ e 3 mL de HCl. O conjunto foi mantido a 175°C por 4,5min. Os extratos foram filtrados e transferidos para balão certificado.

A determinação dos elementos nos extratos foi realizada no espectrofotômetro de absorção atômica. O fator de bioacumulação (Fbio) foi calculado pela relação entre os teores de Cd na parte aérea e raiz das plantas com os teores de Cd no solo, de acordo com a equação abaixo:

$$FBio_{PA;R} = \frac{Cd_{PA;R}}{Cd_{Solo}} \quad (Eq. 1)$$

Sendo:

FBio = Fator de Bioacumulação

PA = Parte Aérea

R = Raiz

Os resultados foram submetidos à análise estatística descritiva (média e desvio padrão), a ANOVA (*one-way* $p < 0,05$) e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). O programa de estatística utilizado foi o Statistica

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Silício e as alterações nas características do solo

A adição de 200,0 mg kg⁻¹ Si na forma de silicato de Ca aumentou o valor do pH e os teores trocáveis de Ca²⁺ + Mg²⁺ no solo. Os solos tratados com Si apresentaram pH próximo da neutralidade (6,7) e o incremento nos teores das bases foi de 29 % (Figura 3a e 3b). As alterações ocorridas no pH e nos teores de Ca²⁺ + Mg²⁺ podem ser justificadas pelo fato da fonte silicatada ser considerada um corretivo da acidez do solo, neutralizando assim os H⁺ e Al³⁺ livres na solução e os que estão presente nos sítios de troca dos argilominerais do solo, além de ser uma importante fonte dos nutrientes Ca e Mg para o solo e nutrição das plantas (Anjum et al., 2015). Trabalhos utilizando fontes silicatadas no solo obtiveram resultados similares (Liang & Sun; 2007; Keller et al., 2015). Contudo, quando comparada à eficiência dos silicatos em relação ao calcário dolomítico na correção do solo, os silicatados exigem maiores quantidades (Keller et al., 2015).

Houve efeito significativo ($p < 0,05$) da interação sobre os teores de Si solúvel no solo (Figura 3c). Os maiores teores residuais de Si, após os 120 dias de cultivo das espécies florestais, foram observados nos solos tratados com Si e cultivados com a espécie *M. aculeatum*.

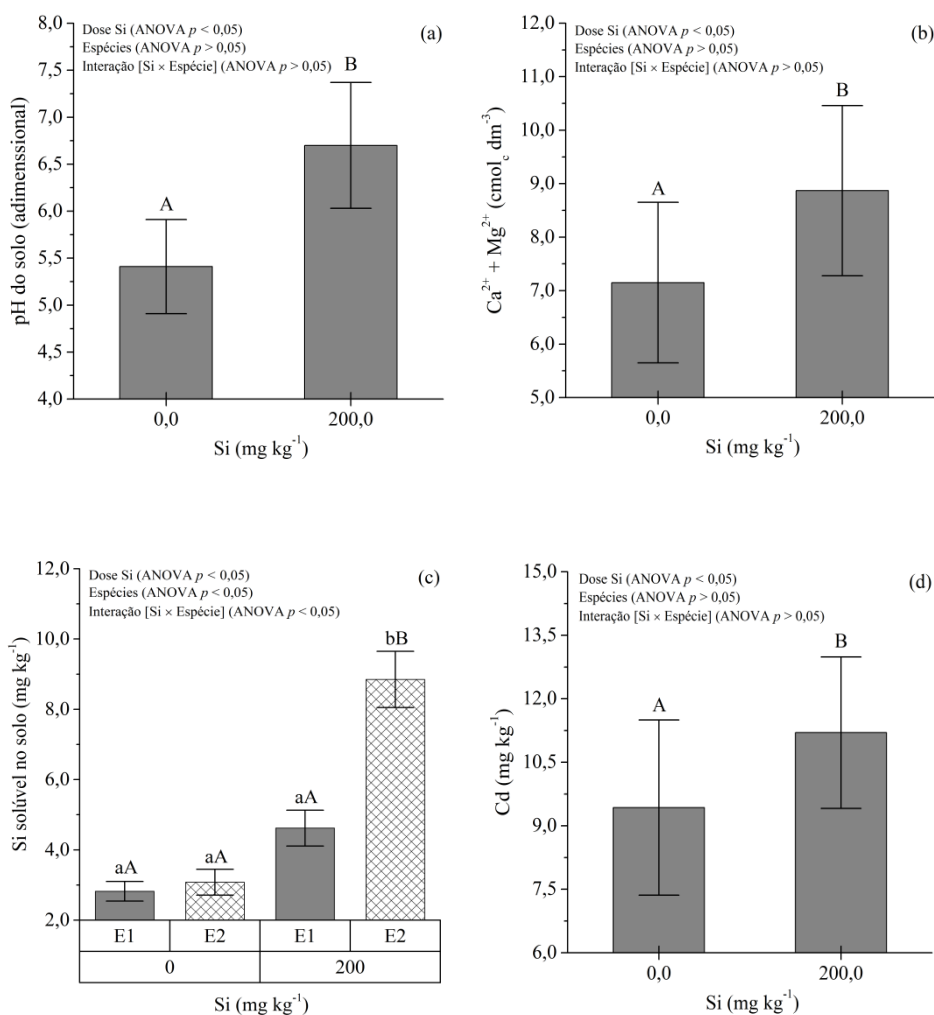


Figura 3. Valores médios (\pm desvio padrão) do pH (a), dos teores trocáveis de Ca²⁺ + Mg²⁺ (b), do Si solúvel (c) e dos teores ambientalmente disponíveis de Cd (d); nos solos contaminados por Cd, sem e com adição de silicato de cálcio (0,0 e 200,0 mg kg⁻¹ Si), e, cultivados com *Casearia sylvestris* (E1) e *Machaerium aculeatum* (E2) por 120 dias. $p < 0,05$ = efeito significativo a 5 % de probabilidade pela ANOVA; valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O Si solúvel neste tratamento foi em média 166 % superior em relação aos demais tratamentos. A diferença entre os solos que receberam a mesma dose de Si (200,0 mg kg⁻¹) mas que foram cultivados com espécie distinta, pode ser explicado pela diferença na capacidade das espécies em absorver e acumular Si nos seus tecidos, ou devido às distintas transformações que o sistema radicular das plantas pode exercer sobre a zona rizosférica e que, por sua vez, poderá influenciar

na maior ou menor solubilidade do Si no sistema solo (Keeping et al., 2017).

O teor ambientalmente disponível do Cd nos solos adubados com Si após o cultivo das espécies florestais é apresentado na Figura 3d. O tratamento com Si foi o único fator que interferiu nos teores de Cd no solo. Os solos tratados com 200,0 mg kg⁻¹ de Si foram os que tiveram os maiores teores. A diferença entre os tratamentos foi de 2,0 mg kg⁻¹ de Cd.

O menor teor observado nos solos que não receberam adubação silicatada pode ser justificado pelo fato do Cd ter tido uma maior disponibilidade no solo, o que possivelmente contribuiu para a remoção do metal pelas plantas. Solos ácidos com baixos teores solúveis de silício são condições geoquímicas que favorecem a uma maior disponibilidade dos metais, especialmente o Cd, por ser móvel no solo (Liang & Sun, 2007).

4.2 Produção de biomassa da Casearia sylvestris e da Macharium aculeatum

A adubação silicatada não influenciou sobre a produção da biomassa seca da parte aérea das plantas (Figura 8a), enquanto para as raízes foi observado efeito significativo da interação (Figura 8b). Com relação à biomassa da parte aérea, a espécie *M. aculeatum* foi mais tolerante ao estresse causado pela contaminação do solo por Cd, após os 120 dias de cultivo. as espécies, baseado nos valores médios da produção de biomassa, foi de 150 %.



Figura 4: Mudanças da espécie *M. aculeatum* antes do experimento



Figura 5. Muda da espécie *M. aculeatum* após o experimento de 120 dias



Figura 6. Espécie *C. sylvestris* antes do experimento.

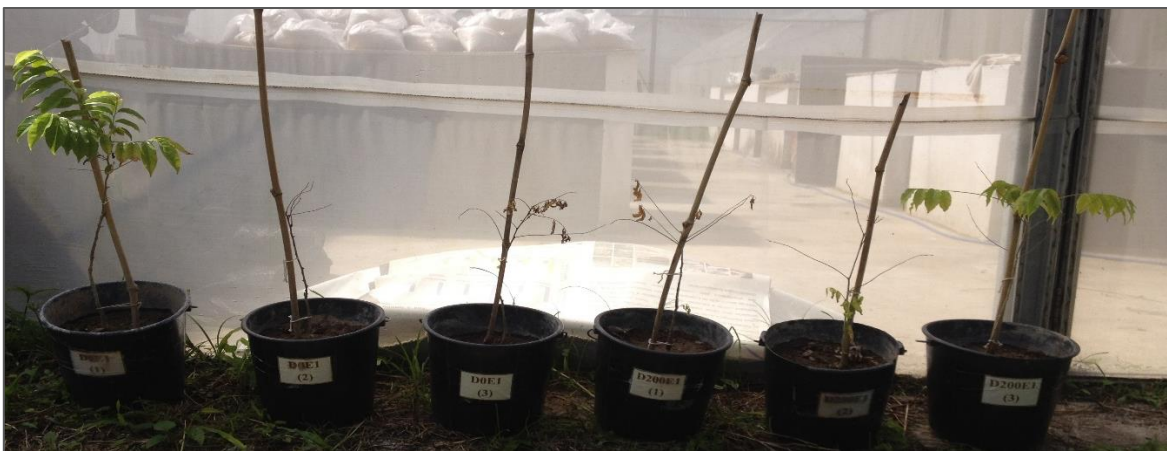


Figura 7. Espécie *C. sylvestris* após o experimento de 120 dias.

A maior tolerância observada para *M. aculeatum* sob as condições do experimento pode ser explicada pelo fato desta espécie ser uma Fabaceae e pioneira com alta adaptabilidade às diversas condições edafoclimáticas (Santos et al, 2012). Vários trabalhos têm avaliado o potencial da *M. aculeatum* para reflorestamento de áreas degradadas, contudo, são inexistentes estudos que avaliem o seu potencial como fitorremediadora (Sena & Pinto,2008; Dias et al, 1998).

A maior produção de biomassa seca das raízes foi observada no solo tratado com Si e cultivado com *M. aculeatum*. A diferença média entre os tratamentos foi de 132 % (Figura 8b). A maior produção de biomassa do sistema radicular da *M. aculeatum* quando fertilizada com Si pode ser justificada pela maior disponibilidade

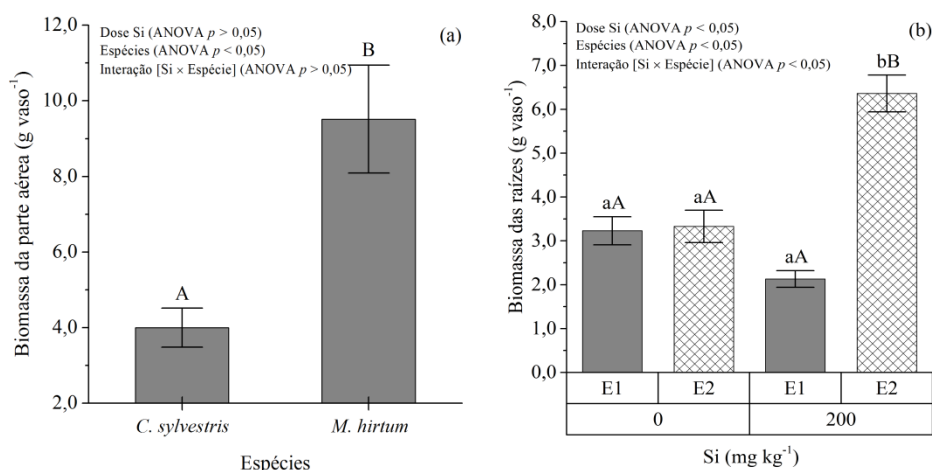


Figura 8. Valores médios (\pm desvio padrão) da produção da biomassa seca da parte aérea (a) e das raízes (b) da *Casearia sylvestris* (E1) e *Machaerium aculeatum* (E2) cultivadas por 120 dias em solo contaminado por Cd e (não) – tratado com silicato de cálcio (0,0 e 200,0 mg kg⁻¹ Si). $p < 0,05$ = efeito significativo a 5 % de probabilidade pela ANOVA; valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

dos nutrientes Ca e Mg adicionados com o silicato de Ca; pela correção da acidez do solo, por meio da neutralização dos íons Al³⁺; maior equilíbrio na disponibilidade dos nutrientes devido a alteração do pH; e também pelo efeito direto da absorção e acúmulo de Si nas raízes. O silício é considerado um elemento benéfico e seu acúmulo pode promover alterações ultraestruturais, bioquímicas e fisiológicas na

planta, tais como: (i) aumento do crescimento radicular por meio da extensibilidade da parede celular nas regiões de crescimento da raiz, que, resultará em uma maior aquisição de água e nutrientes (Hattori et al. 2003; Kim et al. 2014; Wang et al. 2015); (ii) maior eficiência do uso da água, devido a maior condutância estomática, conteúdo da água na folha, condutância hidráulica da raiz para toda a planta e a redução da taxa transpiratória (Wang et al. 2015).

4.3 Teores de cádmio nas plantas

De forma geral, o Cd teve maior acúmulo nas plantas que não receberam a adubação silicatada e na espécie *C. sylvestris* (Figura 9). Os conteúdos de Cd nas plantas cultivadas no solo tratado com Si foi 192 e 323 % (para a parte aérea e raízes, respectivamente) inferior em relação ao tratamento sem Si (Figura 9a e 9c). Com relação às espécies, a *C. sylvestris* apresentou um acúmulo significativamente superior a *M. aculeatum*, na parte aérea e raízes os valores foram 100 e 60 % maiores, respectivamente (Figura 9b e 9d).

A adubação silicatada aumentou a translocação de Cd do sistema radicular para a parte aérea das plantas (Figura 9e). Considerando o fator espécie, ambas apresentaram índices de translocações inferiores a 1, o que indica que essas espécies são potencialmente fitoestabilizadoras de Cd, acumulando o metal no sistema radicular. O Si pode atuar reduzindo os sintomas de toxicidade de metais em plantas por meio de mecanismos como a co-precipitação e compartimentalização do metal, redução da translocação do metal da raiz à parte aérea e indução de sistemas antioxidantes, além de auxiliar na absorção de nutrientes (Liang et al., 2007; Gu et al., 2012; Shi et al., 2014; Liu et al., 2015, Keller et al., 2015). Desta forma, o suprimento de Si às plantas pode amenizar os danos causados pela toxidez do Cd, como foi observado em outros trabalhos (Liang & Sun, 2007).

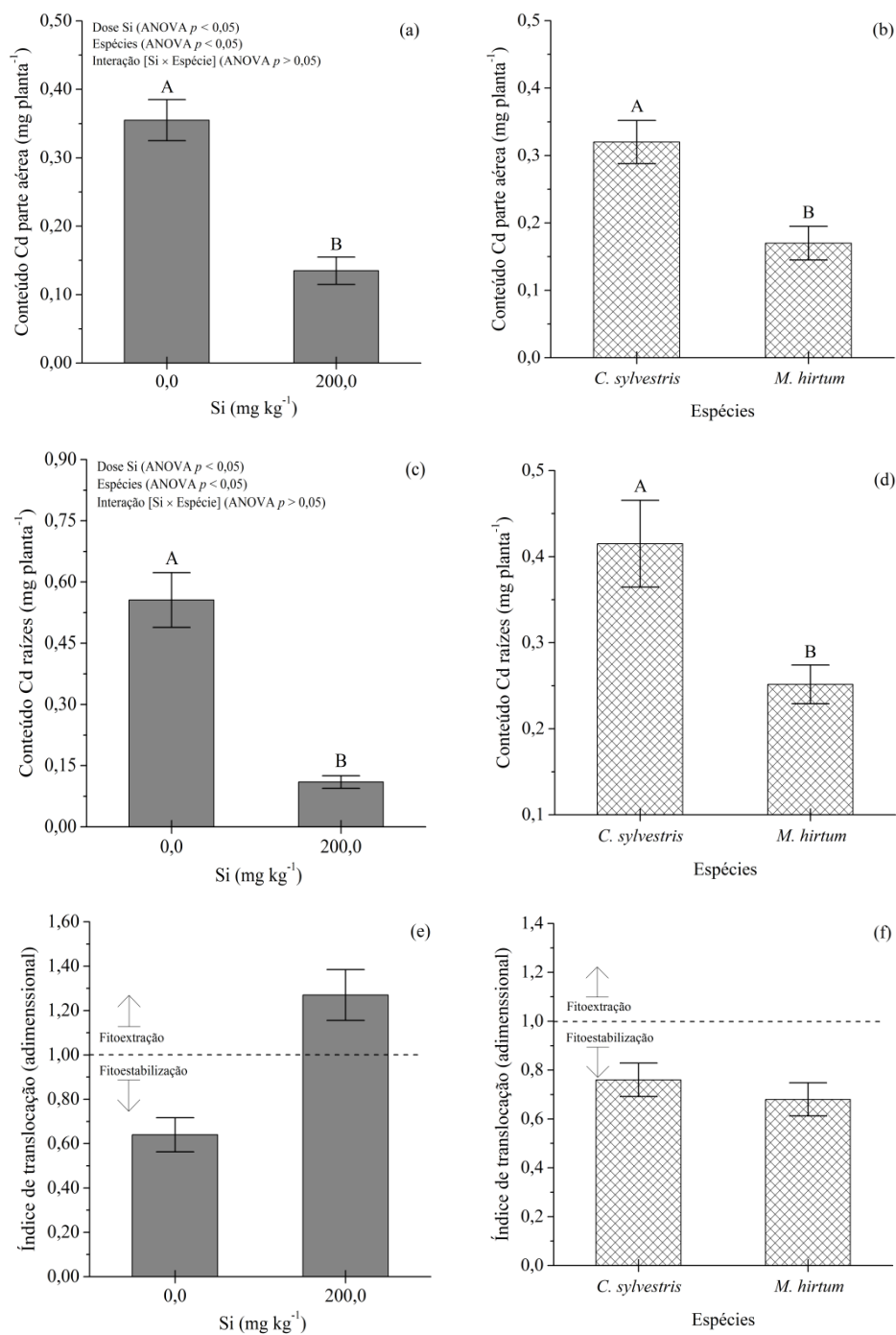


Figura 9. Valores médios (\pm desvio padrão) dos conteúdos de Cd na parte aérea (a, c) e raízes (b, d); e dos índices de translocação de Cd (e, f) das plantas de *Casearia sylvestris* e *Machaerium aculeatum* cultivadas por 120 dias em solo contaminado por Cd e (não) – tratado com silicato de cálcio (0,0 e 200,0 mg kg⁻¹ Si). $p < 0,05$ = efeito significativo a 5 % de probabilidade pela ANOVA; valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4.4 Teores de Si e macronutrientes nas plantas de *C. sylvestris* e *M. aculeatum*

A adubação com silicato de Ca promoveu aumento significativo no acúmulo de Si na parte aérea e raízes das plantas (Figura 10a). O silício teve maior acúmulo na parte aérea em relação às raízes. As diferenças nos teores de Si entre os tratamentos com e sem adubação silicatada foram de 275 e 300 % para a parte aérea e raízes, respectivamente. A *M. aculeatum* foi à espécie florestal que apresentou maior acúmulo de Si nos tecidos da planta (Figura 10b). O conteúdo de Si na parte aérea da *M. aculeatum* foi 60 % superior em relação a *C. sylvestris*.

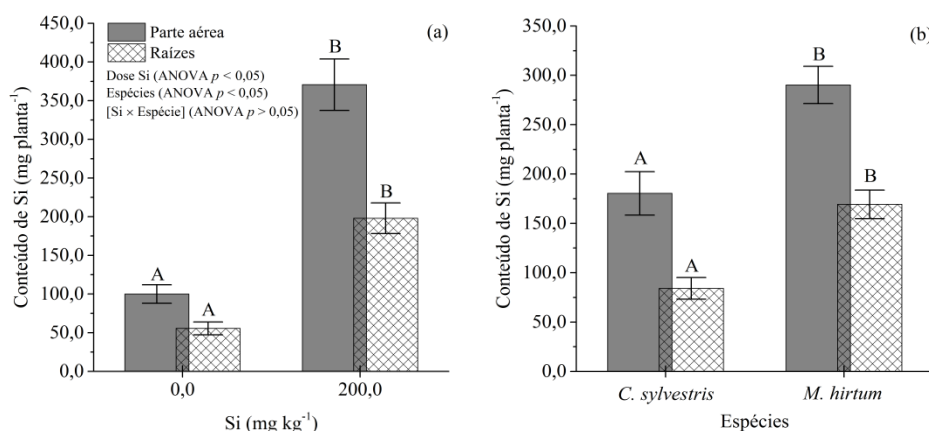


Figura 10. Valores médios (\pm desvio padrão) dos conteúdos de silício na parte aérea (a) e raízes (b) de *Casearia sylvestris* (E1) e *Machaerium aculeatum* (E2) cultivadas por 120 dias em solo contaminado por Cd e (não) – tratado com silicato de cálcio (0,0 e 200,0 mg kg⁻¹ Si). $p < 0,05$ = efeito significativo a 5 % de probabilidade pela ANOVA; valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O acúmulo dos macronutrientes (N, P e K) na parte aérea das plantas apresentou a mesma tendência que o silício (Figura 11). A adubação silicatada aumentou significativamente os conteúdos destes elementos na planta e, a *M. aculeatum* foi a que apresentou melhor status nutricional. O Si pode desempenhar um papel importante sobre a absorção, transporte e distribuição dos nutrientes nas plantas (Liang et al., 2015). Vários trabalhos têm confirmado que a fertilização silicatada aumenta significativamente as concentrações de macro e micronutrientes nas plantas (Bityutskii et al. 2014; Chen et al. 2016; Gonzalo et al. 2013; Huang et

al. 2011; Singh et al., 2006). O principal efeito benéfico do Si para a absorção de P na planta pode ser atribuído ao aumento da disponibilidade do P no solo, principalmente nas regiões tropicais com solos mais intemperizados e de alta capacidade de adsorção de P (Eneji et al. 2008). Adicionalmente, trabalhos têm demonstrado que o Si pode também melhorar o status nutricional do P na planta, por meio do aumento da fosforilação fotossintética (Etesami et al. 2018); pela redução da absorção desnecessária de Fe e Mn (Ma 2004) e pelo aumento da translocação de P na planta (Datnoff et al. 2011).

Com relação ao N e corroborando os resultados obtidos no presente estudo, Mali (2008) verificou maior acúmulo de N nas folhas de *Vigna unguiculata* tratadas com Si (50 – 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ Si) em relação ao tratamento controle e, Detmann et al. (2012) afirmaram que a fertilização silicatada aumentou a eficiência do uso do N em plantas de arroz, por meio da alteração do metabolismo de compostos nitrogenados e sua distribuição na planta. O aumento da absorção de N nas plantas tratadas com Si pode ser decorrente do maior acúmulo de P na planta. Na planta, o P tem participação essencial no metabolismo do N e ambos interagem de forma sinérgica (Machado, 2000). A absorção do N-NO_3^- é um processo ativo, que requer energia metabólica para o transporte contra um gradiente de potencial eletroquímico. O maior fornecimento de P para a planta pode resultar numa maior taxa de absorção de nitrato e translocação para a parte aérea da planta (tendo em vista que o P pode ter efeito regulatório e específico na formação ou atividade do sistema transportador de NO_3^- nas membranas celulares) (Rufy et al. 1993), necessitando, portanto, de substâncias redutoras e de ATP (Araújo & Machado, 2006).

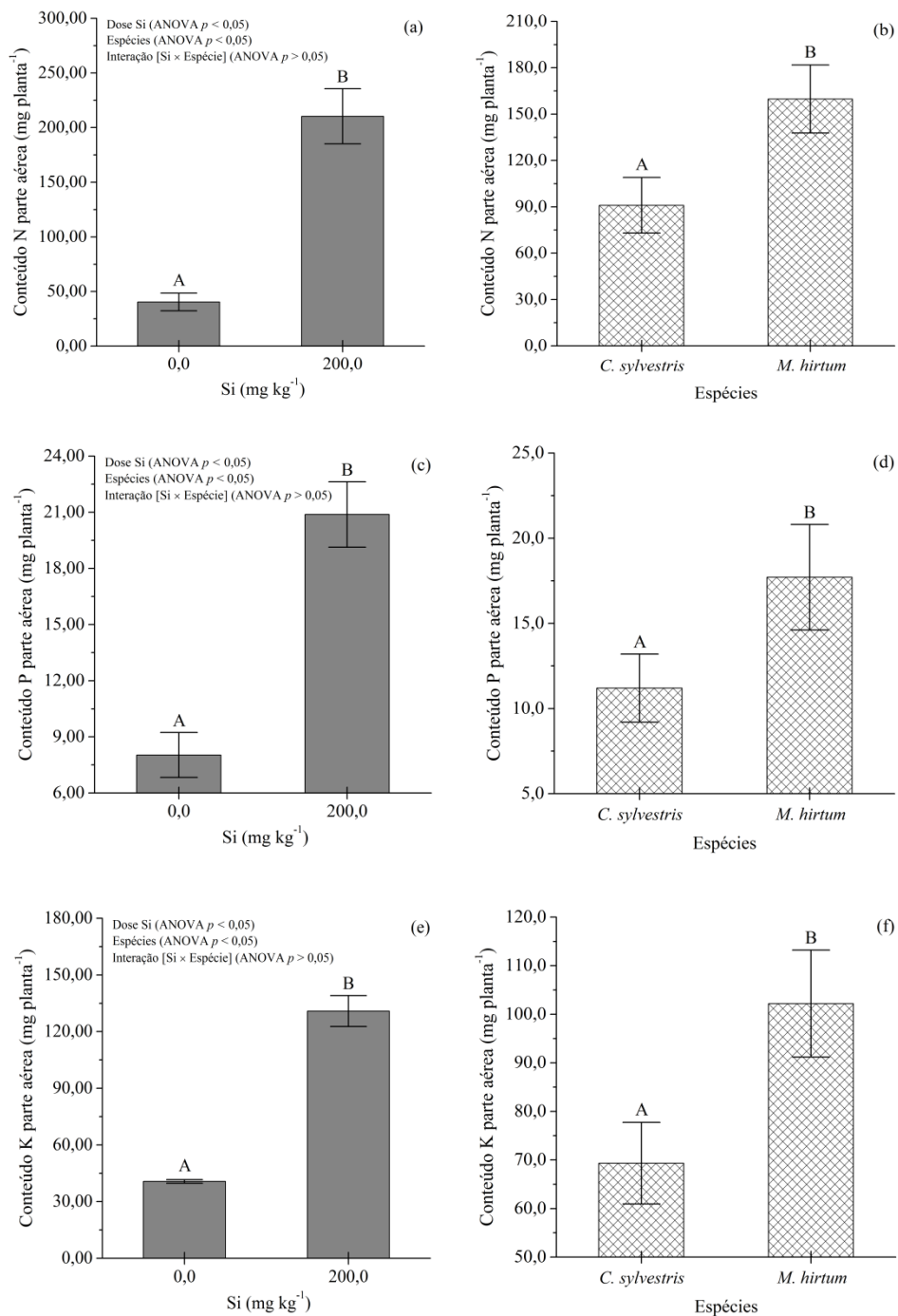


Figura 5. Valores médios (\pm desvio padrão) dos conteúdos de macronutrientes na parte aérea das plantas de *Casearia sylvestris* e *Machaerium aculeatum* cultivadas por 120 dias em solo contaminado por Cd e (não) – tratado com silicato de cálcio (0,0 e 200,0 mg kg⁻¹ Si). $p < 0,05$ = efeito significativo a 5 % de probabilidade pela ANOVA; valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A espécie *M. aculeatum* apresentou maior tolerância ao cádmio e quando associada a adubação silicatada, obteve maior produção da biomassa da raiz e melhor status nutricional por ter absorvido maior quantidade de silício. Foi observado que isto pode ter influenciado na translocação do cádmio para parte aérea.

Embora a bioacumulação do Cd tenha sido mais expressiva na *C. syvestris*, seu desenvolvimento foi afetado com a perda da biomassa e resultados inferiores no status nutricional, acumulando menor teor de silício. Foi evidenciada a distribuição do cádmio no tecido vegetal das duas espécies. Para ambas as espécies se obteve maior concentração na raiz, em comparação a parte aérea. Avaliando os melhores resultado de produção e biomassa, tolerância e status nutricional, a *M.aculeatum* demonstrou potencial como fitoestabilizadora do solo contaminado por cádmio.

6 REFERÊNCIAS

ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. Chemical principles of environmental pollution. 2.ed. London: Chapman & Hall, 1997.

ANSELMO, A. L. F.; JONES, C. M. – Fitorremediação de solos contaminados- o estado da arte. XXV **Encontro Nac. de Eng. De Produção** – Porto Alegre, RS, nov. de 2005.

ARAUJO, A. S. A.; GUILHERME, L. R. G.; LOPES, G. and CAMPOS, M. L. Fitorremediação de solos contaminados com arsênio (As) utilizando braquiária. **Ciênc. agrotec.**, vol.35, n.1, pp. 84-9, 2011a

ARAÚJO, J. D. C. T. D., NASCIMENTO, C. W. A. D., & CUNHA FILHO, F. F. D. Disponibilidade de silício e biomassa de milho em solo contaminado por chumbo tratado com silicato. *Ci Agrotec*, v. 35, p. 878-83, 2011b

BACKES, Paulo; IRGANG, Bruno. **Mata Atlântica: as árvores e a paisagem**. Porto Alegre: Paisagem do Sul, 2004.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**, 7.ed. São Paulo: Editora Ícone, 2008. 355p.

BIZZARO, G. V.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. **Ciência Rural**, v. 38, n. 1, p. 247-250, 2008.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução no 420, de 28 de dezembro de 2009. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 dez. 2009.

CAIRES SM, FONTES MPF, FERNANDES RBA, NEVES JCL, FONTES RLF. Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore** 35: 1181-1188. 2011.

CAMARGO, R.; MALDONADO, A.C.D.; DIAS, P.A.S.; SOUZA, M.F. e FRANÇA, M.S. (2013) – Diagnose foliar em mudas de pinhão-manso (*Jatropha Curcas* L.) produzidas com biossólido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, vol. 17, n. 3, p. 283-290

CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. *In*: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa / Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p.183-196, 1998

CARVALHO, P. E. R. Cafezeiro-do-Mato-Casearia Sylvestris. **Embrapa Florestas-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2007.

CASTRO, P. R. C. – Capítulo: Translocação de solutos orgânicos; **Fisiologia Vegetal** Volume 1 – Textos de Vários Autores. 1979 – 1985)

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Relação de áreas contaminadas no Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. 2011.

COSTA, C. N., MEURER, E. J., BISSANI, C. A., TEDESCO, M. J. T. Fracionamento sequencial de cádmio e chumbo em solos. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.37, n.5, p.1323-1328, set-out, 2007

CHAVES, L. H. G. e SOUZA, R. S. Crescimento, distribuição e acumulação de cádmio em plantas de *Jatropha curcas*. **Revista de Ciências Agrárias**, 2014, 37(3): 286-291

CHEN, Z. ZHAO, Y. FAN, L. XING, L. YANG, Y. Cadmium (Cd) Localization in Tissues of Cotton (*Gossypium hirsutum* L.), and Its Phytoremediation Potential for Cd-Contaminated Soils. *Bull Environ Contam Toxicol* (2015) 95:784–789. **Springer Science+Business Media** New York 2015.

ETESAMI, H; JEONG, B.R. Silicon (Si): Review and future prospects on the action mechanisms in alleviating biotic and abiotic stresses in plants. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 147 (2018) 881–896

FERREIRA, R. L. C. et al. Variação anual de nutrientes em *Machaerium aculeatum* Raddi sob pastagem. **Revista Caatinga**, v. 20, n. 1, 2007.

GRAZZIOTTI PH, SIQUEIRA JO, CARVALHO JG, Moreira FMS Toxidez de zinco no crescimento e nutrição de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva. **Pesquisa agropecuária brasileira** 36: 339-348, 2001

GU, H-H. Et al. Mitigation effects of silicon rich amendments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) planted on multimetal contaminated acidic soil. **Chemosphere**, v.83, n. 4, p.1234-1240, 2011.

KABATA-PENDIA, Alina. Trace elements in soils and plants. Fourth Edition / 4th ed. p. cm. Includes bibliographical references and index. by **Taylor and Francis Group**,

LLC, ISBN 978-1-4200-9368-1 (hardback), 2011.

KARANLIK S, ERGU'N N, TIRYAKIOG'LU M The effects of different cadmium levels on growth, Cd, Fe, Zn concentrations, and antioxidative enzyme activities in cotton plant (*Gossypium hirsutum* L). *Tarım Bilim Araştırma Derg* 6:81–86, 2013.

KEEPING, M.G., MILES, N., RUTHERFORD, R.S. Liming an acid soil treated with diverse silicon sources: effects on silicon uptake by sugarcane (*Saccharum* spp. hybrids). *J. Plant Nutr.* 41, 273–287. 2017

KELLER C, RIZWAN M, DAVIDIAN JC, POKROVSKY OS, BOVET N, CHAURAND P, MEUNIER JD (2015) Effect of silicon on wheat seedlings (*Triticum turgidum* L.) grown in hydroponics and exposed to 0 to 30 μ M Cu. *Planta* 241:847–860.

KHAN, A. G. et al. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere**, v.21, p.197-207, 2000

LAL. R. **Soil erosion and the global carbon budget** *Environ. Int.*, 29 (2003), pp. 437-450, 2013.

LIANG, Y.; SUN, W.; ZHU, Y. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of abiotic stresses in higher plants: A review. – *Environ. Pollut.* 147: 422-428, 2007.

LIMA, M. A.; CASTRO, V. F.; VIDAL, J. B.; ENÉAS-FILHO, J. Aplicação de silício em milho e feijão-de-corda sob estresse salino. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 2, p. 398- 403, 2011

LOMBI, E., ZHAO, F.J., DUNHAM, S.J., MCGRATH, S.P. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. **J. Environ. Qual.** 30, 1919–1926. 2001

LORENZI, H. & SOUZA, H.M. 2001. Plantas ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras (3a. edição). Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltda. Nova Odessa, SP, 1104 p.

LIU, J.; CAI, H.; MEI, C.; WANG, M. Effects of nano-silicon and common silicon on lead uptake and translocation in two rice cultivars. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, Berlim, v. 9, n. 5, p. 905-911, 2015.

MA J F. Role of silicon in enhancing the resistance of plants to biotic and abiotic stresses. *Soil Sci Plant Nutr* 50:11–18. 2004

MADALÃO, J. C., PIRES, F. R., CHAGAS, K., CARGNELUTTI FILHO, A.;

PROCÓPIO, S. O. Uso de leguminosas na fitorremediação de solo contaminado com sulfentrazone. **Pesq. Agropec. Trop.**, Goiânia, v. 42, n. 4, p. 390-396, out./dez. 2012.

MATUSIK J., Bajda T., Manecki M. 2008. Immobilization of aqueous cadmium by addition of phosphates. **J. Hazard. Mater.** 152:1332–1339.

MARQUES, T. C. L. L. S. M., SOARES, A. M., GOMES, M. P., MIRTIS, G. Respostas Fisiológicas e Anatômicas de Plantas Jovens de Eucalipto Expostas ao Cádmio. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.5, p.997-1006, 2011a.

MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J. L. S. – Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados – **Revista Brasileira Ci. Solo** – 2011b.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº. 518: Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2004.

MARQUES, M.C., NASCIMENTO, C.W.A. Analysis of chlorophyll fluorescence spectra for the monitoring of Cd toxicity in a bio-energy crop (*Jatropha curcas*). *J. Photochem. Photobiol., B, Biol.* 127, 88–93, 2013.

MOREIRA, F.R.; MOREIRA, J.C. A importância da análise de especiação do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde. **Quim. Nova**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 251-260, 2004.

NASCIMENTO, C. W. A., DE SOUZA NUNES, G. H., PRESTON, H. A. F., DA SILVA, F. B. V., PRESTON, W., & LOUREIRO, F. L. C. Influence of Silicon Fertilization on Nutrient Accumulation, Yield and Fruit Quality of Melon Grown in Northeastern Brazil. *Silicon*, p. 1-7, 2019.

OLIVEIRA, D. L.; ROCHA, C.; MOREIRA, P. C.; MOREIRA, S. O. L.; **Plantas nativas do Cerrado**: uma alternativa para fitorremediação. *Estudos* 36 (11/12): p. 1141-1159, 2009.

Paiva HN, Carvalho JG, Siqueira JO, Miranda RP, Fernandes AR (2004) Absorção de nutrientes por mudas de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.) em solução nutritiva contaminada por cádmio. **Revista Árvore** 28: 189-197

PRASAD, M.N.V. Trace Elements as Contaminants and Nutrients. Wiley, New Jersey. **Plant Indian Nat. Sci. Acad.** B70, 1:73–100. (ed). 2008.

PEDRO, C. A.; SANTOS, M. S.S.; FERREIRA, S. M.F.; GONÇALVES, S. C. The influence of cadmium contamination and salinity on the survival, growth and

phytoremediation capacity of the saltmarsh plant *Salicornia ramosissima*. **Marine Environmental Research** 92 (2013) 197-205

PEREIRA, A. S.; TABALDI, L.A. Selenium and silicon reduce cadmium uptake and mitigate cadmium toxicity in *Pfaffia glomerata* (Spreng.) Pedersen plants by activation of antioxidant enzyme system. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018.

PIRES, F. R. et al. Seleção de plantas com potencial de fitorremediação de Tebuthion. **Planta Daninha**. v. 21, n. 3, 2003.

PUHUI J. , SUN T. ; SONG Y.; M. L. ACKLAND; Yang Liu. Strategies for enhancing the phytoremediation of cadmium-contaminated agricultural soils by *Solanum nigrum* L. **Elsevier Ltd**. All rights reserved. Accepted 11 November 2010.

RIZWAN, M., ALI, S., ZIA, M., ADREES, M.; ARSHAD, M., QAYYUM M. F., HUSSAIN, A., CHATHA, S. A. S., Imran M. Alleviation of cadmium accumulation in maize (*Zea mays* L.) by foliar spray of zinc oxide nanoparticles and biochar to contaminated soil. *Environmental Pollution*, V. 248, 358-367, 2019

ROCHA, F. A. Cádmio, Chumbo, Mercúrio - A problematização destes metais pesados na saúde pública. 2008-2009, 63 f. Monografia (Ciências da Nutrição). Faculdade da Nutrição e Alimentação - **FCNAUP**, Porto, 2008-2009.

SALMAN, D., MORTEZA, S., DARIUSH, Z., ABBAS, G. M., REZA, Y., EHSAN, G. D., & REZA, N. A. Application of nitrogen and silicon rates on morphological and chemical lodging related characteristics in rice (*Oryza sativa* L.) at North of Iran. *Journal of agricultural science*, v. 4, n. 6, p. 12, 2012.

SANTOS, A. B.; PRABHU, A. S.; FERREIRA, E.; FAGERIA, N. K. Fertilização silicatada na severidade de brusone e na incidência de insetos-praga em arroz irrigado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 537-543, 2009.

SANTOS, Paula Luíza et al. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de semeadura direta para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 237-245, 2012

SENA, Ayuni Larissa Mendes; PINTO, José Roberto Rodrigues. Regeneração natural em áreas degradadas com enfoque na capacidade de resiliência das espécies lenhosas do cerrado. **IX SIMPÓSIO NACIONAL CERRADO**, v. 9, 2008.

SILVA, W. R., SILVA, F. B. V., ARAÚJO, P. R. M., NASCIMENTO, C. W. A. Assessing human health risks and strategies for phytoremediation in soils contaminated with As, Cd, Pb and Zn by slag disposal. *Ecotoxicology and*

Environmental Safety, V. 144, 522-530, 2017.

SOMMER, M.; KACZOREK, D.; KUZYAKOV, Y.; BREUER, J. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes: a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 169, p. 310- 329, 2006.

SU, M., TANG, J., LIAO, C., KONG, L., XIAO, T., SHIH, K., SONG G., CHEN, D., ZHANG, H. Cadmium stabilization via silicates formation: Efficiency, reaction routes and leaching behavior of products. *Environmental Pollution*. V. 239, 571-578, 2018.

SUSARLA, S.; MEDINA, V. F.; McCUTCHEON, S. C. Phytoremediation: Na ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 647-658, 2002.

SHI, Y., ZHANG, Y., YAO, H., WU, J., SUN, H., & GONG, H. Silicon improves seed germination and alleviates oxidative stress of bud seedlings in tomato under water deficit stress. *Plant Physiology and Biochemistry*, v. 78, p. 27-36, 2014.

SHANMUGARAJ, B. M., MALLA, A., RAMALINGAM. Cadmium stress and toxicity in plants: An overview. IN: Hasanuzzaman, M., Prasad, M. N. V., Fujita, M. Cadmium Toxicity and tolerance in plants. 1. Ed. 2019. P. 1-17. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128148648000012>.

TRANNIN ICB, MOREIRA FMS, SIQUERA JO. Crescimento e nodulação de *Acacia mangium*, *Enterolobium contortisiliquum* e *Sesbania virgata* em solo contaminado com metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 25: 743-753, 2001.

VASCONCELOS, M. C.; PAGLIUSO, D., SOTOMAIOR, V. S.- Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo - **Estud. Biol.**, Ambiente Divers. 2012 jul./dez.

VAN GINNEKEN, L., MEERS, E., GUISSON, R., RUTTENS, A., TACK, F.M.G., VANGRONVELD, J., DIELS, L., DEJONGHE, W., Phytoremediation for heavy metal contaminated soils and combined bio-energy production. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* 4, 227–236, 2007.

VIEIRA, L. R.; CORRÊA, E. S.; MORAES, B. S.; ROSSATO, M. V.; VESTENA, S. Toxicidade de cádmio em plantas. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria*, v. 19, n. 2, mai-ago. 2015, p. 1574-1588 **Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas** – UFSM ISSN : 22361170