

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE EDUCAÇÃO SUPERIOR NORTE – RS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA-
AGRICULTURA E AMBIENTE**

**DESENVOLVIMENTO INICIAL E TOLERÂNCIA DE
Senna multijuga E *Erythrina crista-galli* ASSOCIADA À
UTILIZAÇÃO DE TURFA EM SOLO CONTAMINADO
COM COBRE**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Rudinei De Marco

Frederico Westphalen, RS, Brasil.

2015

**DESENVOLVIMENTO INICIAL E TOLERÂNCIA DE *Senna*
multijuga E *Erythrina crista-galli* ASSOCIADA À UTILIZAÇÃO
DE TURFA EM SOLO CONTAMINADO COM COBRE**

Rudinei De Marco

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de
Pós-Graduação em Agronomia - Agricultura e Ambiente, da Universidade
Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do
grau de **Mestre em Agronomia**.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Ferreira da Silva

Frederico Westphalen, RS, Brasil.

2015

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo (a) autor(a).

De Marco, Rudinei

Desenvolvimento inicial e tolerância de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli* associada à utilização de turfa em solo contaminado com cobre / Rudinei De Marco. - 2015.

74 p.; 30cm

Orientador: Rodrigo Ferreira da Silva

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, CESNORS-FW, Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Agricultura e Ambiente, RS, 2015

1. Corticeira-do-banhado 2. Pau-cigarra 3. Metal pesado 4. Descontaminação do solo I. Ferreira da Silva, Rodrigo II. Título.

© 2015

Todos os direitos reservados a Rudinei De Marco. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

Endereço: Linha Sete de Setembro, s/n – BR 386 km 40, Frederico Westphalen – RS. CEP 98400-000.

Email:rudineidemarco@hotmail.com

Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Educação Superior Norte – RS
Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Agricultura e Ambiente

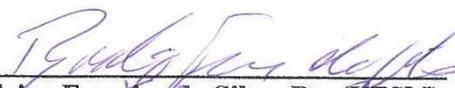
A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

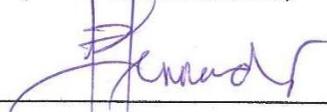
DESENVOLVIMENTO INICIAL E TOLERÂNCIA DE *Senna multijuga* E
Erythrina crista-galli ASSOCIADA À UTILIZAÇÃO DE TURFA EM
SOLO CONTAMINADO COM COBRE

elaborada por
Rudinei De Marco

como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Agronomia

COMISSÃO EXAMINADORA:


Rodrigo Ferreira da Silva, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)


Edison Rogerio Perrando, Dr. (UFSM)
(Examinador)


Hilda Hildebrand Soriani, Dr. (UFSM)
(Examinador)

Frederico Westphalen, 23 de fevereiro de 2015.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela oportunidade da existência.

Aos meus pais Vercidino José De Marco e Elizabete Maria De Marco por todo o apoio, incentivo aos estudos e exemplo de vida.

Ao meu irmão Rudimar De Marco pelo apoio e incentivo.

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Agricultura e Ambiente (PPGAAA), pela oportunidade de cursar o ensino público de qualidade.

Ao professor orientador Rodrigo Ferreira da Silva pela orientação, confiança, incentivo e apoio prestado no decorrer do Mestrado, pela amizade e parceria dentro e fora da Universidade.

Aos professores Edison Rogério Perrando e Clovis Orlando da Ros pela orientação no trabalho.

Aos professores do PPGAAA, pelos ensinamentos, orientação e amizade.

Ao professor Renato Trevisan pela área experimental.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa.

Aos amigos Alex Dellai, Gilvan Bertollo, André Grolli, Douglas Scheid, Diego Menegol, Geomar Corassa, Marco Antoni pelas conversas, troca de ideias e aos momentos de descontração.

Aos colegas do grupo de pesquisa, Gilvan Bertollo, Douglas Scheid, André Grolli, Patrícia Viel, Marieli Grancke, Bruna Grade, Bruna Sanini, Daiana Correa, Joseane Sarmento, Giovanna Machado, Toniel Ohlweiler, Daniel Boeno, Mateus Vanzan e outros pelo auxílio a realização dos trabalhos.

Aos laboratoristas Lucindo Somavilla e Marcela Torchelsen.

Ao Centro de Pesquisas Florestais da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), unidade de Santa Maria, pelo fornecimento das sementes.

Enfim a todos que de uma forma ou outra contribuíram para a realização e conclusão deste trabalho.

MUITO OBRIGADO

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-graduação em Agronomia: Agricultura e Ambiente
Universidade Federal de Santa Maria

DESENVOLVIMENTO INICIAL E TOLERÂNCIA DE *Senna multijuga* E *Erythrina crista-galli* ASSOCIADA À UTILIZAÇÃO DE TURFA EM SOLO CONTAMINADO COM COBRE

AUTOR: RUDINEI DE MARCO
ORIENTADOR: RODRIGO FERREIRA DA SILVA
Frederico Westphalen, RS, Fevereiro de 2015.

Constantemente são identificadas novas áreas contaminadas por metais pesados. Dentre estes, o cobre, quando em altas concentrações no solo, pode causar toxicidade ao meio ambiente, sendo necessário o estudo de alternativas para descontaminação de áreas contaminadas. Diante disso, o objetivo desse trabalho foi avaliar o desenvolvimento inicial e a tolerância de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli* associada à utilização de turfa em solo contaminado com cobre. Para atender aos objetivos foram realizados três experimentos. O primeiro envolveu a avaliação do crescimento, tolerância e acúmulo de cobre em mudas de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli*. No segundo trabalho avaliou-se o uso de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo) e *Erythrina crista-galli* na fitorremediação de solo contaminado com cobre e, o terceiro avaliou-se a turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo) como amenizante de cobre no solo e o potencial da *Senna multijuga* como espécie fitorremediadora. Os resultados indicam que as doses de cobre reduziram os parâmetros morfológicos das mudas das espécies estudadas. O cobre absorvido pelas mudas foi acumulado predominantemente no sistema radicular, sendo pequena a sua translocação para a parte aérea. *Erythrina crista-galli* e *Senna multijuga* não se apresentaram como espécies tolerantes ao cobre e apresentaram baixo potencial fitoextrator do metal no solo. A utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo não é eficiente como amenizante da contaminação com cobre, porém possibilitou aumento dos parâmetros morfológicos.

Palavras chaves: Corticeira-do-banhado. Pau-cigarra. Metal pesado. Descontaminação do solo.

ABSTRACT

Master Dissertation
Post-Graduate Program in Agronomy: Agriculture and Environment
Federal University of Santa Maria

INITIAL DEVELOPMENT AND TOLERANCE OF *Senna multijuga* AND *Erythrina crista-galli* ASSOCIATED WITH THE USE OF PEAT IN SOIL CONTAMINATED BY COPPER

AUTHOR: RUDINEI DE MARCO
ADVISOR: RODRIGO FERREIRA DA SILVA
Frederico Westphalen, RS, February, 2015.

Constantly it's identified new areas contaminated by heavy metals. Among these metals, the copper, when it's in high concentrations in the soil can cause toxicity to the environment, being necessary the study of alternatives for the decontamination of contaminated areas. Thus, the aim of this study was to evaluate the initial development and tolerance of *Senna multijuga* and *Erythrina crista-galli* associated with the use of peat in soil contaminated with copper. To attend the objectives were conducted three experiments. The first involved the evaluation of growth, tolerance and accumulation of copper in plants of *Senna multijuga* and *Erythrina crista-galli*. In the second study evaluated the use of peat (200 mL of peat L⁻¹ of soil) and *Erythrina crista-galli* in phytoremediation of soil contaminated with copper and the third evaluated the peat (200 mL of peat L⁻¹ of soil) as ameliorating of copper in the soil and the potential of *Senna multijuga* as phytoremediation species. The results indicate that the copper doses reduced the morphological parameters of the plants of the species studied. The copper absorbed by plants was predominantly accumulated in the root system, being small its translocation to the shoot. *Erythrina crista-galli* and *Senna multijuga* don't presented as tolerant species to copper and had low potential metal fitoextrator the soil. The use of 200 ml of peat L⁻¹ of soil is not as efficient as ameliorating of contamination with copper, but enabled increase in morphological parameters.

Keywords: Corticeira-do-banhado. Pau-cigarra. Heavy metal. Soil decontamination.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1** – Teores iniciais de cobre (pseudo-totais) no solo em função das doses adicionadas ao solo27
- Figura 2** – Equações de regressão para a altura (A), diâmetro do colo - DC (B), massa seca da parte aérea - MSPA (C), teor de cobre na raiz - CuR (D) e parte aérea - CuPA (E), cobre acumulado na raiz - CuAR (F) e na parte aérea – CuAPA (G) e índice de translocação – Itra (H) em mudas de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli* submetidas a doses de cobre no solo. Frederico Westphalen, RS, 2015.....29
- Figura 3** – Equações de regressão para a massa seca radicular - MSR (A), área superficial específica – ASE (B), índice de qualidade de Dickson – IQD (C) e índice de tolerância – Itol (D) em mudas de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli* submetidas a doses de cobre no solo. Frederico Westphalen, RS, 2015.....31

CAPÍTULO II

- Figura 1** – Teores iniciais de cobre (pseudo-totais) no solo em função das doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo)43
- Figura 2** – Equações de regressão para diâmetro do colo - DC (A), massa seca da parte aérea - MSPA (B), teor de cobre na raiz - CuR (C) e parte aérea - CuPA (D), cobre acumulado na raiz - CuAR (E) e na parte aérea – CuAPA (F) e índice de translocação – Itra (G) em mudas de *Erythrina crista-galli* submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 2015.....44
- Figura 3** – Equações de regressão para altura das mudas (A), massa seca radicular - MSR (B), área superficial específica - ASE (C) índice de qualidade de Dickson - IQD (D) e índice de tolerância – Itol (E) em mudas de *Erythrina crista-galli* submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 201547

CAPÍTULO III

- Figura 1** – Teores iniciais de cobre no solo: cobre solúvel – A e cobre ligado a matéria orgânica – B, conforme metodologia descrita por Mann e Ritchie (1993). Frederico Westphalen, RS, 2015.....59
- Figura 2** – Equações de regressão para a altura (A), massa seca da parte aérea - MSPA (B), teor de cobre na raiz - CuR (C) e parte aérea - CuPA (D), cobre acumulado na raiz - CuAR (E) e na parte aérea – CuAPA (F) e índice de translocação – Itra (G) em mudas de *Senna multijuga* submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 2015 60
- Figura 3** – Equações de regressão para o diâmetro do colo - DC (A), massa seca radicular - MSR (B), área superficial específica - ASE (C), índice de qualidade de Dickson - IQD (D) e índice de tolerância – Itol (E) em mudas de *Senna multijuga* submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 201563

LISTA DE TABELAS

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Tabela 1 – Valores orientadores de cobre para solos (segundo resolução do CONAMA nº 420 de dezembro de 2009)	16
---	----

CAPÍTULO I

Tabela 1 – Análise química do solo utilizado para o desenvolvimento das mudas de <i>Senna multijuga</i> e <i>Erythrina crista-galli</i> . Frederico Westphalen, RS, 2015	24
---	----

Tabela 2 – Massa seca radicular (MSR), área superficial específica (ASE), índice de qualidade de Dickson (IQD) e índice de tolerância (Itol) em mudas de <i>Senna multijuga</i> e <i>Erythrina crista-galli</i> submetidas a doses de cobre no solo. Frederico Westphalen, RS, 2015	31
--	----

CAPÍTULO II

Tabela 1 – Análise química do solo utilizado para o desenvolvimento das mudas de <i>Erythrina crista-galli</i> . Frederico Westphalen, RS, 2015	40
--	----

Tabela 2 – Altura das mudas (H), massa seca radicular (MSR), área superficial específica (ASE), índice de qualidade de Dickson (IQD) e índice de tolerância (Itol) em mudas de <i>Erythrina crista-galli</i> submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L ⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 2015	47
---	----

CAPÍTULO III

Tabela 1 – Análise química do solo utilizado para o desenvolvimento das mudas de <i>Senna multijuga</i> . Frederico Westphalen, RS, 2015	56
---	----

Tabela 2 – Diâmetro do colo (DC), massa seca radicular (MSR), área superficial específica (ASE), índice de qualidade de Dickson (IQD) e índice de tolerância (Itol) em mudas de <i>Senna multijuga</i> submetidas a doses de turfa e cobre no solo. Frederico Westphalen, RS, 2015.....	62
--	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	13
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
2.1 Áreas contaminadas e cobre no solo	15
2.2 Espécies arbóreas nativas usadas em áreas contaminadas por metais pesados.....	17
2.3 Amenizantes de solos	20
3 CAPÍTULO I	22
Desenvolvimento, tolerância e acúmulo de cobre em mudas de <i>Senna multijuga</i> e <i>Erythrina crista-galli</i>	22
3.1 Resumo.....	22
3.2 Abstract.....	22
3.3 Introdução	23
3.4 Material e métodos.....	24
3.5 Resultados e discussão	26
3.6 Conclusões	33
3.7 Referências bibliográficas	33
4 CAPÍTULO II.....	37
Turfa e <i>Erythrina crista-galli</i> L. para fitorremediação de solo contaminado com cobre	37
4.1 Resumo.....	37
4.2 Abstract.....	37
4.3 Introdução	38
4.4 Material e métodos.....	39
4.5 Resultados e discussão	42
4.6 Conclusões	49
4.7 Referências bibliográficas	49
5 CAPÍTULO III.....	53
Turfa como amenizante de solo contaminado com cobre e <i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin e Barneby como espécie fitorremediadora.....	53
5.1 Resumo.....	53
5.2 Abstract.....	53

5.3 Introdução	54
5.4 Material e métodos.....	55
5.5 Resultados e discussão	58
5.6 Conclusões	64
5.7 Referências bibliográficas	65
6 DISCUSSÃO	68
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

1 INTRODUÇÃO GERAL

A contaminação dos solos tem se tornado um problema crescente e responsável por impactos ao meio ambiente no Brasil. A intensificação das atividades industriais, de urbanização, de mineração e o uso de fertilizantes e defensivos agrícolas de forma inadequadas são as principais causas da contaminação do solo por metais pesados e têm chamado à atenção das entidades responsáveis pelo planejamento e fiscalização de áreas contaminadas no país. Embora necessite de informações mais precisas e detalhadas dos valores orientadores de qualidade dos solos e de inventário de áreas contaminadas, o número de áreas contaminadas no Brasil está aumentando.

Dentre os principais poluentes inorgânicos, o cobre, mesmo sendo um elemento essencial ao desenvolvimento das plantas por atuar em importantes processos fisiológicos, quando em excesso no solo pode causar toxicidade às culturas agrícolas, riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Diante disso, é necessário o estudo de alternativas para descontaminação de áreas contaminadas.

Entre as técnicas existentes, e com potencial de descontaminação de solos contaminados com cobre, a fitorremediação é considerada mais econômica e bem aceita pela sociedade. Esta técnica faz uso de plantas, associadas ou não, com amenizantes de solo para remoção ou estabilização de metais pesados e outros contaminantes *in situ* de solos contaminados. Espécies arbóreas apresentam algumas características desejadas para a remoção de contaminantes do solo, como sistema radicular profundo e grande produção de biomassa. No entanto, ainda são escassos os estudos que avaliam a resposta de espécies arbóreas nativas em solo contaminado com cobre e classificam espécies com capacidade de serem utilizadas em projetos de descontaminação.

Altas concentrações de metais no solo podem limitar o estabelecimento da vegetação. Desse modo, tem-se, primeiramente, a necessidade de estabilizar o contaminante, reduzindo a sua disponibilidade a um nível tolerável às plantas. Para isso, a utilização de turfa como fonte de matéria orgânica, e por apresentar potencial para adsorver íons metálicos em suas estruturas orgânicas, pode ser uma alternativa viável para a redução da disponibilidade do contaminante no solo a um nível tolerável às espécies arbóreas. Além do efeito amenizante, a turfa tem a capacidade de alterar as propriedades físicas e químicas do substrato, o que é importante para o estabelecimento das plantas.

A carência de estudos de seleção de espécies arbóreas para a fitorremediação de cobre nos solos do Brasil, aliada ao baixo número de espécies que, reconhecidamente, sejam tolerantes às altas concentrações deste metal no solo, dificultam a implantação de programas de descontaminação do solo. Contudo, é possível que algumas espécies arbóreas nativas possuam a capacidade de fitorremediar cobre do solo e a turfa propicie um ambiente favorável ao cultivo e à descontaminação. Neste sentido, o objetivo desse trabalho foi avaliar o desenvolvimento inicial e a tolerância de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli* associada à utilização de turfa em solo contaminado com cobre.

Para atender ao objetivo proposto neste trabalho foram realizados três experimentos. O primeiro envolveu a avaliação do desenvolvimento inicial, tolerância e acúmulo de cobre em *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli*. O segundo trabalho avaliou-se o uso de turfa e *Erythrina crista-galli* na fitorremediação de solo contaminado com cobre e, o terceiro, avaliou-se a turfa como amenizante de cobre no solo e o potencial da *Senna multijuga* como espécie fitorremediadora.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Áreas contaminadas e cobre no solo

O Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2015) estabelece como área contaminada o local que contenha quantidades ou concentrações de quaisquer substâncias ou resíduos em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outro bem a proteger e ainda, que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural.

No cenário internacional é alarmante o grande número de áreas contaminadas. De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2014) na Holanda e na Alemanha existem aproximadamente cerca de 60.000 e 275.000 áreas contaminadas, respectivamente. Enquanto nos Estados Unidos estima-se existir mais de 300.000 locais com solo e água contaminados (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). No entanto, poucos são os países que possuem esses dados contabilizados, por exemplo, no Brasil, devido à falta de um sistema de registro acerca de casos de contaminação do solo, não existem estatísticas quanto à extensão da contaminação, mas sabe-se que esta ocorre em todo território nacional (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). A exceção fica por conta do Estado de São Paulo, através da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) e do Estado de Minas Gerais através da Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM), que são responsáveis pelo inventário das áreas contaminadas, pela fiscalização, monitoramento e licenciamento das atividades que geram poluição.

Segundo dados da CETESB (2013), em dezembro de 2013, o número de áreas contaminadas, somente no Estado de São Paulo, totalizou 4.771. Desse total, as áreas contaminadas com o grupo dos metais estão entre as mais representativas, com 760 (15,9%) áreas. Para o Estado de Minas Gerais em 2013 registrou-se 554 áreas contaminadas, sendo em torno de 200 (36%) com metais pesados (FEAM, 2013). No Estado do Rio Grande do Sul, Andreazza et al., (2013) relatam a existência de contaminação, com elevadas concentrações de cobre, na Serra do Nordeste, nas áreas de vitivinicultura, e na Serra do Sudeste, nas áreas de mineração de cobre. Contudo, não se tem conhecimento do número exato de áreas contaminadas existentes neste último Estado brasileiro.

A proteção do solo é um tema recorrente quando se trata da preservação desse recurso em relação à contaminação por substâncias tóxicas (SBCS, 2013). Com o aumento da

contaminação dos solos e das águas subterrâneas, países industrializados, como os Estados Unidos e outros da Europa vem apresentando grande preocupação, e vêm adotando providências para descontaminar essas áreas, e precauções que evitem futuras contaminações (CETESB, 2011). Embora a regulamentação desta proteção esteja efetivada há vários anos em diversos países do mundo, apenas recentemente o Brasil foi dotado de um instrumento que fornece as diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas (SBCS, 2013).

No Brasil, a CETESB foi a idealizadora dos valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e publicou em 2001, a primeira lista de valores para solos e águas subterrâneas para o Estado de São Paulo. Por volta de 2006, iniciaram-se os trabalhos no Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) com a finalidade de estabelecer diretrizes para os valores orientadores de qualidade dos solos e gerenciamento ambiental, que culminou na resolução nº 420, de dezembro de 2009. Esta resolução dispõe sobre os 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 (SBCS, 2013). Na Tabela 1 apresentam-se os valores orientados para o cobre em solos de acordo com a Resolução do CONAMA nº 420 de dezembro de 2009.

Tabela 1 – Valores orientadores de cobre para solos (segundo resolução do CONAMA nº 420 de dezembro de 2009).

Valores orientadores	Referência de qualidade	Prevenção	VI		
			Ag	Re	In
Cobre (mg kg ⁻¹)	E	60	200	400	600

E = valores de qualidade devem ser definidos em cada Estado; VI = Valores de Investigação para áreas Agrícolas (Ag), Residenciais (Re) e Industriais (In).

Segundo Huguen et al., (2013), os metais pesados presentes no solo têm origem natural por meio do intemperismo das rochas. Campos et al., (2003), analisando 19 Latossolos de várias regiões brasileiras e formados a partir de vários materiais de origem, observaram grandes variações de cobre, sendo encontrado teores entre 3 e 238 mg de Cu kg⁻¹ de solo. Neste contexto, existem solos com teor de cobre naturalmente superior ao especificado na resolução nº 420 (CONAMA, 2009) como valor limite para áreas agrícolas, que é de 200 mg kg⁻¹ de solo (Tabela 1). Tavares (2013) ressalta que os valores de referência de qualidade

devem ser definidos em cada Estado brasileiro, uma vez que o teor natural de cobre em solos é muito variável e é dependente da rocha matriz e da intensidade dos processos de formação do solo (físico-químico e biológico) sobre a rocha. Desse modo, são necessários ainda muitos estudos e esforços dos pesquisadores para obtenção de referência de qualidade dos solos de cada Estado brasileiro (SBCS, 2013), dentre estes o Rio Grande do Sul. No entanto, a Resolução nº 420 (CONAMA, 2009) é a que atualmente rege os valores orientadores.

Entre os contaminantes inorgânicos do solo e cursos d'água, o cobre é considerado um dos principais metais pesados poluidores (ANDRADE et al., 2010; ANDREAZZA et al., 2010). O termo metal pesado é um termo genérico que define um grupo de metais associados à poluição e toxicidade do ambiente, embora a maioria dos metais pesados são considerados essenciais ao crescimento e desenvolvimento das plantas. Por definição, metal pesado refere-se aos elementos químicos que apresentam densidade igual ou maior do que 6 g cm^{-3} (CAIRES, 2005; TAIZ e ZEIGER, 2013; YRUELA, 2013), o cobre possui densidade média de $8,96 \text{ g cm}^{-3}$ (KING, 1996).

De acordo com Sodré et al., (2001), o cobre ocorre na solução do solo quase que exclusivamente na forma de Cu^{2+} , com concentração geralmente muito baixa (2 a 100 mg kg^{-1}). Portanto, na maioria das vezes o excesso de cobre presente na água ou solo pode ser oriundo de ações antrópicas, tais como as aplicações de produtos fitoquímicos (fungicidas, pesticidas, inseticidas), adubações agrícolas (MARSOLA et al., 2005), através da mineração e o beneficiamento de seus produtos, queima de combustíveis fósseis, aplicação de lodos de esgotos, águas residuais e de resíduos industriais (ANDREAZZA, 2009).

A disponibilidade do cobre está diretamente relacionada à força de interação com os diferentes componentes do solo. Para o cobre, a sorção máxima, que corresponde ao acúmulo do elemento na interface solo-solução, é diferenciada entre os constituintes e diminui na seguinte ordem: óxidos de Mn > matéria orgânica > óxidos de Fe > argilominerais (BRADL, 2004).

2.2 Espécies arbóreas nativas usadas em áreas contaminadas por metais pesados

O cobre, apesar de ser classificado como um metal pesado está entre os elementos essenciais ao desenvolvimento e crescimento dos vegetais (YRUELA, 2013). Absorvido na forma Cu^{+2} , sua redistribuição dentro das plantas ocorre tanto no xilema quanto no floema (BAKER, 1990). Classificado como um micronutriente é conhecido por participar como

catalisador de reações bioquímicas no metabolismo de carboidratos, do nitrogênio, na síntese de clorofila, na constituição de proteínas, formação de parede celular, síntese de DNA e RNA (FLOSS, 2011; MARSCHNER, 2011; TAIZ e ZEIGER, 2013). No entanto, quando em altas concentrações no solo, pode reduzir o crescimento das plantas devido aos distúrbios na estrutura das proteínas e inibição do alongamento celular causado pelo aumento na permeabilidade da membrana plasmática e lignificação da parede celular (YRUELA, 2009). Normalmente são observados sintomas de clorose na parte aérea (YRUELA, 2013), devido à substituição do íon Mg^{2+} na molécula de clorofila por Cu^{2+} , resultando na quebra da fotossíntese (KÜPPER et al., 1996).

Como a recuperação de ambientes contaminados tem sido uma grande preocupação nos dias atuais, várias técnicas de descontaminação de solos, águas e sedimentos contendo metais pesados têm sido utilizadas (VASCONCELLOS et al., 2012). Dentre essas tecnologias que estão sendo investigadas, a fitorremediação (fito = planta e remediação = corrigir) é a tecnologia que faz uso de plantas, associadas ou não com amenizantes de solo (corretivos, fertilizantes, matéria orgânica, etc), para descontaminação *in situ* de solos contaminados. Esta tecnologia emergente tem potencial para a remoção eficaz e de baixo custo de uma larga escala de poluentes orgânicos e inorgânicos (SANTOS e RODELLA, 2007; TAVARES, 2013).

A suscetibilidade à toxicidade de cobre pode ser diferente entre as espécies vegetais (GUO et al., 2010), devido a algumas espécies apresentarem mecanismos adaptativos que as tornam mais tolerantes as altas concentrações de metais a essa toxicidade (LEQUEUX et al., 2010). Para Souza et al., (2011), esta tolerância está diretamente relacionada à resposta fisiológica e bioquímica de cada espécie vegetal. Nesse sentido, várias espécies vegetais desenvolveram, naturalmente, tolerância ou resistência aos metais por desenvolverem um complexo mecanismo de homeostase, controlando a absorção, acumulação e translocação de metais pesados no tecido vegetal (SANTOS et al., 2006).

De acordo com Marques et al., (2011), o Brasil possui grande biodiversidade, favorecendo processos biológicos no tratamento das áreas contaminadas. Contudo, ainda é restrito o conhecimento de espécies arbóreas nativas com potencial de estabelecimento, desenvolvimento e descontaminação de áreas contaminadas por metais pesados, inclusive cobre. Neste contexto, observa-se a necessidade da realização de pesquisas que envolvam espécies arbóreas na tentativa de reabilitação de áreas contaminadas.

A escolha de espécies para a descontaminação do solo é um ponto fundamental em qualquer projeto de fitorremediação, sendo que depende do objetivo proposto para a

recuperação da área contaminada. Nesse sentido, de acordo com Pilon-Smits (2005) as plantas apresentam diferentes estratégias que permitem a fitorremediação de metais pesados, destacando-se a fitoextração cujo objetivo é extrair metais pesados do solo, ficando concentrados no tecido das plantas que serão retiradas do sistema por meio da coleta. Esta técnica utiliza principalmente plantas chamadas hiperacumuladoras. Accioly e Siqueira (2000) recomendam a utilização de plantas com capacidade de acúmulo para o cobre maior que 100 mg kg^{-1} ; e a fitoestabilização, na qual as plantas são utilizadas para reduzir a migração dos contaminantes no solo. As plantas devem imobilizar os contaminantes, absorver e acumulá-los no sistema radicular, reduzindo a sua mobilidade para a parte aérea.

Embora a maioria dos estudos de fitorremediação tenha sido direcionada para espécies de gramíneas e herbáceas, alguns trabalhos de pesquisa com espécies arbustivas e arbóreas apresentam resultados promissores (KHAN et al., 2000; CAIRES et al., 2011; GILBERTI, 2012). Dessa forma, estudos que contemplem o desenvolvimento de espécies arbóreas nativas em solo sob condições de contaminação, poderá contribuir para o conhecimento e recomendação para descontaminação de solos contaminados com cobre.

O uso de espécies arbóreas tem sido relatado por Domínguez et al., (2009) e Jensen et al., (2009) como uma estratégia importante para o recuperação de áreas contaminadas com metais, devido seu longo ciclo de vida e grande produção de biomassa. De acordo com Manhães et al., (2007), o uso de espécies da família Fabaceae é uma prática recomendada para a recuperação da cobertura vegetal. Isso se deve à sua capacidade de incorporação de nitrogênio e conseqüentemente a melhoria dos solos pelo aumento da deposição de material orgânico e melhoria das propriedades físicas do solo. Até o momento, estudos, com espécies da família Fabaceae, tem demonstrado que doses de cobre no solo reduzem o crescimento das plantas, mas não avaliam o potencial de descontaminação do solo (SILVA et al., 2012; DELLAI et al., 2014).

No que se refere às espécies arbóreas, a *Senna multijuga* (Rich.) H. S. Irwin e Barneby), comumente conhecida como pau-cigarra, é uma espécie nativa com ocorrência em praticamente todo território brasileiro. Quando adulta chega aos 10 metros de altura com copa densa e com tronco que pode chegar aos 40 cm de diâmetro. Apresenta madeira leve, mole, sendo utilizada para caixotaria, confecção de brinquedos, lenha e carvão. Naturalmente é encontrada em matas secundárias da floresta pluvial atlântica, sendo raramente encontrada no interior da mata primária densa, apresentando característica ecológica heliófita. A produção de mudas em viveiro leva aproximadamente quatro a cinco meses para poder ser

transplantadas a campo, e o crescimento no campo é considerado muito rápido (CARVALHO, 2004; LORENZI, 2008).

A *Erythrina crista-galli* L, conhecida popularmente como corticeira-do-banhado, apresenta grande distribuição geográfica e crescimento no campo moderado, pode chegar aos 10 metros de altura e aos 40 cm de diâmetro quando adulta. Apresenta madeira leve, porosa e utilizada para confecção de boias, canoas, cepas para calçados, gamelas, molduras e carvão para pólvora. É uma planta heliófita, característica de terrenos brejosos ou muito húmidos, mas se desenvolve também em terrenos secos, sendo encontradas em formações secundárias e raramente no interior da mata primária densa (LORENZI, 2008).

Entretanto, não se têm evidenciado trabalhos sobre a resposta das espécies *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli* em solo contaminado com cobre. Associado a isto, as espécies são pioneiras, de relativamente fácil propagação, ampla distribuição geográfica e crescimento rápido a moderado, justificando a importância de estudos com estas espécies.

2.3 Amenizantes de solos

Quando em altas concentrações de metais na solução do solo, a utilização de plantas para a descontaminação do solo muitas vezes é limitada em razão da dificuldade de estabelecimento da vegetação e, nestes casos, é recomendável, primeiramente, estabilizar o contaminante no solo com o objetivo de reduzi-lo a um nível mais tolerável às plantas (COUTINHO e BARBOSA, 2007; GABOS et al., 2011).

Existem vários produtos que foram testados como amenizantes da fitotoxidez de metais pesados. Dentre os amenizantes mais estudados se destacam o calcário (CUNHA et al., 2008), silicatos (ACCIOLY et al., 2008), fosfatados (GALINDO et al., 2005) e compostos orgânicos (SIMÃO, 1999; SANTOS et al., 2014).

Entre as fontes de matéria orgânica passíveis de serem utilizadas como amenizantes de solo contaminado por cobre, Jorge et al., (2010) descrevem a turfa como um material orgânico natural, estabilizado e reconhecido por sua alta capacidade de troca iônica. De acordo com Couillard (1994), a forte atração da turfa pela maioria dos cátions de metais em solução deve-se à elevada capacidade de complexação e formação das ligações químicas dos seus grupos funcionais polares oxigenados presentes em lignina e substâncias húmicas (álcoois, aldeídos, cetonas, carboxilas, hidróxidos fenólicos e éteres).

A utilização de turfa está chamando atenção, pois é abundante, (estima-se que as turfeiras cubram aproximadamente 4,2 % da superfície da terra), é barato e facilmente disponível (BULLOCK et al., 2012; SILVA et al., 2013). Além do efeito amenizante, a turfa tem a capacidade de alterar as propriedades físicas do substrato, como aumento na macroporosidade, condutividade hidráulica e diminuição da densidade aparente (FRANCHI et al., 2003; GABOS et al., 2011).

Resultados de pesquisas sobre o efeito amenizante ou mitigador da turfa em solos e águas contaminadas mostram tanto efeito ineficiente (JORGE et al., 2010; GABOS et al., 2011) quanto efeito eficiente (BROWN et al., 2000; SANTOS e RODELLA, 2007). Os referidos autores usaram diferentes doses de turfa e diferentes unidades de medida, o que dificulta a comparação entre os estudos. Brown et al., (2000), relatam que a composição elementar das turfas, assim como suas propriedades, dependem de vários fatores, como a natureza da vegetação, o clima da região e seu grau de decomposição, ou seja, há diferença entre turfas e turfeiras, o que também pode justificar a diferença entre os estudos. Dessa forma, é necessária a realização de estudos para a comprovação da turfa como amenizante de solo contaminado.

3 CAPÍTULO I

Desenvolvimento, tolerância e acúmulo de cobre em mudas de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli*

3.1 Resumo

Altas concentrações de cobre no solo podem ser tóxicas às plantas. Contudo, algumas espécies podem ser tolerantes e acumularem esse metal em seus tecidos. O trabalho objetivou avaliar o desenvolvimento inicial, tolerância e acúmulo de cobre em mudas de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli*. O trabalho foi conduzido em casa de vegetação por 120 dias, utilizando delineamento experimental inteiramente casualizado em arranjo fatorial (2 x 6), sendo duas espécies arbóreas (*Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli*) e seis doses de cobre no solo (0, 60, 120, 180, 240 e 300 mg kg⁻¹), com oito repetições. Avaliou-se a altura das mudas, diâmetro do colo, massa seca radicular e aérea, os teores e a quantidade acumulada de cobre no sistema radicular e na parte aérea, índice de qualidade de Dickson, índice de tolerância e índice de translocação. Os resultados evidenciaram que as doses de cobre reduziram os parâmetros morfológicos das mudas. O cobre absorvido pelas mudas foi acumulado predominantemente no sistema radicular, sendo pequena a sua translocação para a parte aérea. *Erythrina crista-galli* e *Senna multijuga* não se apresentaram como espécies tolerantes ao cobre.

Palavras-chave: Metal pesado. Pau-cigarra. Corticeira-do-banhado. Descontaminação do solo.

3.2 Abstract

High copper concentrations in soil can be toxic to plants. However some species can be tolerant and accumulate this metal in their tissues. The study aimed to evaluate the initial development, tolerance and accumulation of copper in plants of *Senna multijuga* and *Erythrina crista-galli*. The work was conducted in a greenhouse for 120 days, using a completely randomized design in a factorial arrangement (2 x 6), being two forest species (*Senna multijuga* and *Erythrina crista-galli*) and six doses of copper in the soil (0, 60, 120,

180, 240 and 300 mg kg⁻¹) with eight repetitions. It was evaluated the plants height, stem diameter, root and shoot dry weight, the levels and the cumulative amount of copper in roots and shoots, Dickson quality index, tolerance index and translocation index. The results demonstrated that the copper doses reduced the morphological parameters of the plants. The copper absorbed by plants was predominantly accumulated in the root system, being small its translocation to the shoot. *Erythrina crista-galli* and *Senna multijuga* do not presented as a species tolerant to copper.

Keywords: Heavy Metal. Pau-cigarra. Corticeira-do-banhado. Soil decontamination.

3.3 Introdução

A intensificação das atividades industriais, agrícolas e de urbanização aumenta a contaminação do solo por metais pesados, resultando em impactos ambientais (ANDREAZZA et al., 2010). O cobre é considerado um dos principais metais pesados poluidores do solo (ANDREAZZA et al., 2010), pois quando em excesso pode inibir o alongamento celular e impedir importantes processos celulares nas plantas, como por exemplo, o transporte de elétrons na fotossíntese (TAIZ e ZEIGER, 2013). Desse modo, quando uma área atinge altas concentrações do metal pode ocorrer limitações para o desenvolvimento de espécies vegetais, tornando-se importante o estudo de espécies que se desenvolvam nos locais contaminados (SILVA et al., 2014).

Uma alternativa para recuperação de áreas contaminadas é a fitorremediação, que consiste no uso de plantas para extrair ou reduzir a toxicidade de poluentes do solo. Esta técnica tem se popularizado como alternativa viável, pois é considerada de baixo custo e promove a manutenção da fertilidade do solo (ROBINSON et al., 2003). Para Domínguez et al., (2009) e Jensen et al., (2009), a utilização de espécies florestais arbóreas é uma estratégia importante para a recuperação de áreas contaminadas com metais, por serem perenes e possuírem grande biomassa. Segundo Magalhães et al., (2011), as espécies arbóreas acumulam metais pesados nas raízes e no caule, sendo importantes para recuperar ambientes contaminados. Desse modo, a utilização de espécies arbóreas configura uma importante alternativa à fitorremediação.

No que se refere às espécies arbóreas nativas, o uso de plantas da família Fabaceae é uma prática recomendada para a recuperação da cobertura vegetal. Isso se deve à sua

capacidade de incorporação de nitrogênio, deposição de material orgânico e melhoria das propriedades físicas do solo (MANHÃES et al., 2007). O pau-cigarra (*Senna multijuga* (Rich.) H. S. Irwin e Barneby) e a corticeira-do-banhado (*Erythrina crista-galli* L.) são espécies pioneiras representantes desta família que apresentam crescimento inicial rápido a moderado (LORENZI, 2008), o que desperta interesse pelo seu uso em plantios para recuperação de áreas contaminadas. Entretanto, não se têm evidenciado trabalhos sobre o comportamento destas espécies em solo contaminado com cobre. Neste contexto, a elaboração e implementação de estudos que contemplem o desenvolvimento destas espécies em solo sob estas condições de contaminação poderão contribuir para o conhecimento e recomendação de arbóreas nativas para o reflorestamento em solo contaminado por este metal.

O objetivo do trabalho foi avaliar o desenvolvimento inicial, a tolerância e o acúmulo de cobre em mudas de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli*.

3.4 Material e métodos

O experimento foi conduzido em casa de vegetação climatizada pertencente ao Colégio Agrícola de Frederico Westphalen, entre os meses de maio e setembro de 2014. O solo utilizado no experimento foi retirado de um barranco nas dependências da Universidade Federal de Santa Maria, *Campus* Frederico Westphalen (Latosolo Vermelho), cuja análise química está apresentada na Tabela 1, conforme metodologia descrita por Mann e Ritchie (1993) para o cobre solúvel (extrator KCl 0,005 mol L⁻¹) e de Tedesco et al., (1995) para os demais elementos.

Tabela 1 – Análise química do solo utilizado para o desenvolvimento das mudas de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli*. Frederico Westphalen, RS, 2015.

pH _{água}	Ca+Mg	Al	H+AL	P	K	Cu _{solúvel}	M.O.	Argila
1:1	---- cmol _c kg ⁻¹ ----	----	----	----	---- mg kg ⁻¹ ----	----	---- % ----	----
5,2	4,23	0,33	5,34	2,16	61,52	0,21	1,15	65,00

As sementes das espécies arbóreas estudadas, *Senna multijuga* (Rich.) H. S. Irwin e Barneby e *Erythrina crista-galli* L., foram fornecidas pelo Centro de Pesquisas Florestais da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), unidade de Santa Maria, RS. Para

a superação de dormência tegumentar, as sementes de *S. multijuga* e *E. crista-galli* permaneceram, respectivamente, imersas por 15 e 30 minutos em ácido sulfúrico (padrão ACS). Posteriormente, as mesmas foram lavadas em água corrente por aproximadamente um minuto (PIVETA et al., 2010; SILVA et al., 2006). A semeadura foi realizada em sementeiras e quando as mudas apresentavam um par de folhas definitivas foram transplantadas para sacos plásticos de polietileno com capacidade volumétrica de 600 cm³, considerando cada saco plástico com uma muda como uma unidade experimental.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em arranjo fatorial (2 x 6), sendo duas espécies arbóreas (*S. multijuga* e *E. crista-galli*) e seis doses de cobre adicionadas ao solo (0, 60, 120, 180, 240, e 300 mg kg⁻¹), com oito repetições. As doses de cobre foram aplicadas 30 dias antes do transplante das mudas na forma de solução de sulfato de cobre (CuSO₄.5H₂O), sendo diluídas em 50 ml de água para possibilitar homogeneização no solo por agitação em saco plástico. Uma amostra do solo contaminado em cada tratamento foi separada para a determinação dos teores de cobre pseudo-totais, conforme metodologia 3050b descrita em USEPA (1996).

O experimento foi conduzido por 120 dias após o transplante das mudas, período no qual foram realizadas irrigações diárias, baseadas na pesagem das unidades experimentais, mantendo-se a umidade a aproximadamente 80% da capacidade de campo. As fertilizações foram realizadas na base, aplicando-se o equivalente a 150 g de N, 700 g de P₂O₅ e 100 g de K₂O por m³ de solo e de cobertura utilizando-se 20 g de N e 15 g de K₂O, diluídos em 10 L de água. A aplicação em pós-semeadura foi realizada em três momentos: aos 30 dias após o transplante das mudas sendo aplicado N e K; aos 60 dias somente N; e aos 90 dias aplicando-se N e K, seguindo as recomendações de Gonçalves e Benedetti (2005). De forma a atender às exigências do delineamento, semanalmente foi realizado rodízio das unidades experimentais.

Ao final do experimento avaliou-se a altura da parte aérea (H), medida com régua graduada desde o colo das mudas até o ápice caulinar; diâmetro do colo (DC), medido com paquímetro digital, com precisão de 0,01 mm. Para a determinação da massa seca do sistema radicular (MSR) e da parte aérea (MSPA), ambas frações foram separados na região do colo da muda e secos em estufa a 60±1°C até massa constante, pesadas em balança analítica com precisão de 0,001. A massa seca total (MST) foi obtida pela soma da MSR com MSPA. Conforme metodologia de Tennant (1975) estimou-se área superficial específica (ASE) das raízes e, através da Equação 1, determinou-se o índice de qualidade de Dickson (IQD) (DICKSON et al., 1960).

$$IQD = \frac{(MST)}{\left(\frac{H}{DC} + \frac{MSPA}{MSR}\right)} \quad (1)$$

Após pesagem da massa seca da raiz e parte aérea, o material vegetal foi moído em moinho tipo Wiley (peneira de malha de 10 mesh) para a determinação dos teores de cobre nos tecidos vegetais, através de digestão nítrico-perclórica (3:1) e determinação em espectrofotometria de absorção atômica, conforme descrito por Miyazawa et al., (2009).

Com base na MST, nos teores de cobre (mg kg^{-1}) do sistema radicular (CuR) e da parte aérea (CuPA), nas quantidades acumuladas de cobre ($\mu\text{g planta}^{-1}$) no sistema radicular (CuAR), na parte aérea (CuAPA) e no total das mudas (CuAT), na dose zero de cobre (d_0) e nas doses de 60 à 300 mg kg^{-1} (d_n), foi calculado o índice de tolerância (I_{tol}), conforme Equação 2, que mede a habilidade das mudas crescerem em ambientes com elevada concentração de metal (WILKINS, 1978) e o índice de translocação (I_{tra}) através da Equação 3, que corresponde à porcentagem total absorvida de cobre que foi transportado para a parte aérea (ABICHEQUER e BOHNEN, 1998).

$$I_{tol} = \frac{MST_{d_n}}{MST_{d_0}} * 100 \quad (2)$$

$$I_{tra} = \frac{CuAPA_{d_n}}{CuAT_{d_n}} * 100 \quad (3)$$

Os resultados foram submetidos à análise de variância e quando apresentaram interação significativa foram submetidos à análise de regressão do fator quantitativo dentro de cada nível do fator qualitativo. Para os parâmetros sem interação significativa, foram desdobrados os efeitos simples, sendo as médias do fator qualitativo comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro e as médias do fator quantitativo submetido à análise de regressão polinomial pelo programa SISVAR (FERREIRA, 2011).

3.5 Resultados e discussão

As concentrações pseudo-totais de cobre no solo, obtidos neste trabalho a partir das doses adicionadas, estão acima do valor máximo de investigação permitido pela resolução nº 420 (CONAMA, 2009) em solos agrícolas que é de 200 mg kg^{-1} (Figura 1). O valor de investigação indica o limite de contaminação acima do qual existe risco à saúde humana

(CONAMA, 2009). Portanto, cabe ressaltar que os valores de referência de qualidade devem ser definidos em cada Estado, uma vez que o teor natural de cobre em solos é muito variável e depende da rocha matriz e da intensidade dos processos de formação do solo (físico-químico e biológico) sobre a rocha (TAVARES, 2013). Dessa forma, são necessários ainda muitos estudos e esforços dos pesquisadores para obtenção de referência de qualidade dos solos de cada Estado brasileiro (SBCS, 2013), entre eles o Rio Grande do Sul.

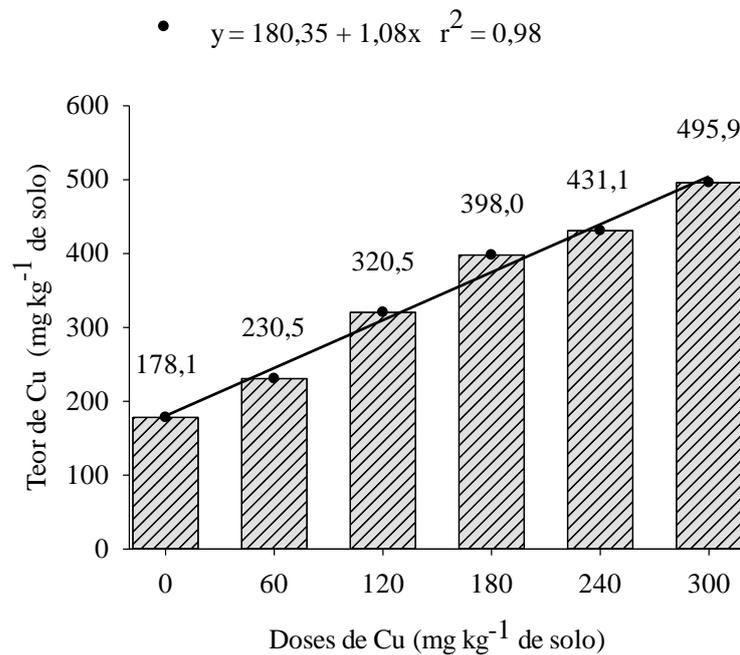


Figura 1 – Teores iniciais de cobre (pseudo-totais) no solo em função das doses adicionadas ao solo.

A análise da variância revelou interação significativa ($p \leq 0,05$) entre as espécies arbóreas e as doses de cobre aplicadas no solo para a altura, diâmetro do colo, massa seca da parte aérea, teor de cobre e cobre acumulado no sistema radicular e na parte aérea e para o índice de translocação (Figura 2).

Verificou-se que as doses de cobre causaram redução linear para a altura das mudas de *E. crista-galli* e redução quadrática para a *S. multijuga*, com ponto de mínima em 230 mg Cu kg⁻¹ de solo (Figura 2A). De acordo com Almeida et al., (2007), o cobre pode causar distúrbios no crescimento e desenvolvimento da planta, afetando negativamente importantes processos fisiológicos nas plantas. O excesso de cobre afeta o sistema radicular, bem como o crescimento da parte aérea, devido aos distúrbios na estrutura das proteínas e inibição do

alongamento celular causada pelo aumento na permeabilidade da membrana plasmática e lignificação da parede celular, apresentando plantas com sintomas de nanismo (YRUELA, 2009). É possível que essas alterações fisiológicas tenham ocorrido, culminando na redução da altura das espécies em estudo com o aumento das doses de cobre adicionadas no solo.

As doses de cobre adicionadas ao solo alteraram de forma distinta o diâmetro do colo das duas espécies estudadas (Figura 2B). Para *S. multijuga* houve redução linear com o acréscimo das doses de cobre ao solo, enquanto para *E. crista-galli*, houve estímulo na menor dose do metal, com posterior redução nas maiores doses ($y = 6,369 + 0,0259x - 9E-05x^2$, com $r^2 = 0,37$). De acordo com Taiz e Zeiger (2013), essa resposta da *E. crista-galli* pode ser em decorrência do cobre ser um elemento químico essencial para o crescimento das plantas, participando como catalisador de reações bioquímicas no metabolismo de carboidratos, do nitrogênio, na síntese de clorofila e na constituição de proteínas das plantas. Entretanto, em concentrações superiores às necessárias para o crescimento ótimo de cada planta, pode inibir o crescimento e interferir com processos celulares importantes. Guo et al., (2010) evidenciaram que a suscetibilidade a toxicidade de cobre pode ser diferente entre as espécies de plantas. Para Lequeux et al., (2010), isso tem sido atribuído às plantas desenvolverem mecanismos adaptativos em resposta à toxicidade de metais. Em relação à dose zero do metal no solo, os resultados deste trabalho evidenciaram que as demais doses de cobre utilizadas influenciaram negativamente o crescimento em diâmetro do colo apenas da *S. multijuga*.

A massa seca da parte aérea das mudas de *E. crista-galli* reduziu linearmente com o aumento das doses de cobre, enquanto para *S. multijuga* houve redução quadrática com ponto de mínima em 286 mg de Cu kg⁻¹ de solo (Figura 2C). Estes resultados corroboram com os apresentados por Dellai et al., (2014) que também encontraram redução na massa seca da parte aérea em mudas de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth) com o acréscimo de doses de cobre adicionadas no solo. Além da redução da massa seca, normalmente são observados sintomas de clorose na parte aérea (YRUELA, 2013), devido à substituição do íon Mg²⁺ na molécula de clorofila por Cu²⁺, resultando na quebra da fotossíntese (KÜPPER et al., 1996). No entanto, não foi observado sintomas de clorose nas mudas das espécies utilizadas no presente trabalho.

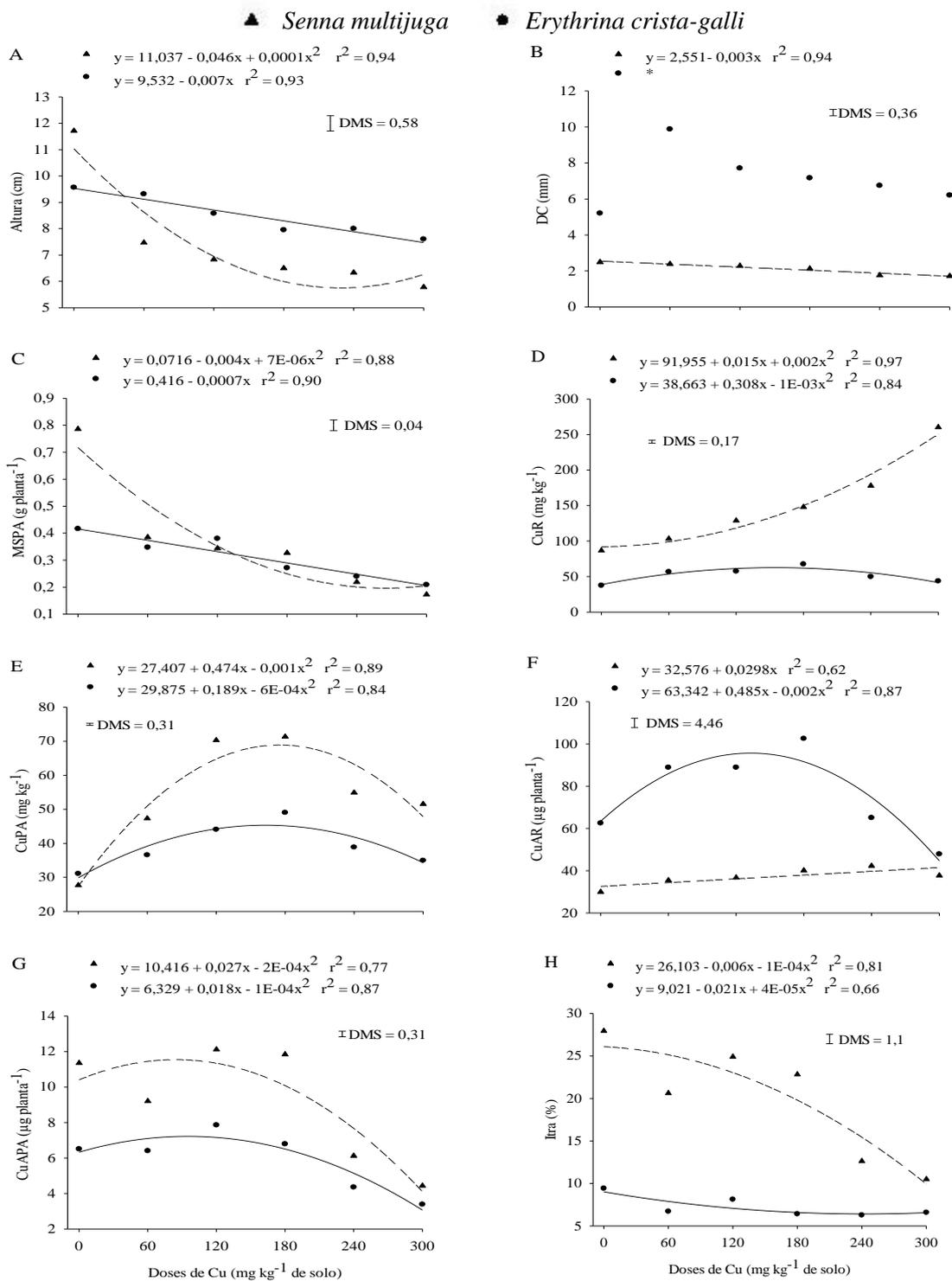


Figura 2 – Equações de regressão para a altura (A), diâmetro do colo - DC (B), massa seca da parte aérea - MSPA (C), teor de cobre na raiz - CuR (D) e parte aérea - CuPA (E), cobre acumulado na raiz - CuAR (F) e na parte aérea - CuAPA (G) e índice de translocação - Itra (H) em mudas de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli* submetidas a doses de cobre no solo. Frederico Westphalen, RS, 2015.*Somente equações de regressão com $r^2 > 0,60$ foram apresentadas. DMS = diferença mínima significativa.

As doses de cobre adicionadas ao solo influenciaram significativamente os teores do metal nas raízes e na parte aérea (Figura 2D, E). O teor de cobre nas raízes da *S. multijuga* aumentou de acordo com as doses do metal no solo, e na parte aérea houve redução a partir da dose estimada de cobre de 182 mg kg^{-1} de solo. Na *E. crista-galli* o maior teor nas raízes e na parte aérea foram observados respectivamente nas doses estimadas de 154 e $163 \text{ mg de Cu kg}^{-1}$ de solo, com posterior redução nas doses mais elevadas. Analisado o comportamento das espécies em estudo, observou-se que o teor de cobre na raiz e na parte aérea da *S. multijuga* foi significativamente superior o da *E. crista-galli*. De acordo com Hall (2002), a membrana plasmática apresenta um importante papel na homeostase de metais pesados por prevenir ou reduzir a entrada destes metais na célula, ou ainda por promover a exclusão destes íons tóxicos. Taiz e Zeiger (2013) reportam que as diferenças entre espécies vegetais na absorção de metais estão associadas à tolerância particular de cada espécie ao contaminante. Dessa forma, é possível que a seletividade da membrana plasmática da *E. crista-galli* represente um importante mecanismo de tolerância ao cobre para esta espécie, resultando menor concentração de metal em relação a *S. multijuga*. No entanto, esta hipótese deverá ser comprovada por meio de outros trabalhos.

Os resultados evidenciaram aumento no acúmulo de cobre nas raízes de *E. crista-gallii* até a dose estimada de $121 \text{ mg de Cu kg}^{-1}$ de solo, enquanto para *S. multijuga* o cobre acumulado nas raízes foi linearmente crescente conforme as maiores doses do metal (Figura 2F). Portanto, a quantidade acumulada de cobre na parte aérea foi menor em relação à radicular, respectivamente para *E. crista-gallii* e *S. multijuga*, com máximo acumulado na dose estimada de cobre 90 e $68 \text{ mg de Cu kg}^{-1}$ de solo, respectivamente (Figura 2G). Plantas com maiores quantidades acumuladas de metais no sistema radicular, em relação à parte aérea, são classificadas como espécies tolerantes à absorção dos metais (GARBUSU e ALKORTA, 2001), sendo este, um indicativo de que o mecanismo de tolerância das espécies em estudo está em acumular cobre no sistema radicular.

As doses de cobre adicionadas no solo reduziram o índice de translocação das espécies estudadas (Figura 2H). Observou-se que menos de 30 % do total absorvido de cobre foi transportado para a parte aérea na *S. multijuga* e, menos de 10% na *E. crista-galli*. Segundo Pulford e Watson (2003), a regulação da absorção de metais pesados no sistema radicular e a baixa translocação para a parte aérea são considerados mecanismos pelos quais o sistema radicular pode contribuir para a tolerância de espécies a metais pesados. De acordo com Kabata-Pendias (2011), isso ocorre porque o cobre está fortemente ligado às paredes celulares

das raízes, não sendo prontamente móvel na planta, resultando em baixa translocação do metal para a parte aérea.

Não houve interação significativa ($p > 0,05$) entre as espécies arbóreas e as doses de cobre aplicadas no solo para a massa seca radicular (MSR), área superficial específica (ASE), índice de qualidade de Dickson (IQD) e índice de tolerância (Tabela 2; Figura 3).

Tabela 2 – Massa seca radicular (MSR), área superficial específica (ASE), índice de qualidade de Dickson (IQD) e índice de tolerância (Itol) em mudas de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli* submetidas a doses de cobre no solo. Frederico Westphalen, RS, 2015.

Espécie	MSR (g planta ⁻¹)	ASE (cm ²)	IQD	Itol (%)
<i>Erythrina crista-galli</i>	1,45* a	71,80 a	1,27 a	82,49 a
<i>Senna multijuga</i>	0,27 b	29,04 b	0,13 b	49,34 b
CV (%)	31,47	24,94	43,37	28,42

* Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro; CV - coeficiente de variação.

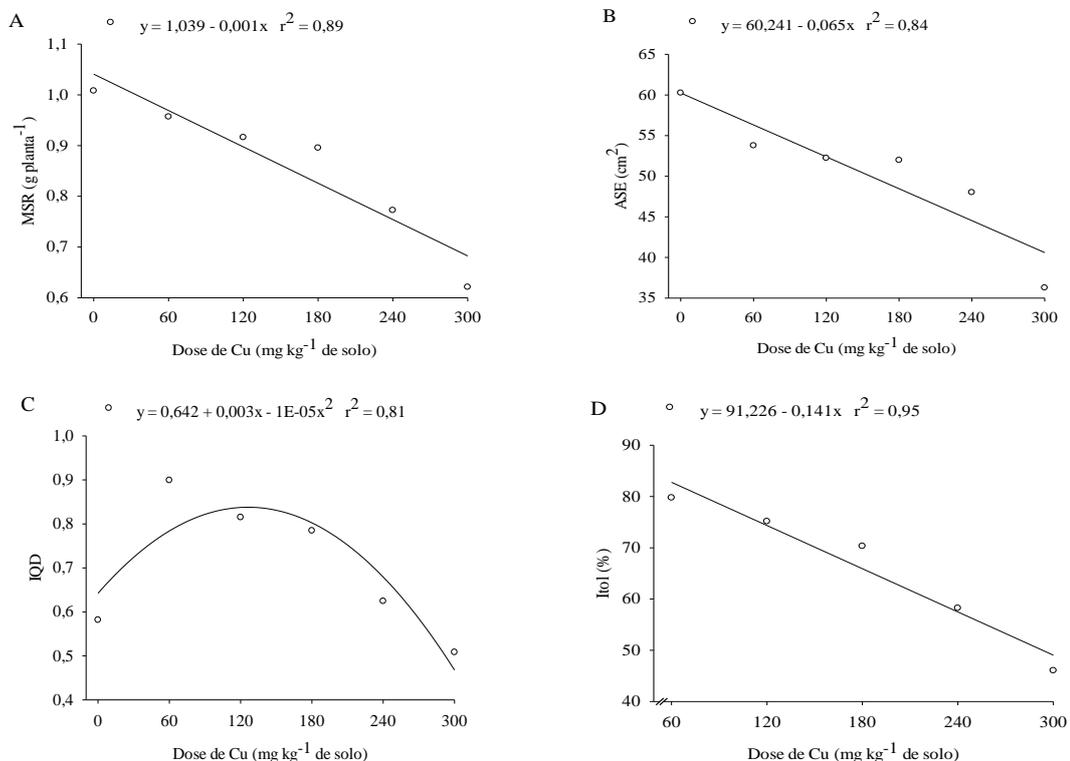


Figura 3 – Equações de regressão para a massa seca radicular - MSR (A), área superficial específica – ASE (B), índice de qualidade de Dickson – IQD (C) e índice de tolerância – Itol (D) em mudas de *Senna multijuga* e *Erythrina crista-galli* submetidas a doses de cobre no solo. Frederico Westphalen, RS, 2015.

A massa seca radicular e a área superficial específica foram linearmente reduzidas com a elevação das doses de cobre no solo (Figura 3A; B), sendo a *E. crista-galli* estatisticamente superior a *S. multijuga* (Tabela 2). De acordo com os valores estimados, houve redução de 29% da massa seca radicular na dose de 300 mg de Cu kg⁻¹ de solo, em relação as mudas produzidas sem aplicação de cobre (Figura 3A), enquanto para a área superficial específica a redução foi de 32% (Figura 2B). De acordo com Kukkola et al., (2000), a inibição do crescimento da raiz é reconhecida como um dos sintomas mais evidentes de toxicidade de cobre. Esse efeito tóxico pode ser observado no presente trabalho com redução na MSR e ASE a partir da utilização da menor dose de cobre (60 mg de Cu kg⁻¹ de solo).

O índice de qualidade de Dickson apresentou ponto de máxima com 150 mg de Cu kg⁻¹ de solo (Figura 3C), sendo o valor encontrado para *E. crista-galli* significativamente maior que o encontrado para *S. multijuga* (Tabela 2). Quanto maior o valor do índice de qualidade de Dickson, melhor será o padrão de qualidade das mudas (HUNT, 1990). Desse modo, altas concentrações de cobre no solo causam redução na qualidade das mudas. No entanto, é importante ressaltar que a máxima qualidade das mudas (dose adicionada de 150 mg de Cu kg⁻¹ de solo) foi obtida na concentração estimada de 342,35 mg kg⁻¹ de solo (Figura 1), concentração superior ao valor de investigação para solos agrícolas pelo CONAMA (2009) e que causaram redução em outros parâmetros morfológicos como a altura e massa seca das mudas.

As doses de cobre reduziram o índice de tolerância, embora *E. crista-galli* tenha sido significativamente mais tolerante que *S. multijuga* (Figura 3D e Tabela 2). A tolerância à toxidez ao cobre tem sido proposta na literatura e incluem mecanismos como a atividade de enzimas na desintoxicação de radicais livres, quelatização do cobre por compostos orgânicos e/ou compartimentalização no vacúolo das plantas (QIAN et al., 2005; ZANQUETA et al., 2011) fazendo com que espécies tolerantes se desenvolvam em solos que os teores são tóxicos para outras plantas (MACNAIR et al., 2000). Desse modo, os resultados desse trabalho indicam a possibilidade da *E. crista-galli* possuir mecanismos de tolerância ao cobre, permitindo maior crescimento que *S. multijuga* em solo contaminado. No entanto, ambas as espécies tiveram redução da massa seca total (I_{tol} < 100%) já na primeira dose de cobre utilizada no solo (60 mg de Cu kg⁻¹ de solo).

3.6 Conclusões

As doses de cobre utilizadas reduziram os parâmetros morfológicos das mudas de *Erythrina crista-galli* e *Senna multijuga*.

Aplicações de doses crescentes de cobre no solo afetam com menor intensidade o desenvolvimento inicial das mudas de *Erythrina crista-galli*.

O cobre absorvido pelas mudas de *Erythrina crista-galli* e *Senna multijuga* foi acumulado predominantemente no sistema radicular, sendo pequena a sua translocação para a parte aérea das mudas.

A espécie *Erythrina crista-galli* apresentou-se mais tolerante as doses de cobre que a espécie *Senna multijuga*.

3.7 Referências bibliográficas

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

ALMEIDA, A. A. F. et al. Tolerance and prospection of phytoremediator woody species of Cd, Pb, Cu and Cr. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v.19, p. 83-98, 2007.

ANDREAZZA, R. et al. Bacterial stimulation of copper phytoaccumulation by bioaugmentation with rhizosphere bacteria. **Chemosphere**, v. 81, p. 1149-1154, 2010.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 18 dez. 2014.

DELLAI, A. et al. Óleo de eucalipto e *Pisolithus microcarpus* no crescimento de bracinga em solo contaminado por cobre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 927-933, 2014.

DICKSON, A.; LEAF, A. L.; HOSNER, J. F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **The Forestry Chronicle**, v. 36, p. 10-13, 1960.

DOMÍNGUEZ, M. T. et al. Cadmium availability in soil and retention in oak roots: potential for phytostabilization. **Chemosphere**, v. 76, p. 480-486, 2009.

FERREIRA, D. F. **SISVAR - Sistema de análise de variância**. Versão 5.3. Lavras-MG: UFLA, 2011.

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

GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e Fertilização Florestal**, Piracicaba – SP, IPEF, 2005. 427p.

GUO, X. Y. et al. Toxicity and accumulation of copper and nickel in maize plants cropped on calcareous and acidic field soils. **Plant and Soil**, v. 333, p. 365–373, 2010.

HALL, J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 53, p. 1-11, 2002.

HUNT, G. A. Effect of styroblock design and cooper treatment on morphology of conifer seedlings. In: TARGET SEEDLING SYMPOSIUM, MEETING OF THE WESTERN FOREST NURSERY ASSOCIATIONS, GENERAL TECHNICAL REPORT RM-200, 1990, Roseburg. **Proceedings...** Fort Collins: United States Department of Agriculture, Forest Service, p. 218-222. 1990.

JENSEN, J. K. et al. The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 931-937, 2009.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. London, Boca Raton: CRC Press, 2011. 534p.

KUKKOLA, E.; RAUTIO, P.; HUTTUNEN, S. Stress indications in copper- and nickel-exposed Scots pine seedlings. **Environmental and Experimental Botany**, v. 43, p. 197-210, 2000.

KÜPPER, H.; KÜPPER, F.; SPILLER, M. Environmental relevance of heavy metal substituted chlorophylls using the example of water plants. **Journal of Experimental Botany** v. 47, p. 259–266, 1996.

LEQUEUX, H. et al. Response to copper excess in *Arabidopsis thaliana*: Impact on the root system architecture, hormone distribution, lignin accumulation and mineral profile. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 48, p. 673-682, 2010.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 5.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. v.1. 368p.

MACNAIR, M. R.; TILSTONE, G. H.; SMITH, S. E. The genetics of metal tolerance and accumulation in higher plants. In: TERRY, N.; BANUELOS, G. **Phytoremediation of contaminated soil and water**. Boca Raton, 2000. Cap.13, p.235-250.

MAGALHÃES, M. O. L. et al. Potencial de duas espécies de eucalipto na fitoestabilização de solo contaminado com zinco. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 42, p. 805-812, 2011.

MANHÃES, C. M. C. et al. Caracterização da fauna do solo e da serapilheira de leguminosas florestais em pastagem na região norte fluminense. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, p. 1220-1223, 2007.

MANN, S. S.; RITCHIE, G. S. P. The influence of pH on the forms of cadmium in four west Australian soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 31, p. 255-270, 1993.

MIYAZAWA, M. et al. Análise química de tecido vegetal. In: SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. Cap. 2, p.59-85.

PIVETA, G. et al. Superação de dormência na qualidade de sementes e mudas: influência na produção de *Senna multijuga* (L. C. Rich.) Irwin e Barneby. **Acta Amazonica**, vol. 40, p. 281-288, 2010.

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

QIAN, M.; LI, X.; e SHEN, Z. Adaptative copper tolerance in *Elsholtzia haichowensis* involves the production of Cu-induced thiol peptides. **Plant Growth Regulation**, v. 47 p. 65-73, 2005.

ROBINSON, B. et al. Phytoextraction: an assessment of biochemical and economic viability. **Plant and Soil**, v. 249, p. 117-125, 2003.

SBCS – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Valores de referência de elementos potencialmente tóxicos nos estados do Pará, Rondônia e Mato Grosso**. Viçosa, 2013. 44p. (Boletim Informativo SBCS).

SILVA, A. J. C.; CARPANEZZI, A. A.; LAVORANTI, O. J. Quebra de dormência de sementes de *Erythrina crista-galli*. **Boletim de Pesquisa Florestal**, n. 53, p. 65-78, 2006.

SILVA, R. F. et al. Efeito do cobre sobre o crescimento e qualidade de mudas de *Stryphnodendron polyphyllum* Mart. E *Cassia multijuga* Rich.. **Ciência Florestal**, v. 24, p. 717-725, 2014.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 5.ed. Porto Alegre: Artmed, 2013, 954 p.

TAVARES, S. R. de L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: Conceitos básicos e fundamentos**. Rio de Janeiro, RJ, 2013, 147p.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre-RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico de Solos, 5).

TENNANT, D. A. Test of a modified line intersect method of estimating root length. **Journal of Ecology**, v. 63, p. 995-1001, 1975.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3050 B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils**. Washington, 1996. 12p.

ZANCHETA, A. C. F. et al. Fitoextração de cobre por espécies de plantas cultivadas em solução nutritiva. **Bragantia**, v. 70, p. 737-744, 2011

WILKINS, D. A. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root grown. **The New Phytologist**, v. 80, p. 623-633, 1978.

YRUELA, I. Copper in plants: acquisition, transport and interactions. **Functional Plant Biology**, v. 36, p. 409-430, 2009.

YRUELA, I. Transition metals in plant photosynthesis. **Metallomics**, v. 5, p. 1090-1109, 2013.

4 CAPÍTULO II

Turfa e *Erythrina crista-galli* L. para fitorremediação de solo contaminado com cobre

4.1 Resumo

A fitorremediação é uma técnica que utiliza plantas, associada ou não com amenizantes de solo para a recuperação de áreas contaminadas. Desse modo, o objetivo do trabalho foi avaliar o uso de turfa e *Erythrina crista-galli* na fitorremediação de solo contaminado com cobre. O trabalho foi conduzido em casa de vegetação por 120 dias, utilizando delineamento experimental inteiramente casualizado em arranjo fatorial (2 x 6), com ausência e presença de turfa (200 mL L⁻¹ de solo) e seis doses de cobre no solo (0, 60, 120, 180, 240, 300 mg kg⁻¹), com seis repetições. Avaliou-se a altura das mudas, diâmetro do colo, massa seca radicular e aérea, os teores e a quantidade acumulada de cobre no sistema radicular e na parte aérea, os índices de qualidade de Dickson, de tolerância e de translocação. Os resultados demonstraram que a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo não é eficiente como amenizante da contaminação do solo com cobre, mas contribuiu no aumento dos parâmetros morfológicos das mudas de *Erythrina crista-galli*, que apresentou baixo potencial fitoextrator de cobre.

Palavras-chave: Espécie arbórea. Metal pesado. Corticeira-do-banhado. Descontaminação do solo.

4.2 Abstract

Phytoremediation is a technique that uses plants, associated or not with soil ameliorating for the recovery of contaminated areas. Thus, the aim of this study was to enable the use of peat and *Erythrina crista-galli* in phytoremediation of soil contaminated with copper. The study was conducted in a greenhouse for 120 days, using a completely randomized design in a factorial arrangement (2 x 6), with (200 mL L⁻¹ of soil) and without application of peat and six doses of copper in the soil (0, 60, 120, 180, 240, 300 mg kg⁻¹), with six repetitions. It was evaluated the plants height, stem diameter, root and shoot dry weight, the levels and the cumulative amount of copper in roots and shoots, Dickson quality index, tolerance index and

translocation index. The results demonstrated that the use of 200 mL of peat L⁻¹ of soil is not as efficient as ameliorating of soil contamination with copper, but contributes to increase the morphological parameters of the plants of *Erythrina crista-galli*. The species *Erythrina crista-galli* had low potential fitoextrator of copper.

Keywords: Arboreal species. Heavy metal. Corticeira-do-banhado. Soil decontamination.

4.3 Introdução

Devido à intensa e contínua utilização de metais pesados pela atividade antrópica, tem sido cada vez mais frequente a constatação de áreas contaminadas. Dentre os metais pesados, o cobre, quando em altas concentrações na solução do solo, pode ser tóxico aos microrganismos, plantas e animais, tornando-se um problema pertinente e motivo de intensa pesquisa (CAIRES et al., 2011; ANDREAZZA et al., 2013), sobretudo de técnicas para a recuperação destas áreas.

Uma técnica utilizada para a descontaminação de áreas contaminadas com metais pesados é a fitorremediação, que consiste na utilização de plantas para remover metais pesados do ambiente pela absorção, acumulação ou transformação do metal em sua biomassa vegetal (ANDREAZZA et al., 2013). O uso de plantas para a fitorremediação depende do objetivo proposto para a recuperação da área. Nesse sentido, para fitoextração de um contaminante são utilizadas plantas extratoras ou acumuladoras de metal e, no caso do cobre, com capacidade de acumular mais de 100 mg kg⁻¹ de massa seca (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). Enquanto, para a fitoestabilização, as plantas devem imobilizar os contaminantes por formação de compostos de baixa solubilidade na zona radicular, absorver e acumular na raiz, reduzindo a mobilidade para a parte aérea, tolerar concentrações elevadas de metais no solo, ser capaz de reduzir esses metais da parte aérea, restringindo-os aos tecidos radiculares (PILON-SMITS, 2005).

Resultados de estudos têm demonstrado o potencial de uso de algumas espécies vegetais (CAIRES et al., 2011; TAVARES et al., 2013). Marques et al., (2011) comentam que o Brasil apresenta grande potencial de uso da fitorremediação para a recuperação de áreas contaminadas, devido a grande biodiversidade e ao clima, que favorecem os processos biológicos no tratamento da contaminação. No entanto, ainda é restrita a relação de espécies arbóreas nativas que sejam efetivas para esse propósito, necessitando de estudos que

contemplem a classificação e seleção de espécies nativas capazes de tolerar e descontaminar áreas contaminadas. Neste contexto, a corticeira-do-banhado (*Erythrina crista-galli* L.) é uma espécie pioneira nativa representante da família Fabaceae que apresenta crescimento inicial moderado e com ampla distribuição geográfica (LORENZI, 2008), o que desperta o interesse para uso em plantios para recuperação de áreas contaminadas.

No entanto, quando a concentração de cobre na solução do solo é alta a ponto de reduzir o crescimento, ou até mesmo impossibilitar o estabelecimento das plantas, tem sido proposto o emprego de uma técnica mista, que utiliza plantas em associação com amenizantes (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

A utilização de materiais adsorventes e imobilizadores de metais pesados no solo são frequentemente empregados por reduzirem a concentração do metal e facilitarem a revegetação em áreas contaminadas (CLEMENTE et al., 2003; SANTOS e RODELLA, 2007). Dentre os materiais usados, destaca-se a matéria orgânica, que pode formar complexos insolúveis com metais pesados, tornando-os menos disponíveis às plantas, possibilitando o estabelecimento das mesmas em áreas cuja contaminação esteja muito elevada (SANTOS et al., 2011).

A turfa é um material orgânico natural, estabilizado e reconhecido por sua alta capacidade de troca iônica (JORGE et al., 2010). De acordo com Couillard (1994), a forte atração da turfa pela maioria dos cátions de metais em solução deve-se à elevada capacidade de complexação e formação das ligações químicas dos seus grupos funcionais polares oxigenados presentes em lignina e substâncias húmicas (álcoois, aldeídos, cetonas, carboxilas, hidróxidos fenólicos e éteres) da sua matéria orgânica. Considerando-se o potencial de utilização da turfa para este fim, este trabalho objetivou avaliar a turfa como amenizante de cobre no solo e o potencial da espécie *Erythrina crista-galli* para descontaminação de solo.

4.4 Material e métodos

O experimento foi conduzido em casa de vegetação climatizada, pertencente ao Colégio Agrícola de Frederico Westphalen, entre os meses de maio e setembro de 2014. O solo utilizado no experimento foi retirado de um barranco nas dependências da Universidade Federal de Santa Maria, *Campus* Frederico Westphalen (Latossolo Vermelho) e como fonte de matéria orgânica foi utilizada turfa Green[®], cuja análise química foi submetida à

metodologia proposta por Mann e Ritchie (1993) para o cobre solúvel (extrator KCl 0,005 mol L⁻¹) e de Tedesco et al., (1995) para os demais elementos (Tabela 1).

Tabela 1 – Análise química do solo utilizado para o desenvolvimento das mudas de *Erythrina crista-galli*. Frederico Westphalen, RS, 2015.

Substrato	pH-água 1:1	Ca+Mg ---- cmolc kg ⁻¹ ----	Al kg ⁻¹	H+AL ----	P ---- mg kg ⁻¹ ----	K	Cu _{solúvel}	M.O. ---- % ----	Argila
Solo	5,2	4,23	0,33	5,34	2,16	61,52	0,21	1,15	65,00
Solo+turfa*	5,3	15,21	0,21	6,11	43,28	368,53	0,14	4,38	57,00

*200 mL de turfa L⁻¹ de solo.

As unidades experimentais foram compostas por sacos plásticos de polietileno com capacidade volumétrica de 600 cm³, contendo uma muda. As sementes de corticeira-dobanhado (*Erythrina crista-galli* L.) foram fornecidas pelo Centro de Pesquisas Florestais da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), unidade de Santa Maria, RS. Para a superação da dormência tegumentar, as sementes permaneceram imersas por 30 minutos em ácido sulfúrico (padrão ACS). Posteriormente, as sementes foram lavadas em água corrente por aproximadamente um minuto (SILVA et al., 2006). A semeadura foi realizada em sementeiras e, ao apresentarem um par de folhas definitivas, as mudas foram transplantadas nas unidades experimentais.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em arranjo fatorial (2 x 6), sendo com ausência e presença de turfa (200 mL L⁻¹ de solo (v:v) e seis doses de cobre adicionadas ao solo (0, 60, 120, 180, 240, 300 mg kg⁻¹), com seis repetições. As doses de cobre foram aplicadas 30 dias antes do transplante das mudas na forma de solução de sulfato de cobre (CuSO₄.5H₂O), sendo diluídas em 50 mL de água para homogeneização no solo por agitação em saco plástico. Primeiramente, as doses de cobre foram misturadas em solo puro (sem turfa) permanecendo por 15 dias em repouso para estabilização antes da adição da turfa (200 mL L⁻¹ de solo). Após a adição de turfa, o solo ficou por mais 15 dias em repouso antes do transplante das mudas. Uma amostra do solo contaminado em cada tratamento foi separada para a determinação dos teores de cobre pseudo-totais, conforme metodologia 3050b descrita em USEPA (1996).

O experimento foi conduzido por 120 dias após o transplante das mudas. No decorrer deste período foram realizadas irrigações diárias, baseadas na pesagem de unidades

experimentais, mantendo-se a umidade a 80% da capacidade de campo. As fertilizações foram realizadas na base, aplicando-se o equivalente a 150 g de N, 700 g de P₂O₅ e 100 g de K₂O por m³ de solo e, de cobertura utilizando-se 20 g de N e 15 g de K₂O diluídos em 10 L de água. A aplicação em pós-semeadura foi realizada em três momentos: aos 30 dias após o transplante das mudas sendo aplicado N e K; aos 60 dias somente N; e aos 90 dias aplicando-se N e K, seguindo as recomendações de Gonçalves e Benedetti (2005). De forma a atender às exigências do delineamento, semanalmente foi realizado rodízio das unidades experimentais.

Ao final do experimento avaliou-se a altura da parte aérea (H), medida com régua graduada do colo das mudas até o ápice caulinar; diâmetro do colo (DC), medido com paquímetro digital, com precisão de 0,01 mm. Para a determinação da massa seca do sistema radicular (MSR) e da parte aérea (MSPA), ambas frações foram separadas na região do colo da muda e secos em estufa a 60±1°C até massa constante e, pesadas em balança analítica com precisão de 0,001. A massa seca total (MST) foi obtida pela soma da MSR com MSPA. Conforme metodologia de Tennant (1975) estimou-se área superficial específica (ASE) das raízes e de acordo com a Equação 1 determinou-se o índice de qualidade de Dickson (IQD) (DICKSON et al., 1960).

$$IQD = \frac{(MST)}{\left(\frac{H}{DC} + \frac{MSPA}{MSPR}\right)} \quad (1)$$

Após a pesagem da massa seca da raiz e parte aérea, o material foi moído em moinho tipo Wiley (peneira de malha de 10 mesh) para a determinação dos teores de cobre nos tecidos vegetais, através de digestão nítrico-perclórica (3:1) e determinação em espectrofotometria de absorção atômica, conforme Miyazawa et al., (2009).

Com base na MST, nos teores de cobre (mg kg⁻¹) do sistema radicular (CuR) e da parte aérea (CuPA), nas quantidades acumuladas de cobre (µg planta⁻¹) no sistema radicular (CuAR), na parte aérea (CuAPA) e no total das mudas (CuAT), na dose zero de cobre (d₀) e nas doses de 60 à 300 mg kg⁻¹ (d_n), foi calculado o índice de tolerância (I_{tol}), conforme Equação 2, que mede a habilidade das mudas crescerem em ambientes com elevada concentração de metal (WILKINS, 1978) e o índice de translocação (I_{tra}), através da Equação 3, que corresponde à porcentagem total absorvida de cobre que foi transportado para a parte aérea (ABICHEQUER e BOHNEN, 1998).

$$I_{tol} = \frac{MST_{d_n}}{MST_{d_0}} * 100 \quad (2)$$

$$Itra = \frac{CuAPA_{dn}}{CuAT_{dn}} * 100 \quad (3)$$

Os resultados foram submetidos à análise de variância e quando apresentaram interação significativa foram submetidos à análise de regressão do fator quantitativo dentro de cada nível do fator qualitativo. Para os parâmetros sem interação significativa, foram desdobrados os efeitos simples, sendo as médias do fator qualitativo comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro e as médias do fator quantitativo submetido à análise de regressão polinomial pelo programa SISVAR (FERREIRA, 2011).

4.5 Resultados e discussão

Os teores pseudo-totais de cobre no solo não foram afetados significativamente com a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ (Figura 1). Contudo, com base nos valores orientados pela resolução nº 420 (CONAMA, 2009), os teores pseudo-totais de cobre no solo obtidos neste trabalho a partir das doses de cobre adicionadas estão acima do valor máximo de investigação permitido em solos agrícolas, que é de 200 mg kg⁻¹. Huguen et al., (2013), observaram grandes variações de cobre em solos do Estado de Santa Catarina, sendo encontrado teores médios entre 0,3 e 213,3 mg kg⁻¹ de solo. Dessa forma, o teor natural do solo do presente estudo está dentro dos valores encontrados por Huguen et al., (2013). No entanto, ressalta-se que o solo utilizado apresenta originalmente valores próximos ao limite permitido para solos agrícolas pela referida resolução, o que reforça a sugestão de Tavares (2013), quando menciona que os valores de referência de qualidade devem ser definidos em cada Estado brasileiro, em decorrência da variação dos teores naturais de cobre nos solos.

A análise da variância revelou interação significativa ($p \leq 0,05$) entre as doses de turfa e as de cobre adicionadas ao solo para o diâmetro do colo, massa seca da parte aérea, teor de cobre e cobre acumulado no sistema radicular e parte aérea e para o índice de translocação das mudas de *E. crista-galli*.

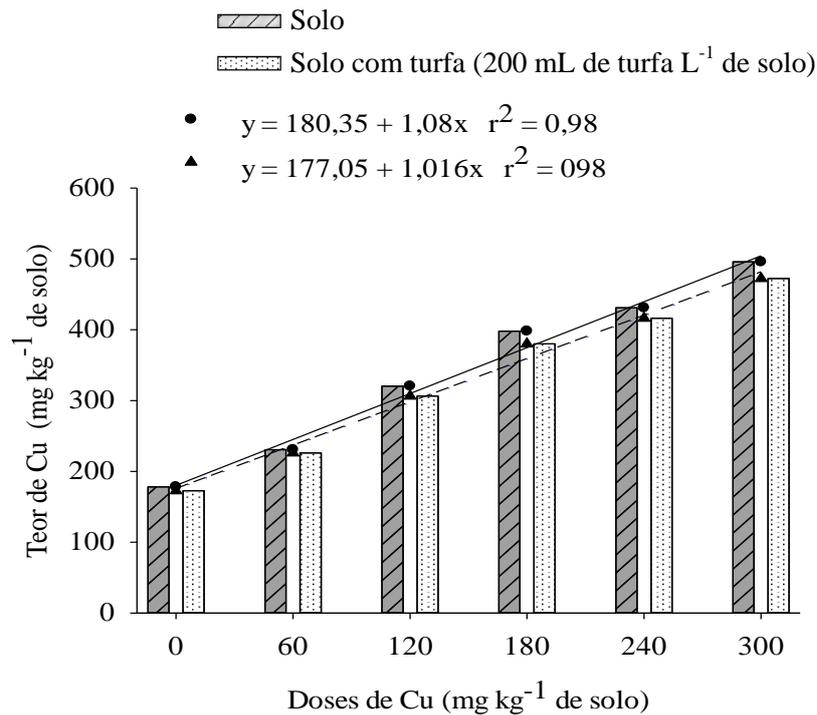


Figura 1 – Teores iniciais de cobre (pseudo-totais) no solo em função das doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo).

A utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo proporcionou aumento significativo no diâmetro do colo das mudas de *E. crista-galli* quando comparado com as mudas desenvolvidas em solo sem turfa, principalmente na dose zero de cobre (Figura 2A). Quando utilizado 200 mL de turfa L⁻¹ de solo, as doses de cobre reduziram linearmente o diâmetro do colo. No entanto, na ausência de turfa as doses de cobre inicialmente estimularam o diâmetro do colo ($y = 6,331 + 0,028x - 0,0001x^2$, com $r^2 = 0,47$). Dellai et al., (2014) observaram redução linear para o diâmetro do colo em mudas *Mimosa scabrella* (Benth) com a aplicação de doses de cobre no solo. Entretanto, Silva et al., (2011) trabalhando com a *Schinus terebinthifolius* (Raddi), não observaram diferença significativa para este parâmetro morfológica com a elevação das doses de cobre no solo. Portanto, embora tenha evidenciado variação no efeito do cobre sobre o diâmetro do colo para algumas espécies arbóreas, fica evidente neste trabalho, o efeito estimulante da turfa no diâmetro do colo das mudas de *E. crista-galli*.

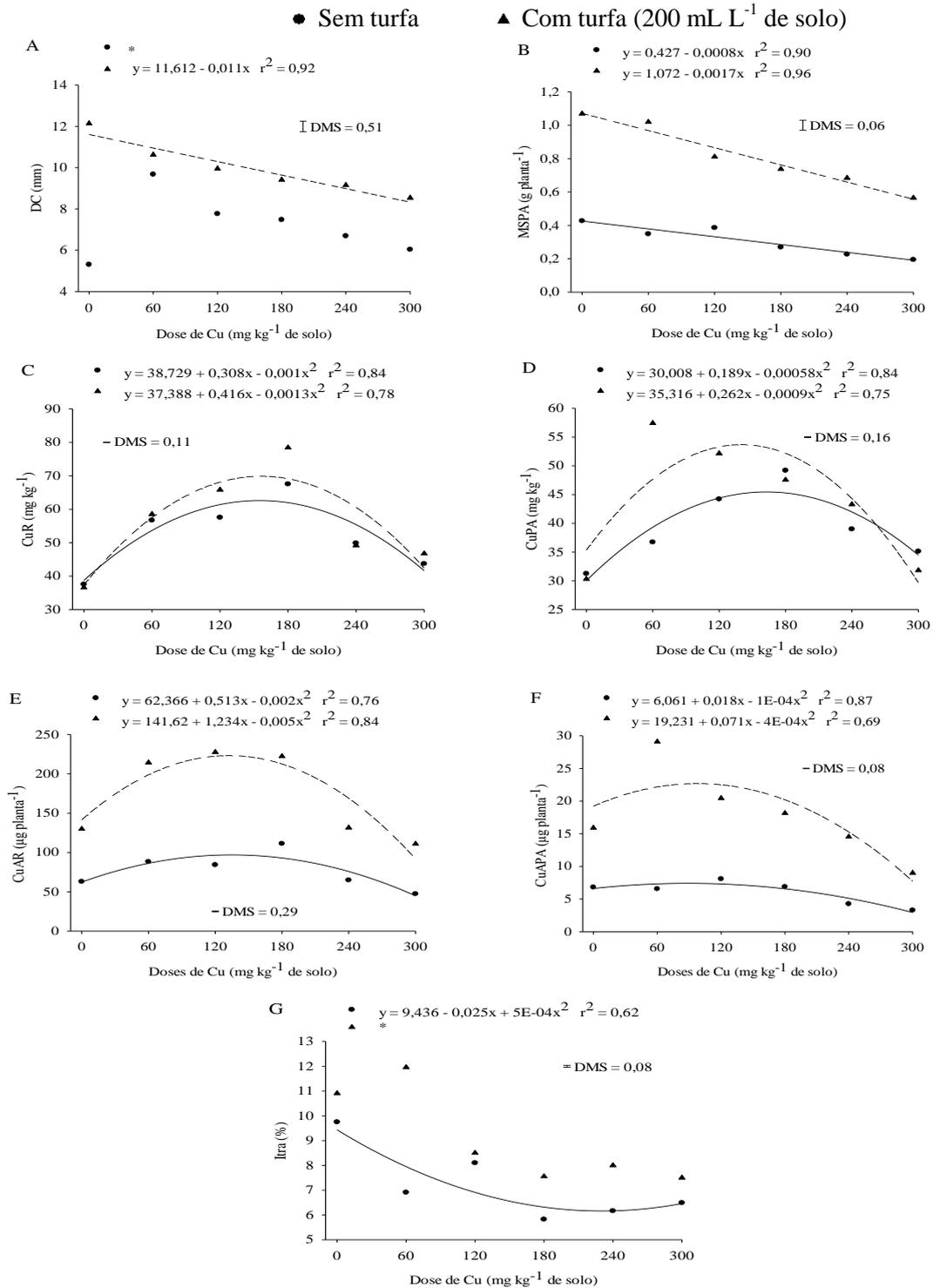


Figura 2 – Equações de regressão para diâmetro do colo - DC (A), massa seca da parte aérea - MSPA (B), teor de cobre na raiz - CuR (C) e parte aérea - CuPA (D), cobre acumulado na raiz - CuAR (E) e na parte aérea - CuAPA (F) e índice de translocação - Itra (G) em mudas de *Erythrina crista-galli* submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 2015. *Somente equações de regressão com $r^2 > 0,60$ foram apresentadas. DMS = diferença mínima significativa.

A massa seca da parte aérea foi reduzida linearmente com as doses de cobre para ambos os tratamentos (com e sem turfa) sendo estatisticamente maior com a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo, quando comparado com as mudas desenvolvidas em solo sem turfa (Figura 2B). Plantas submetidas a doses elevadas de cobre podem apresentar desfolhamento precoce, necrose das folhas e redução drástica na atividade fotossintética, reduzindo o crescimento da parte aérea e consequentemente a produção de matéria seca (SANTOS et al., 2004; BELLION et al., 2006). Embora não tenha sido observada necrose e nem desfolhamento das mudas neste estudo, a massa seca da parte aérea foi influenciada negativamente com a elevação das doses de cobre no solo, porém com menor efeito nas plantas cultivadas no solo sem turfa.

Os teores de cobre no sistema radicular e na parte aérea foram estatisticamente superiores com a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo em todas as doses de cobre aplicadas ao solo, exceto na dose de 300 mg de Cu kg⁻¹ de solo, em que o teor deste metal na parte aérea das mudas foi significativamente maior em solo com ausência de turfa (Figura 2C; D). De acordo com Kumpiene et al., (2008), a matéria orgânica compete pelos metais com os sítios de troca dos óxidos, reduzindo a acumulação desses nos vegetais, apresentando efeito amenizante de toxicidade de cobre. O efeito dos amenizantes é a conversão de frações solúveis e trocáveis dos metais em formas mais estáveis (menos lábeis), diminuindo a biodisponibilidade e a toxicidade às plantas (MENCH et al., 1999). Segundo Ernani (2008), isso ocorre porque a fração húmica da matéria orgânica possui alta capacidade de reagir com metais. No entanto, este efeito não foi observado no presente trabalho, em que a utilização de turfa teve efeito contrário do esperado, que era a redução dos teores na planta. Na literatura encontram-se resultados eficientes da turfa como amenizante de solo (BROWN et al., 2000; SANTOS e RODELLA, 2007), mas também ineficiência como amenizante de solo contaminado (JORGE et al., 2010; GABOS et al., 2011). Dessa forma, embora se tenha evidenciado efeito estimulante da turfa nos parâmetros morfológicos estudados, este resultado parece não ocorrer pela ação da turfa como um material amenizante de toxicidade de cobre.

O cobre acumulado no sistema radicular e na parte aérea foi significativamente maior com a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo (Figura 2E; F). Observou-se que o máximo acúmulo de cobre nas raízes foi de aproximadamente 95 e 218 µg planta⁻¹ (Figura 2E), enquanto na parte aérea foi de 7 e 22 µg planta⁻¹ (Figura 2F), respectivamente sem e com turfa. Possivelmente o aumento de cobre acumulado nas plantas, quando utilizada turfa, se deve a maior produção de massa seca do sistema radicular (Tabela 2) e da parte aérea (Figura 2B). González et al., (2014) ao usar como fonte de matéria orgânica um composto orgânico

para amenizar o efeito tóxico do cobre observaram maior produção de matéria seca e também maior absorção destes metais pelas plantas de *Oenothera picensi* Phil. Estes resultados podem ser justificados devido a melhora das características químicas, físicas e biológicas que a matéria orgânica causa no solo (COSTA et al., 2013), o que proporciona maior desenvolvimento das plantas. Dessa forma, a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo no presente trabalho não teve uma resposta amenizante, mas proporcionou aumento dos parâmetros morfológicos das mudas de *E. crista-galli*.

A translocação de cobre nas mudas de *E. crista-galli* foi estatisticamente maior com a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹, quando comparado ao solo sem turfa (Figura 2G). Observou-se que menos de 12% do total absorvido de cobre foi transportado para a parte aérea quando utilizado turfa e menos de 10% na ausência de turfa no solo. Segundo Kabata-Pendias (2011), isso ocorre porque o cobre está fortemente ligado às paredes celulares das raízes, não sendo prontamente móvel na planta. Para Pulford e Watson (2003), a regulação da absorção de metais pesados no sistema radicular e a baixa translocação para a parte aérea são considerados mecanismos pelos quais o sistema radicular pode contribuir para a tolerância de espécies a metais pesados.

Não houve interação significativa ($p > 0,05$) entre os fatores de variação turfa e doses de cobre aplicadas no solo para a altura, massa seca radicular, área superficial específica, índice de qualidade de Dickson e índice de tolerância nas mudas de *E. crista-galli* (Figura 3; Tabela 2).

A utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo possibilitou significativamente maior altura, massa seca radicular, área superficial específica e índice de qualidade de Dickson e, sem efeito significativo para o índice de tolerância das mudas de *E. crista-galli* (Tabela 2). Dessa forma, é possível inferir que a utilização de turfa teve efeito estimulante e não de redução na absorção de cobre pelas mudas (Figura 1C, D). Nesse sentido, o aumento nos teores de alguns nutrientes essenciais ao crescimento das mudas pode ser obtido com a utilização da turfa (Tabela 1). Associado a isto, é possível que a turfa tenha melhorado as características físicas do solo utilizado (FRANCHI et al., 2003), favorecendo o maior desenvolvimento dos parâmetros morfológicos estudados.

Tabela 2 – Altura das mudas (H), massa seca radicular (MSR), área superficial específica (ASE), índice de qualidade de Dickson (IQD) e índice de tolerância (Itol) em mudas de *Erythrina crista-galli* submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 2015.

Substrato	H (cm)	MSR (g planta ⁻¹)	ASE (cm ²)	IQD	Itol (%)
Solo	8,51* b	1,45 b	72,65 b	1,26 b	81,73 a
Solo+turfa**	11,06 a	3,09 a	92,02 a	2,85 a	93,49 a
CV (%)	9,45	22,20	18,48	25,68	20,74

* Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. ** 200 mL L⁻¹ de solo. CV - coeficiente de variação.

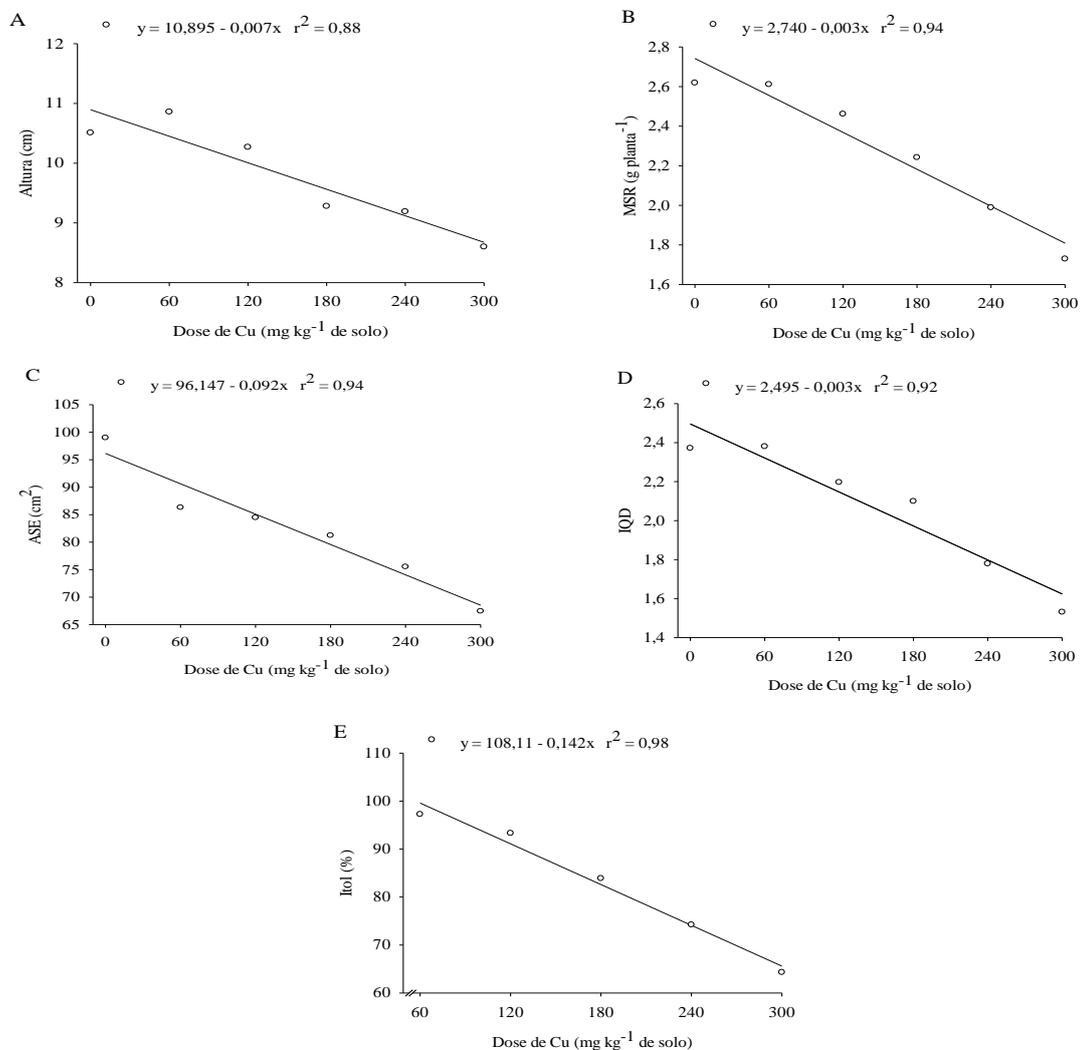


Figura 3 – Altura das mudas (H), massa seca radicular (MSR), área superficial específica (ASE), índice de qualidade de Dickson (IQD) e índice de tolerância (Itol) em mudas de *Erythrina crista-galli* submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 2015.

A altura das mudas de *E. crista-galli* foi linearmente reduzida com as doses de cobre aplicadas no solo, sendo 19,27% menor com 300 mg de Cu kg⁻¹ de solo, quando comparado com a dose zero (Figura 3A). Provavelmente as doses elevadas de cobre no solo tenham afetado a cadeia transportadora de elétrons do fotossistema I, como mencionam Taiz e Zeiger (2013), reduzindo a produção de fotoassimilados pelas mudas e diminuindo significativamente o crescimento apical. Este resultado indica que, mesmo a baixa translocação de cobre para a parte aérea (Figura 2G), tenha sido suficiente para reduzir o crescimento em altura das mudas de *E. crista-galli*.

A massa seca radicular e a área superficial específica foram reduzidas linearmente com as doses de cobre no solo, com redução de 32,85% da massa seca da parte radicular e de 28,71% na área superficial específica, ambas na dose de 300 mg de Cu kg⁻¹ de solo, em relação as mudas produzidas sem aplicação de cobre (Figura 3B; C). A toxidez de cobre no sistema radicular se expressa, sobretudo, na ausência de formação de raízes e escurecimento destas e, conseqüentemente, redução da capacidade de absorção de água e nutrientes essenciais ao crescimento da planta (PANOU-FILOTHEU et al., 2001; TAIZ e ZEIGER, 2013). Estes resultados corroboram com os de Silva et al., (2011); Silva et al., (2014); Dellai et al., (2014), que também observaram redução do sistema radicular com doses elevadas de cobre no solo em espécies arbóreas nativas. Dessa forma, é possível inferir que um dos primeiros efeitos de altos teores de cobre no solo, para algumas espécies arbóreas nativas, é a redução do sistema radicular.

A elevação das doses de cobre no solo também influenciou negativamente o índice de qualidade de Dickson (IQD) das mudas de *E. crista-galli*, sendo 36,07% menor na dose 300 mg de Cu kg⁻¹ de solo quando comparado ao tratamento sem aplicação do metal (Figura 3D). Assim, como observado para várias espécies arbóreas [*Luehea divaricata* (Mart. e Zucc.) (SILVA et al., 2011), *Ateleia glazioviana* (Bail.) (SILVA et al., 2012), *Mimosa scabrella* (Benth) (DELLAI et al., 2014)], doses elevadas de cobre no solo causam desequilíbrio no crescimento das plantas, o que influencia a qualidade das mudas, uma vez que para o cálculo do IQD são considerados parâmetros morfológicos (altura, massa seca e diâmetro do colo) que expressam a robustez da muda.

O índice de tolerância para a massa seca total das mudas de *E. crista-galli*, foi decrescente com o aumento das doses de cobre ao solo (Figura 3E). Mesmo com a utilização de 60 mg de Cu kg⁻¹ de solo, a produção de matéria seca total foi menor que o das mudas produzidas em solo sem a contaminação (Itol < 100%). Dessa forma, é possível inferir, que a

espécie *E. crista-galli* não se apresentou como espécie tolerante as doses de cobre utilizadas no estudo.

De forma geral, a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ não evidenciou amenização da contaminação de cobre. No entanto, proporcionou aumento significativo no teor e no cobre acumulado nos tecidos e efeito estimulante nos parâmetros morfológicos das mudas de *E. crista-galli*. Quanto à escolha desta espécie arbórea, constatou-se baixa capacidade remediadora (fitoextração) se comparada com resultados de trabalhos com outras espécies (WANG et al., 2008; ANDREAZZA et al., 2010; CAIRES et al., 2011). Além disso, as doses de cobre aplicadas no solo reduziram significativamente os parâmetros morfológicos e a tolerância das mudas.

4.6 Conclusões

A utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo não é eficiente como amenizante de solo contaminado com cobre, porém aumenta o incremento das mudas de *Erythrina crista-galli*.

Mudas de *Erythrina crista-galli* apresentam capacidade de acúmulo de cobre nas raízes, com exclusão do metal na parte aérea.

A espécie *Erythrina crista-galli* apresentou baixo potencial fitoextrator de cobre presente no solo.

4.7 Referências bibliográficas

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

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. **Contaminação química e biorremediação do solo**. In: NOVAES, R. F.; ALVAREZ, V. H. V.; SCHAEFER, C. E. G. R. Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: SBCS, 2000. Cap.10, 299-352p.

ANDREAZZA, R. et al. Biorremediação de áreas contaminadas com cobre. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 36, p. 127-136, 2013.

ANDREAZZA, R. et al. Bacterial stimulation of copper phytoaccumulation by bioaugmentation with rhizosphere bacteria. **Chemosphere**, v. 81, p. 1149-1154, 2010.

BELLION, M. et al. Extracellular and cellular mechanisms sustaining metal tolerance in ectomycorrhizal fungi. **FEMS Microbiology Letters**, Oxford, UK, v. 254, p. 173-181, 2006.

- BROWN, P. A.; GILL, S. A.; ALLEN, S. J. Metal removal from wastewater using peat. **Water Research**, v. 34, p. 3907–3916, 2000.
- CAIRES, S. M. et al. Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore**, v. 35, p. 1181-1188, 2011.
- CLEMENTE, R. et al. Heavy metal bioavailability in a soil affected by mineral sulphides contamination following the mine spillage at Aznalcollar (Spain). **Biodegradation**, v, 14, p. 199-205, 2003.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 18 dez. 2014.
- COSTA, E. M.; SILVA, H. F.; RIBEIRO, P. R. A. Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, p. 1842-1860, 2013.
- COUILLARD, D. The use of peat in wastewater treatment: a review. **Water Research**, v. 28, p. 1261-1274, 1994.
- DELLAI, A. ***Pisolithus microcarpus* e óleo essencial em três espécies nativas em solo contaminado com cobre**. 2014. 63 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, 2014.
- DELLAI, A. et al. Óleo de eucalipto e *Pisolithus microcarpus* no crescimento de bracinga em solo contaminado por cobre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 927-933, 2014.
- DICKSON, A.; LEAF, A. L.; HOSNER, J. F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **The Forestry Chronicle**, v. 36, p. 10-13, 1960.
- ERNANI, P. R. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes**. Lages: UDESC, 2008, 230p.
- FERREIRA, D. F. **SISVAR - Sistema de análise de variância**. Versão 5.3. Lavras-MG: UFLA, 2011.
- FRANCHI, J. G.; SIGOLO, J. B.; LIMA, J. R. B. Turfa utilizada na recuperação ambiental de áreas mineradas – metodologia para avaliação laboratorial. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 33, p. 225-262, 2003.
- GABOS, M. B. et al. Uso da matéria orgânica como mitigadora de solo multicontaminado e do girassol como fitoextratora. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1298-1306, 2011.
- GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e Fertilização Florestal**, Piracicaba – SP, IPEF, 2005. 427p.

- GONZÁLEZ, I. et al. Effect of compost and biodegradable chelate addition on phytoextraction of copper by *Oenothera picensis* grown in Cu-contaminated acid soils. **Chemosphere**, v. 95, p. 111–115, 2014.
- HUGEN, C. et al. Teores de Cu e Zn em perfis de solos de diferentes litologias em Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 622–628, 2013.
- JORGE, R. A. B. et al. Torta de filtro e turfa na mitigação de solo contaminado com resíduo de sucata rico em boro. **Bragantia**, v. 69, p. 467-476, 2010.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. London, Boca Raton: CRC Press, 2011. 534p.
- KUMPIENE, J.; LAGERKVIST, A.; MAURICE, C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. **Waste Management**, v. 28, p. 215–225, 2008.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 5.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. v.1. 368p.
- MANN, S. S.; RITCHIE, G. S. P. The influence of pH on the forms of cadmium in four west Australian soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 31, p. 255-270, 1993.
- MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J. J. L. S. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. vol. 35, p. 1-11, 2011.
- MENCH, M. et al. Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments. In: VANGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S. D. (E.d). **Metal contaminated soils**. Berlin: Spring, pp. 151-1852. 1999.
- MIYAZAWA, M. et al. Análise química de tecido vegetal. In: SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. Cap. 2, p.59-85.
- PANOU-FILOTHEU, H. BOSABALIDIS, A. M.; KARATAGLIS, S. Effectes of copper toxicity on leaves of oregano (*Origanum vulgare* subsp. *Hirtum*). **Annals of Botany**. v. 88, p. 207-214, 2001.
- PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, v. 56, p. 15-39, 2005.
- PULFORD, I. D.; WATSON, C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees a review. **Environment International**, v. 29, p. 529-540, 2003.
- SANTOS, D. H. et al. Qualidade tecnológica da cana-de-açúcar sob adubação com torta de filtro enriquecida com fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 443-449, 2011.

SANTOS, G. C. G.; RODELLA, A. A. Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de *Brassica juncea*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 793-804, 2007.

SANTOS, H. P. et al. **Comportamento fisiológico de plantas de aveia (*Avena strigosa*) em solos com excesso de cobre**. Bento Gonçalves: EMBRAPA Uva e vinho, 2004. 10 p. (Comunicado Técnico n. 49).

SILVA, F. R. et al. Influência da contaminação do solo por cobre no crescimento e qualidade de mudas de Açoita-Cavalo (*Luehea divaricata* Mart. e Zucc.) e Aroeira-Vermelha (*Schinus therebinthifolius* Raddi). **Revista Ciência Florestal**, v. 21, p. 111-118, 2011.

SILVA, A. J. C.; CARPANEZZI, A. A.; LAVORANTI, O. J. Quebra de dormência de sementes de *Erythrina crista-galli*. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, p.65-78, 2006.

SILVA, R. F. et al. Efeito do cobre sobre o crescimento e qualidade de mudas de *Stryphnodendron polyphyllum* Mart. e *Cassia multijuga* Rich. **Ciência Florestal**, v. 24, p. 717-725, 2014.

SILVA, R. F. et al. Crescimento e qualidade de mudas de timbó e dedaleiro cultivadas em solo contaminado por cobre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 881-886, 2012.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 5.ed. Porto Alegre: Artmed, 2013. 954 p.

TAVARES, S. R. L.; OLIVEIRA, S. A.; SALGADO, C. M. Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados. **Holos**, v. 5, p. 80-97, 2013.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre-RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico de Solos, 5).

TENNANT, D. A. Test of a modified line intersect method of estimating root length. **Journal of Ecology**, v. 63, p. 995-1001, 1975.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3050 B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils**. Washington, 1996. 12p.

WANG, Y. P. et al. Assessment of microbial activity and bacterial community composition in the rhizosphere of a copper accumulator and a non-accumulator. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 1167-1177, 2008.

WILKINS, D. A. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root grown. **The New Phytologist**, v. 80, p. 623-633, 1978.

5 CAPÍTULO III

Turfa como amenizante de solo contaminado com cobre e *Senna multijuga* (Rich.) H. S. Irwin e Barneby como espécie fitorremediadora

5.1 Resumo

A fitorremediação é uma técnica que utiliza plantas, associadas, ou não, com amenizantes de solo para a recuperação de áreas contaminadas. Desse modo, o objetivo do trabalho foi avaliar a turfa como amenizante de cobre no solo e o potencial da *Senna multijuga* como espécie fitorremediadora. O trabalho foi conduzido em casa de vegetação por 120 dias, utilizando delineamento experimental inteiramente casualizado em arranjo fatorial (2 x 6), sendo com ausência e presença de turfa (200 mL L⁻¹ de solo) e seis doses de cobre adicionadas ao solo (0, 60, 120, 180, 240, 300 mg kg⁻¹), com seis repetições. Avaliou-se a altura das mudas, diâmetro do colo, massa seca radicular e aérea, os teores e a quantidade acumulada de cobre no sistema radicular e na parte aérea, os índices de qualidade de Dickson, de tolerância e de translocação. Os resultados demonstraram que a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo não é eficiente como amenizante da contaminação do solo com cobre, mas comportou-se como um condicionador do solo, aumentando os parâmetros morfológicos e a tolerância das mudas de *Senna multijuga*. A espécie *Senna multijuga* apresentou baixo potencial fitoextrator de cobre.

Palavras-chave: Espécie arbórea. Metal pesado. Pau-cigarra. Descontaminação do solo.

5.2 Abstract

Phytoremediation is a technique that uses plants, associated or not with soil ameliorating for the recovery of contaminated areas. Thus, the aim of this study was to evaluate the peat as ameliorating of copper in the soil and the potential of *Senna multijuga* as phytoremediation species. The work was conducted in a greenhouse for 120 days, using a completely randomized design in a factorial arrangement (2 x 6), with the absence and presence of peat (200 mL L⁻¹ of soil) and six copper doses added to the soil (0, 60, 120, 180, 240, 300 mg kg⁻¹) with six repetitions. It was evaluated the plants height, stem diameter, root and shoot dry

weight, the levels and the cumulative amount of copper in roots and shoots, Dickson quality index, tolerance index and translocation index. The results demonstrated that the use of 200 mL of peat L⁻¹ of soil is not as efficient as ameliorating of soil contamination with copper, but behaved as a soil conditioner, increasing the morphologic parameters and the tolerance of the plants of *Senna multijuga*. The species *Senna multijuga* presented low potential fitoextrator of copper.

Keywords: Arboreal species. Heavy metal. Pau-cigarra. Soil decontamination.

5.3 Introdução

As atividades antrópicas têm promovido impactos sobre ecossistemas, principalmente em decorrência da geração de resíduos potencialmente tóxicos ao ambiente (ENGIN et al., 2010). Dentre os elementos inorgânicos, o cobre, quando em altas concentrações, é um dos principais metais pesados poluentes do solo (ANDREAZZA et al., 2010). Segundo a resolução nº 420 (CONAMA, 2009), concentrações de cobre em solos agrícolas de 200 mg kg⁻¹ indicam o limite de contaminação acima do qual existe risco à saúde humana, sendo cada vez mais frequente a constatação de áreas contaminadas (FEAM, 2013; CETESB, 2013). Isto reforça a necessidade de estudos referentes à recuperação destas áreas.

No que se refere às formas *in situ* de recuperar uma área contaminada por metais, a fitorremediação é uma das técnicas mais estudadas na atualidade (COUTINHO e BARBOSA, 2007). Esta técnica consiste no uso de plantas, associada ou não com amenizantes de solo para a descontaminação de solos, principalmente com metais pesados e poluentes orgânicos, reduzindo seus teores a níveis seguros à saúde humana, além de contribuir nas características físicas, químicas e biológicas destas áreas (SANTOS e RODELLA, 2007; TAVARES, 2013).

O uso de plantas para a fitorremediação depende do objetivo proposto para a recuperação da área contaminada. Nesse sentido, para fitoextração de um contaminante é recomendada a utilização de plantas extratoras ou acumuladoras de metal com capacidade de acúmulo para o cobre maior que 100 mg kg⁻¹ (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). Contudo se o objetivo é a fitoestabilização, Pilon-Smits (2005) menciona que as plantas devem imobilizar os contaminantes, absorver e acumular na raiz, reduzindo a mobilidade destes para a parte aérea.

O uso de espécies arbóreas é uma estratégia importante para a recuperação de áreas contaminadas com metais, pois pode contribuir para a imobilização de grandes quantidades de metais absorvidos em seus tecidos, devido ao longo ciclo de vida e a grande produção de biomassa (DOMÍNGUEZ et al., 2009; JENSEN et al., 2009). O pau-cigarra (*Senna multijuga* (Rich.) H. S. Irwin e Barneby) é uma espécie pioneira representante da família Fabaceae que apresenta crescimento inicial rápido (LORENZI, 2008) o que é um requisito para recuperação de áreas contaminadas.

Contudo, quando ocorrem altas concentrações de contaminantes no solo, a fitorremediação é limitada em razão da dificuldade de estabelecimento da vegetação. Nestes casos, é recomendável, primeiramente, estabilizar o contaminante, reduzindo-o a um nível mais tolerável às plantas (COUTINHO e BARBOSA, 2007; GABOS et al., 2011). Como forma de estabilização, pode-se destacar a matéria orgânica, que é citada por diversos autores como a principal ligante para metais pesados (KHAI et al., 2008; LEE et al., 2008; JORGE et al., 2010), tornando-os menos disponíveis às plantas e, assim, possibilitando o cultivo de plantas em áreas cuja contaminação esteja muito elevada (RIBEIRO FILHO et al., 2001).

Entre as fontes de matéria orgânica passíveis de serem utilizadas como amenizantes de solo contaminado por cobre, Franchi et al., (2003) relatam que a turfa apresenta-se como um material orgânico promissor, pois é amplamente disponível em todo o território nacional, de baixo custo e naturalmente rica em substâncias húmicas, que do ponto de vista físico-químico, são responsáveis pela elevada capacidade de adsorção de metais. Entretanto, depre-se com uma carência de informações acerca do efeito da adição de turfa como amenizante de solo contaminado por cobre, assim como o potencial de descontaminação de espécies arbóreas nativas. Desse modo, o objetivo do trabalho foi avaliar a turfa como amenizante de cobre no solo e o potencial da *Senna multijuga* para descontaminação.

5.4 Material e métodos

O experimento foi conduzido em casa de vegetação climatizada pertencente ao Colégio Agrícola de Frederico Westphalen, entre os meses de maio e setembro de 2014. O solo utilizado no experimento foi retirado de um barranco nas dependências da Universidade Federal de Santa Maria, *Campus* Frederico Westphalen (Latosolo Vermelho) e como fonte de matéria orgânica foi utilizado turfa Green[®], cuja análise química está apresentada na

Tabela 1 conforme metodologia 3050b descrita em USEPA (1996) para o cobre pseudo-total e de Tedesco et al., (1995) para os demais elementos.

Tabela 1 – Análise química do solo utilizado para o desenvolvimento das mudas de *Senna multijuga*. Frederico Westphalen, RS, 2015.

Substrato	pH-água 1:1	Ca+Mg ---- cmolc kg ⁻¹ ----	Al	H+AL ----	P ---- mg kg ⁻¹ ----	K	Cu	M.O. ---- % ----	Argila
Solo	5,2	4,23	0,33	5,34	2,16	61,52	178,11	1,15	65,00
Solo+turfa*	5,3	15,21	0,21	6,11	43,28	368,53	162,67	4,38	57,00

*200 mL de turfa L⁻¹ de solo.

As unidades experimentais foram compostas por sacos plásticos de polietileno com capacidade volumétrica de 600 cm³, contendo uma muda. As sementes de pau-cigarra (*Senna multijuga* (Rich.) H. S. Irwin e Barneby) foram fornecidas pelo Centro de Pesquisas Florestais da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), unidade de Santa Maria, RS. Para a superação da dormência tegumentar, as sementes permaneceram imersas por 15 minutos em ácido sulfúrico (padrão ACS). Posteriormente, as sementes foram lavadas em água corrente por aproximadamente um minuto (PIVETA et al., 2010). A semeadura foi realizada em sementeiras e, ao apresentarem um par de folhas definitivas, as mudas foram transplantadas nas unidades experimentais.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em arranjo fatorial (2 x 6), sendo com ausência e presença de turfa (200 mL L⁻¹ de solo (v:v) e seis doses de cobre adicionadas ao solo (0, 60, 120, 180, 240, 300 mg kg⁻¹), com seis repetições. As doses de cobre foram aplicadas 30 dias antes do transplante das mudas na forma de solução de sulfato de cobre (CuSO₄.5H₂O), sendo diluídas em 50 mL de água para homogeneização no solo por agitação em saco plástico. Primeiramente, as doses de cobre foram misturadas em solo puro (sem turfa) permanecendo por 15 dias em repouso para estabilização antes da adição da turfa (200 mL L⁻¹ de solo). Após a adição de turfa, o solo ficou por mais 15 dias em repouso antes do transplante das mudas. Uma amostra do solo contaminado em cada tratamento foi separada para a determinação dos teores de cobre solúvel e cobre ligado a matéria orgânica, conforme descrito por Mann e Ritchie (1993).

O experimento foi conduzido por 120 dias após o transplante das mudas. No decorrer deste período foram realizadas irrigações diárias, baseadas na pesagem de unidades

experimentais, mantendo-se a umidade a aproximadamente 80% da capacidade de campo. As fertilizações foram realizadas na base, aplicando-se o equivalente a 150 g de N, 700 g de P₂O₅ e 100 g de K₂O por m³ de solo, e de cobertura utilizando-se 20 g de N e 15 g de K₂O diluídos em 10 L de água. A aplicação em pós-semeadura foi realizada em três momentos: aos 30 dias após o transplante das mudas sendo aplicado N e K; aos 60 dias somente N; e aos 90 dias aplicando-se N e K, seguindo as recomendações de Gonçalves e Benedetti (2005). De forma a atender às exigências do delineamento, semanalmente foi realizado rodízio das unidades experimentais.

Ao final do experimento avaliou-se a altura da parte aérea (H), medida com régua graduada do colo das mudas até o ápice caulinar; diâmetro do colo (DC), medido com paquímetro digital, com precisão de 0,01 mm. Para a determinação da massa seca do sistema radicular (MSR) e da parte aérea (MSPA), ambas frações foram separadas na região do colo da muda e secos em estufa a 60±1°C até massa constante, e pesadas em balança analítica com precisão de 0,001. A massa seca total (MST) foi obtida pela soma da MSR com MSPA. Conforme metodologia de Tennant (1975) estimou-se área superficial específica (ASE) das raízes e de acordo com a Equação 1 determinou-se o índice de qualidade de Dickson (IQD) (DICKSON et al., 1960).

$$IQD = \frac{(MST)}{\left(\frac{H}{DC} + \frac{MSPA}{MSPR}\right)} \quad (1)$$

Após a pesagem da massa seca da raiz e parte aérea, o material foi moído em moinho tipo Wiley (peneira de malha de 10 mesh) para a determinação dos teores de cobre nos tecidos vegetais, através de digestão nítrico-perclórica (3:1) e determinação em espectrofotometria de absorção atômica, conforme descrito por Miyazawa et al., (2009).

Com base na MST, nos teores de cobre (mg kg⁻¹) do sistema radicular (CuR) e da parte aérea (CuPA), nas quantidades acumuladas de cobre (µg planta⁻¹) no sistema radicular (CuAR), na parte aérea (CuAPA) e no total das mudas (CuAT), na dose zero de cobre (d₀) e nas doses de 60 à 300 mg kg⁻¹ (d_n), foi calculado o índice de tolerância (I_{tol}), conforme Equação 2, que mede a habilidade das mudas crescerem em ambientes com elevada concentração de metal (WILKINS, 1978) e o índice de translocação (I_{tra}), através da Equação 3, que corresponde à porcentagem total absorvida de cobre que foi transportado para a parte aérea (ABICHEQUER e BOHNEN, 1998).

$$I_{tol} = \frac{MST_{dn}}{MST_{d0}} * 100 \quad (2)$$

$$I_{tra} = \frac{CuAPA_{dn}}{CuAT_{dn}} * 100 \quad (3)$$

Os resultados foram submetidos à análise de variância e quando apresentaram interação significativa foram submetidos à análise de regressão do fator quantitativo dentro de cada nível do fator qualitativo. Para os parâmetros sem interação significativa, foram desdobrados os efeitos simples, sendo as médias do fator qualitativo comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro e as médias do fator quantitativo submetido à análise de regressão polinomial pelo programa SISVAR (FERREIRA, 2011).

5.5 Resultados e discussão

Observou-se que a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo proporcionou aumento do teor de cobre na fração solúvel (Figura 1A) e do cobre ligado a matéria orgânica (Figura 1 B), conforme as crescentes doses de cobre utilizadas para a contaminação do solo. Os amenizantes quando adicionados ao solo, convertem as frações solúveis e trocáveis dos metais em formas mais estáveis (menos lábeis), diminuindo a biodisponibilidade e a toxicidade às plantas (MENCH et al., 1999). Segundo Santos e Rodella (2007) os complexos formados entre os metais e a fração orgânica do solo podem ser solúveis ou não, dependendo da natureza dos ligantes orgânicos. Enquanto os ácidos fúlvicos presentes na matéria orgânica formam complexos em geral solúveis, os complexos formados com ácidos húmicos são insolúveis (CANELLAS et al., 2001). Dessa forma, possivelmente os ácidos fúlvicos da turfa utilizada neste estudo tenham contribuído para o maior teor de cobre solúvel.

A análise da variância revelou interação significativa ($p \leq 0,05$) entre turfa e doses de cobre para a altura, massa seca da parte aérea, teor de cobre e cobre acumulado no sistema radicular e parte aérea e para o índice de translocação das mudas de *Senna multijuga* (Figura 2).

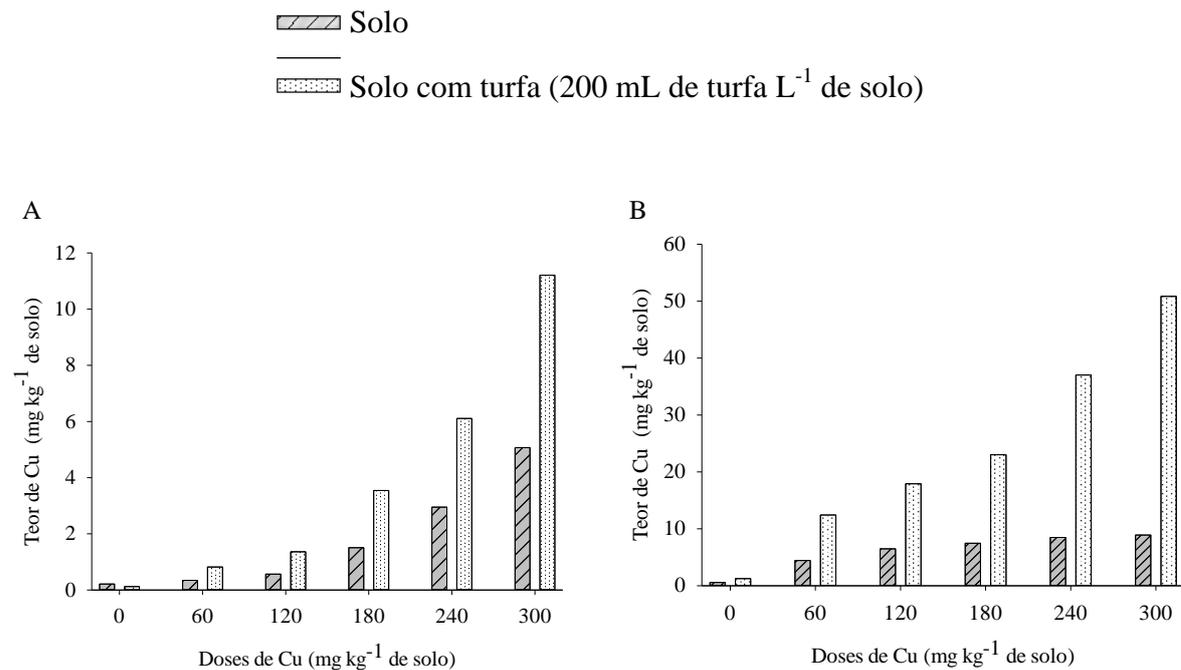


Figura 1 – Teores iniciais de cobre no solo: cobre solúvel – A e cobre ligado a matéria orgânica – B, conforme metodologia descrita por Mann e Ritchie (1993). Frederico Westphalen, RS, 2015.

A altura e massa seca da parte aérea foram estatisticamente superiores com a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo (Figura 1A, B). Com as crescentes doses de cobre ao solo e na ausência de turfa verificou-se redução quadrática para a altura e massa seca da parte aérea, com respectivo ponto de mínima em 228 e 256 mg de Cu kg⁻¹ de solo (Figura 1A, B). Mesmo quando utilizado 200 mL de turfa L⁻¹ de solo, as doses de cobre causaram redução linear na altura das mudas de *S. multijuga* e redução quadrática para a massa seca da parte aérea ($y = 1,279 + 0,0026x - 1E-05x^2$, com $r^2 = 0,44$). Dellai (2014) também relatou redução na altura e na massa seca de mudas de angico (*Parapiptadenia rigida* (Benth) Brenan), bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth) e de grápia (*Apuleia leiocarpa* (Vogel) J. F. Macbr.) com a adição de doses de cobre no solo. Os resultados evidenciam que altos teores de cobre no solo reduzem a altura e massa seca da parte aérea das espécies arbóreas nativas.

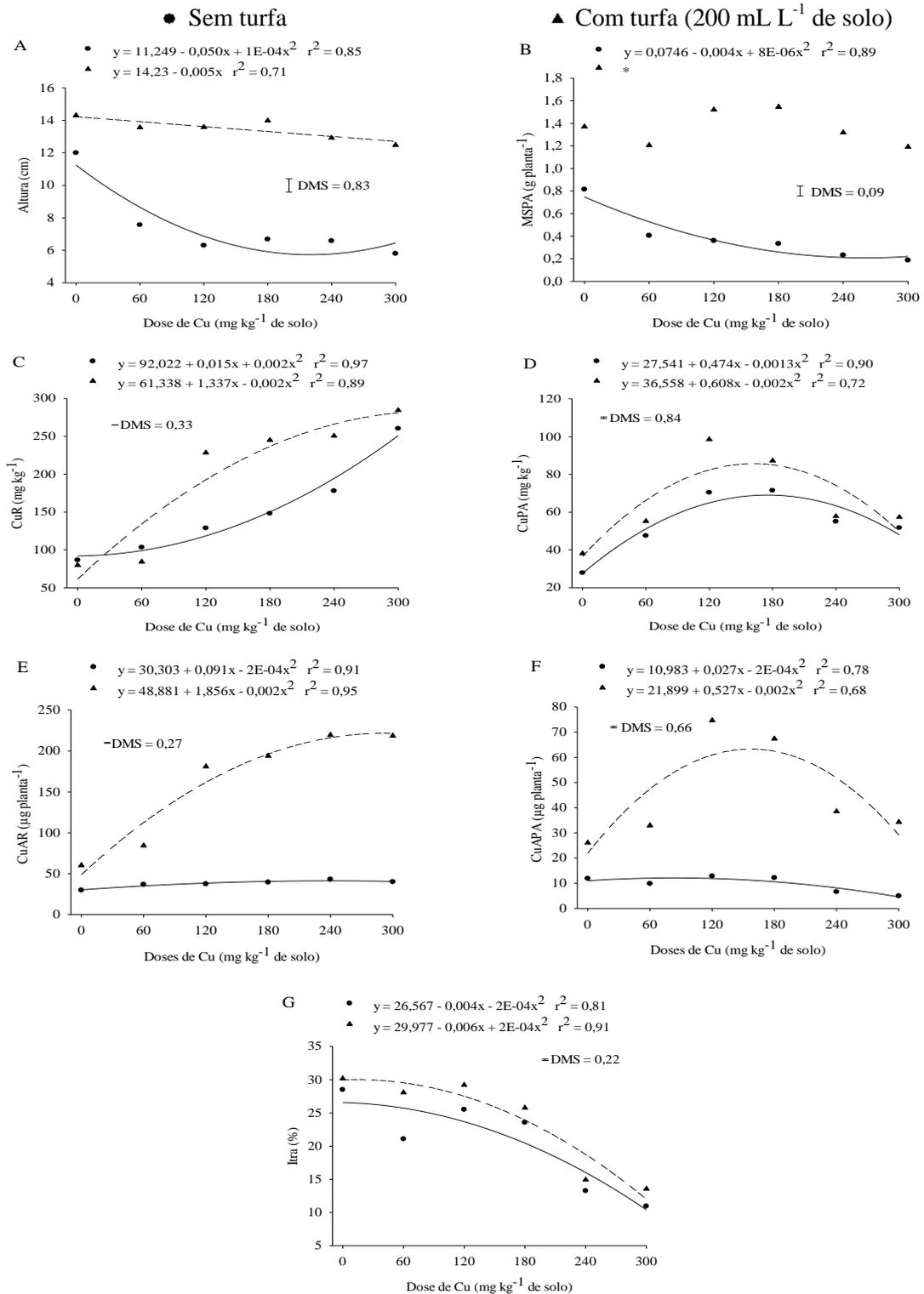


Figura 2 – Equações de regressão para a altura (A), massa seca da parte aérea - MSPA (B), teor de cobre na raiz - CuR (C) e parte aérea - CuPA (D), cobre acumulado na raiz - CuAR (E) e na parte aérea - CuAPA (F) e índice de translocação - Itra (G) em mudas de *Senna multijuga* submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 2015. *Somente equações de regressão com $r^2 > 0,60$ foram apresentadas. DMS = diferença mínima significativa.

Os teores de cobre no sistema radicular e na parte aérea das mudas de *S. multijuga* foram significativamente maiores com a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo (Figura 2C, D), efeito este contrário do esperado, uma vez que a turfa é considerada por Santos e Rodella (2007) como amenizante de toxicidade de cobre. Ou seja, a turfa tem a capacidade de redução dos teores do metal disponíveis para a absorção pelas plantas por ser naturalmente rica em substâncias húmicas, que do ponto de vista físico-químico são responsáveis pela elevada capacidade de adsorção de metais (FRANCHI et al., 2003). Entretanto, Brown et al., (2000) relatam que a composição elementar das turfas, assim como suas propriedades, dependem de vários fatores, como a natureza da vegetação, o clima da região e seu grau de decomposição, ou seja, há diferença entre turfas e turfeiras. Resultados de pesquisas sobre o efeito amenizante ou mitigador da turfa em solos e águas contaminadas mostram tanto efeito ineficiente (JORGE et al., 2010; GABOS et al., 2011) quanto efeito eficiente (BROWN et al., 2000; SANTOS e RODELLA, 2007). Neste contexto, com base nos diferentes resultados encontrados na literatura, é necessária a realização de mais estudos para comprovação da possibilidade de utilizar a turfa como um material amenizante da toxicidade de cobre.

Os resultados evidenciaram significativamente maior acúmulo de cobre no sistema radicular e na parte aérea de mudas de *S. multijuga* com a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo (Figura 2E, F). Este resultado pode ser justificado devido à capacidade da turfa em alterar as propriedades físicas do substrato, como aumento na macroporosidade, condutividade hidráulica e diminuição da densidade aparente, conforme relatado por Franchi et al., (2003). Os autores descrevem que estes fatores são relevantes para a circulação de fluídos e para o desenvolvimento das raízes, pois reduz o adensamento do sistema radicular, bem como favorece maior volume de solo explorado e conseqüentemente, maior absorção de água e nutrientes como o cobre. Neste contexto, a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo poderia ser recomendada, não com o objetivo de reduzir o teor de cobre a um nível mais tolerável às plantas, mas sim para a extração do metal pela planta, uma vez que ocorreu aumento significativo no acúmulo de cobre em seus tecidos quando utilizado turfa.

Como indicado por Caires et al., (2011), a maior acumulação de um contaminante na raiz é interessante em estudos de fitorremediação. Dessa forma, os dados sugerem que o uso de turfa e a utilização da espécie *S. multijuga* apontam para um potencial promissor na adoção desta técnica. No entanto, a condução de estudos que considerem um período maior de cultivo, de preferência em estudos a campo, seria importante para fins mais conclusivos.

O percentual de cobre translocado (Itra) para a parte aérea foi significativamente superior com a utilização 200 mL de turfa L⁻¹ de solo, sendo reduzido com as crescentes doses

de cobre (Figura 2G). De acordo com Kabata-Pendias (2011), o cobre está fortemente ligado às paredes celulares das raízes, não sendo prontamente móvel na planta, fazendo com que permaneçam as maiores quantidades de cobre no sistema radicular. Os resultados indicam que a transferência dos íons de cobre da raiz para a parte aérea das mudas de *S. multijuga* foi facilitada com a utilização 200 mL de turfa L⁻¹ de solo.

Não houve interação significativa ($p > 0,05$) entre a adição ou não de turfa e as doses de cobre aplicadas no solo para diâmetro do colo, massa seca radicular, área superficial específica, índice de qualidade de Dickson e índice de tolerância das mudas de *S. multijuga* (Figura 3; Tabela 2).

Com a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo houve aumento significativo no diâmetro do colo, massa seca radicular, área superficial específica, índice de qualidade de Dickson e índice de tolerância de mudas de *S. multijuga* (Tabela 2). Isto pode ser justificado pelo aumento de alguns elementos químicos essenciais ao desenvolvimento dos vegetais (TAIZ e ZEIGER, 2013), como observados na Tabela 1, além de relatos de que a turfa melhora as propriedades físicas do solo, possibilitando a expansão do sistema radicular (FRANCHI et al., 2003).

Tabela 2 – Diâmetro do colo (DC), massa seca radicular (MSR), área superficial específica (ASE), índice de qualidade de Dickson (IQD) e índice de tolerância (Itol) em mudas de *Senna multijuga* submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 2015.

Substrato	DC (mm)	MSR (g planta ⁻¹)	ASE (cm ²)	IQD	Itol (%)
Solo	2,17* b	0,27 b	28,83 b	0,14 b	50,12 b
Solo+turfa**	4,18 a	0,83 a	50,51 a	0,45 a	89,56 a
CV (%)	12,89	21,42	18,09	23,58	23,69

* Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro; **200 mL L⁻¹ de solo. CV - coeficiente de variação.

O diâmetro do colo, massa seca radicular e a área superficial específica foram linearmente reduzidas com a elevação das doses de cobre no solo (Figura 3A; B; C). De acordo com os valores estimados, houve redução entre tratamento zero (solo natural) e a dose de 300 mg de Cu kg⁻¹ de solo de 17% para o diâmetro do colo, 39,7% para a massa seca da parte radicular e 43,2% para a área superficial específica. Estudos com espécies arbóreas

também comprovam a redução do diâmetro do colo e sistema radicular em função de teores elevados de cobre no solo (SILVA et al., 2014; DELLAI et al., 2014), constituindo, a inibição do crescimento radicular como um dos sintomas mais evidentes de toxicidade por cobre, como observado neste estudo.

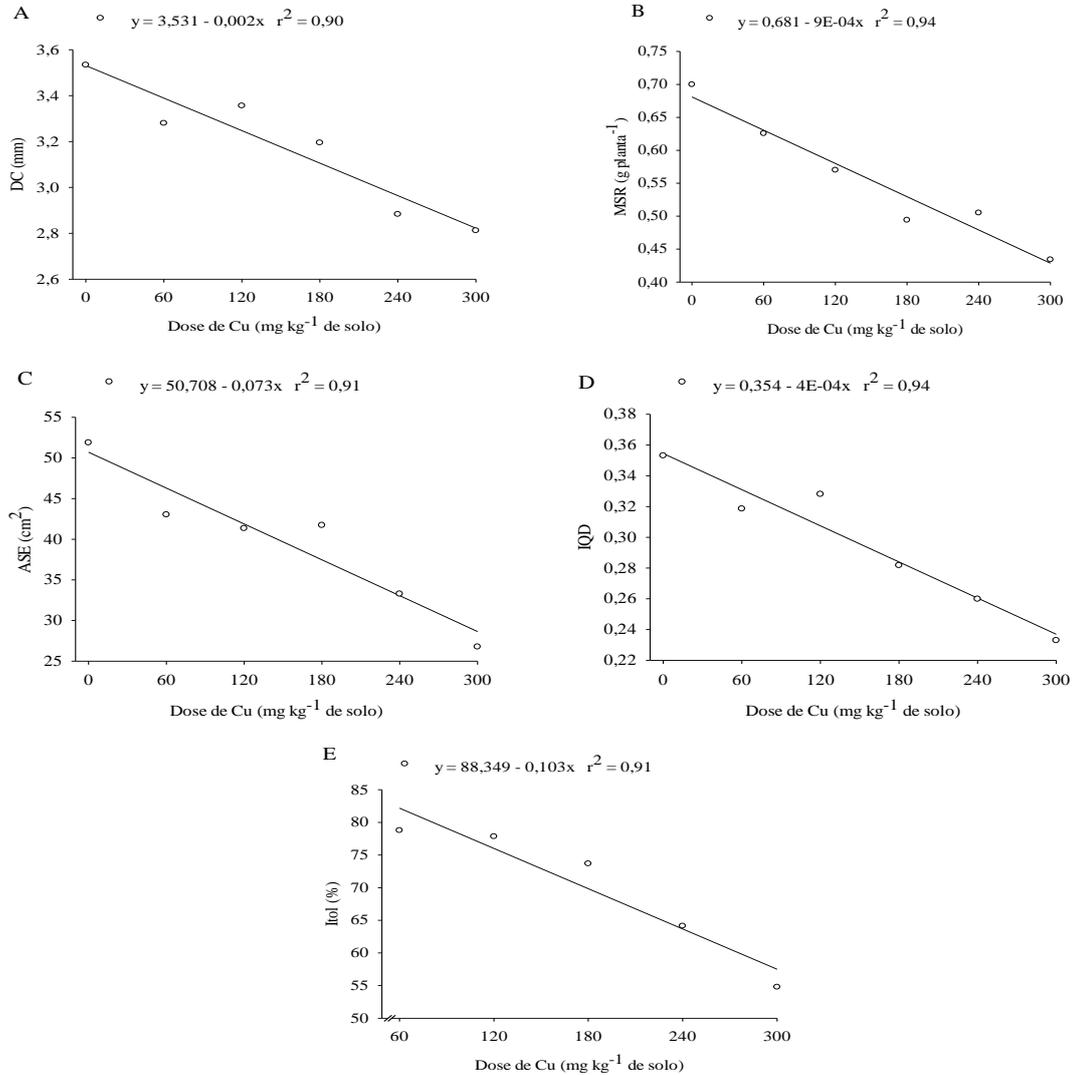


Figura 3 – Equações de regressão para o diâmetro do colo - DC (A), massa seca radicular - MSR (B), área superficial específica - ASE (C), índice de qualidade de Dickson - IQD (D) e índice de tolerância – Itol (E) em mudas de *Senna multijuga* submetidas a doses de cobre e da ausência e presença de turfa (200 mL de turfa L⁻¹ de solo). Frederico Westphalen, RS, 2015.

O índice de qualidade de Dickson (IQD) foi linearmente reduzido com o acréscimo das doses de cobre no solo, ocasionando redução estimada de 33,9% entre a dose zero e a 300 mg de Cu kg⁻¹ de solo (Figura 2D). Doses de cobre também reduziram o IQD em mudas de timbó (*Ateleia glazioviana* Bail.) (SILVA et al., 2012) e açoita-cavalo (*Luehea divaricata*

Mart. e Zucc.) (SILVA et al., 2011). No entanto, Silva et al., (2014) concluíram que IQD de mudas de *S. multijuga* não foi alterado até a dose de 450 mg de Cu kg⁻¹ de solo (os autores usaram a sinonímia botânica - *Cassia multijuga* Rich). Esta diferença entre o estudo de Silva et al., (2014) para a mesma espécie aqui estudada pode estar relacionada as características químicas do solo e tempo de condução dos experimentos serem diferentes.

As doses de cobre ocasionaram redução linear no índice de tolerância das mudas ao cobre (Figura 3E), com efeito na produção de massa seca total a partir de 60 mg kg⁻¹, em relação ao solo não contaminado (Itol < 100%), sendo esta espécie não tolerante as doses de cobre utilizadas no estudo.

De forma geral, a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo proporcionou aumento significativo no teor e no cobre acumulado nos tecidos e nos parâmetros morfológicos das mudas de *S. multijuga*. Dessa forma é importante inferir que esta dose de turfa utilizada não se mostrou como amenizante da contaminação de cobre, ou seja, foi incapaz de reduzir os teores do metal disponíveis para a absorção pelas plantas, conforme relatado por Franchi et al., (2003), mas por outro lado, agiu como um condicionador de solo, com possíveis melhoras nas características químicas e físicas.

De acordo com os resultados obtidos, a espécie *S. multijuga* apresentou baixo potencial fitoextrator, se comparado com estudos de outras espécies vegetais (SANTOS e RODELLA, 2007; ANDREAZZA et al., 2011; CAIRES et al., 2011), além de apresentar baixa tolerância e redução dos parâmetros morfológicos com as doses de cobre utilizadas (Figura 2 e 3; Tabela 2). No entanto, para fins mais conclusivos novos trabalhos deverão ser realizados, em especial a condução de estudos que considerem um período maior de cultivo.

5.6 Conclusões

A utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo não foi eficiente como amenizante da contaminação do solo com cobre, mas agiu como um condicionador do solo.

Os parâmetros morfológicos, o cobre acumulado e a tolerância das mudas de *Senna multijuga* foram aumentados com a aplicação de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo.

A espécie *Senna multijuga* apresentou baixo potencial fitoextrator de cobre em solo contaminado.

5.7 Referências bibliográficas

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

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. **Contaminação química e biorremediação do solo**. In: NOVAES, R. F.; ALVAREZ, V. H. V.; SCHAEFER, C. E. G. R. Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: SBCS, 2000. Cap.10, 299-352p.

ANDREAZZA, R. et al. Potential phytoextraction and phytos-tabilization of perennial peanut on copper contaminated vineyard soils and copper mining waste. **Biological Trace Element Research**, v. 143, p. 1729-1739, 2011.

ANDREAZZA, R. et al. Bacterial stimulation of copper phytoaccumulation by bioaugmentation with rhizosphere bacteria. **Chemosphere**, v. 81, p. 1149-1154, 2010.

BROWN, P. A.; GILL, S. A.; ALLEN, S. J. Metal removal from wastewater using peat. **Water Research**, v. 34, p. 3907-3916, 2000.

CAIRES, S. M. et al. Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore**, v. 35, p. 1181-1188, 2011.

CANELLAS, L. P. et al. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 36, p. 1529-1538, 2001.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo. **Texto explicativo - relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo**. 2013. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em: 24 julh. 2014.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 18 dez. 2014.

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

DELLAI, A. ***Pisolithus microcarpus* e óleo essencial em três espécies nativas em solo contaminado com cobre**. 2014. 63 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, 2014.

DELLAI, A. et al. Óleo de eucalipto e *Pisolithus microcarpus* no crescimento de bracatinga em solo contaminado por cobre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 927-933, 2014.

DICKSON, A.; LEAF, A. L.; HOSNER, J. F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **The Forestry Chronicle**, v. 36, p. 10-13, 1960.

DOMÍNGUEZ, M. T. et al. Cadmium availability in soil and retention in oak roots: potential for phytostabilization. **Chemosphere**, v. 76, p. 480-486, 2009.

ENGIN, M. S. et al. Effect of the adsorptive character of filter papers on the concentrations determined in studies involving heavy metal ions. **Adsorption Science e Technology**. v. 28, p. 837-846, 2010.

FEAM - Fundação Estadual de Meio Ambiente. **Inventário de áreas contaminadas do estado de Minas Gerais** – 2013. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/arquivos/areas_contaminadas/2013/inventario_ac_2201.pdf>. Acesso em: 17 jan. 2015.

FERREIRA, D. F. **SISVAR - Sistema de análise de variância**. Versão 5.3. Lavras-MG: UFLA, 2011.

FRANCHI, J. G.; SÍGOLO, J. B.; LIMA, J. R. B. de. Turfa utilizada na recuperação ambiental de áreas mineradas: metodologia para avaliação laboratorial. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 33, p. 255-262, 2003.

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

GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e Fertilização Florestal**, Piracicaba – SP, IPEF, 2005. 427p.

JENSEN, J. K. et al. The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 931-937, 2009.

JORGE, R. A. B. et al. Torta de filtro e turfa na mitigação de solo contaminado com resíduo de sucata rico em boro. **Bragantia**, v. 69, p. 467-476, 2010.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. London, Boca Raton: CRC Press, 2011. 534p.

KHAI, N. M. et al. Modeling of metal binding in tropical fluvisols and acrisols treated with biosolids and wastewater. **Chemosphere**, v. 70, p. 1338–1346, 2008.

LEE, S. B. et al. Characteristics of boron accumulation by fly ash application in paddy soil. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 5928-5932, 2008.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 5.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. v. 1. 368p.

MANN, S. S.; RITCHIE, G. S. P. The influence of pH on the forms of cadmium in four west Australian soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 31, p. 255-270, 1993.

MENCH, M. et al. “Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilization by soil amendments”. In: VANGRONVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. (E.d). **Metal contaminated soils**. Berlin: Spring, 1999, p. 51-1852.

- MIYAZAWA, M. et al. Análise química de tecido vegetal. In: SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. Cap. 2, p.59-85.
- PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, v. 56, p. 15-39, 2005.
- PIVETA, G. et al. Superação de dormência na qualidade de sementes e mudas: influência na produção de *Senna multijuga* (L. C. Rich.) Irwin e Barneby. **Acta Amazônica**, vol. 40, p. 281-288, 2010.
- RIBEIRO FILHO, M. R. et al. Fracionamento e biodisponibilidade de metais pesados em solo contaminado, incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. **Revista Brasileira Ciência Solo**, v. 25, p. 495-507, 2001.
- SANTOS, G. C. G.; RODELLA, A. A. Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de *Brassica juncea*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 793-804, 2007.
- SILVA, F. R. et al. Influência da contaminação do solo por cobre no crescimento e qualidade de mudas de Açoita-Cavalo (*Luehea divaricata* Mart. e Zucc.) e Aroeira-Vermelha (*Schinus therebinthifolius* Raddi). **Revista Ciência Florestal**, v. 21, p. 111-118, 2011.
- SILVA, R. F. et al. Efeito do cobre sobre o crescimento e qualidade de mudas de *Stryphnodendron polyphyllum* Mart. e *Cassia multijuga* Rich. **Ciência Florestal**, v. 24, p. 717-725, 2014.
- SILVA, R. F. et al. Crescimento e qualidade de mudas de Timbó e Dedaleiro cultivadas em solo contaminado por cobre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 881-886, 2012.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 5.ed. Porto Alegre: Artmed, 2013. 954 p.
- TAVARES, S. R. de L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: Conceitos básicos e fundamentos**. Rio de Janeiro, RJ, 2013, 147p.
- TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre-RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico de Solos, 5).
- TENNANT, D. A. Test of a modified line intersect method of estimating root length. **Journal of Ecology**. v. 63, p. 995-1001, 1975.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3050 B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils**. Washington, 1996. 12p.
- WILKINS, D. A. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root grown. **The New Phytologist**, v. 80, p. 623-633, 1978.

6 DISCUSSÃO

Concentrações naturais de cobre no solo são geralmente baixas (SODRÉ e LENZI, 2001), no entanto, devido à ação antrópica, tem aumentado a contaminação do solo por este metal. Apesar do cobre ser um nutriente essencial ao desenvolvimento das plantas, quando em altas concentrações interfere de maneira negativa no desenvolvimento das mesmas (TAIZ e ZEIGER, 2013). Embora não fosse o objetivo do trabalho, é importante ressaltar que os teores de cobre do solo utilizado no presente estudo estão próximos ao limite de referência de qualidade para solos agrícolas, imposto pela resolução nº 420 do CONAMA (CONAMA, 2009). Sabe-se que os teores naturais de cobre no solo são influenciados pelo material de origem e pela intensidade dos processos de formação do solo sobre este material (HUGEN et al., 2013). Nesse sentido, são necessárias novas investigações para estabelecer limites de toxidez de acordo com as características físico-química dos solos, em nível de Estado ou região, especialmente no Rio Grande do Sul, que ainda não dispõe dos valores de referência de qualidade.

Quanto às técnicas de descontaminação do solo, a utilização de plantas para descontaminação *in situ* de solos tem chamado atenção da sociedade devido aos seus benefícios (SANTOS e RODELLA, 2007; TAVARES, 2013). Porém, esta técnica é relativamente nova e ainda carece de resultados sobre a resposta de algumas espécies em solo contaminado (PADMAVATHIAMMA e LI, 2007). Os resultados alcançados com este estudo revelaram que as doses de cobre utilizadas reduziram os parâmetros morfológicos das mudas de *Erythrina crista-galli* e *Senna multijuga*, afetando com menor intensidade o desenvolvimento das mudas de *E. crista-galli*. Ambas as espécies acumularam cobre predominantemente no sistema radicular com baixa translocação para a parte aérea. As espécies não se apresentaram como tolerantes as doses de cobre utilizadas no estudo e apresentaram baixo potencial fitoextrator do metal no solo quando comparado com outras espécies vegetais (SANTOS e RODELLA, 2007; WANG et al., 2008; ANDREAZZA et al., 2010; ANDREAZZA et al., 2011; CAIRES et al., 2011). Portanto, o desenvolvimento de novos estudos que considerem um período maior de cultivo das plantas, de preferência em experimentos a campo, devem ser realizados para fins mais conclusivos. Assim como, a realização de trabalhos que contemplem a identificação e classificação de espécies arbóreas nativas com capacidade de extrair do solo maiores concentrações de cobre e armazenar em seus tecidos.

Muitas vezes o nível de contaminação do solo está muito elevado o que dificulta ou até mesmo impossibilita a utilização das plantas para a descontaminação. Dessa forma, necessita-se, primeiramente, reduzir os teores do metal disponível para a absorção pelas plantas através do uso de amenizantes da contaminação do solo. A turfa, como fonte de matéria orgânica, e devido a sua capacidade de adsorver íons metálicos em suas estruturas orgânicas, tem sido relatada como um material com capacidade de reduzir a disponibilidade do contaminante no solo a um nível mais tolerável as plantas (BROWN et al., 2000; SANTOS e RODELLA, 2007). Entretanto, neste trabalho a utilização de 200 mL de turfa L⁻¹ de solo não foi eficiente como amenizante da contaminação do solo com cobre, ou seja, foi incapaz de reduzir o teor do metal disponível para a absorção pelas plantas. Em contrapartida, proporcionou maior incremento dos parâmetros morfológicos das mudas de *E. crista-galli* e *S. multijuga*. Resultados de pesquisas sobre o efeito amenizante ou mitigador da turfa em solos e águas contaminadas mostram tanto efeito ineficiente (JORGE et al., 2010; GABOS et al., 2011) quanto efeito eficiente (BROWN et al., 2000; SANTOS e RODELLA, 2007). No entanto, estudos que envolvam diferentes doses de turfas e turfas de diferentes turfeiras devem ser analisados para possibilitar o uso da mesma como um material amenizante de solo contaminado com este metal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V.; V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, 2000. p. 299-352.

ACCIOLY, A. M. A.; SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O. Silicato de cálcio como amenizantes da toxidez de metais pesados no solo para mudas de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, p. 180-188, 2008.

ANDRADE, S. A. L. et al. Biochemical and physiological changes in jack bean under mycorrhizal symbiosis growing in soil with increasing Cu concentrations. **Environment Experimental Botany**, v. 68, p. 198-207, 2010.

ANDREAZZA, R. **Potencial de uso de bactérias e plantas para a remediação do cobre em áreas de viticultura e de rejeito de mineração de cobre no Rio Grande do Sul**. 2009. 125 f. Tese (Doutorado em ciência do solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2009.

ANDREAZZA, R. et al. Potential phytoextraction and phytos-tabilization of perennial peanut on copper contaminated vineyard soils and copper mining waste. **Biological Trace Element Research**, v. 143, p. 1729-1739, 2011.

ANDREAZZA, R. et al. Biorremediação de áreas contaminadas com cobre. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 36, p. 127-136, 2013.

ANDREAZZA, R. et al. Bacterial stimulation of copper phytoaccumulation by bioaugmentation with rhizosphere bacte-ria. **Chemosphere**, v. 81, p. 1149-1154, 2010.

BAKER, D. E. **Copper**. In: ALLOWAY, B. J. Heavy metals in soils. New York: John Wiley, 1990. p.151-175.

BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 277, p. 1-18, 2004.

BROWN, P. A.; GILL, S. A.; ALLEN, S. J. Metal removal from wastewater using peat. **Water Research**, v. 34, p. 3907-3916, 2000.

BULLOCK, C. H.; COLLIER, M. J.; CONVERY, F. Peatlands, their economic value and priorities for their future management – The example of Ireland. **Land Use Policy**, v. 29, p. 921-928, 2012.

CAIRES, S. M. **Comportamento de mudas de espécies florestais nativas na fitorremediação de solo contaminado com zinco e cobre**. 2005. 81 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2005.

CAIRES, S. M. et al. Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore**, v. 35, p. 1181-1188, 2011.

CAMPOS, M. L. et al. Baseline concentration of heavy metals in brazilian Latosols. **Communication Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, p. 547-557, 2003.

CARVALHO, P. E. R. **Pau-Cigarra - *Senna multijuga***. Colombo – PR, EMBRAPA Florestas (Circular Técnica 92). 2004.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo. **Texto explicativo - relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo**. 2013. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em: 24 out. 2014.

CETESB - Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo. **Texto explicativo - relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo**. 2011. Disponível em: < <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/areas-contaminadas/2011/texto-explicativo.pdf> >. Acesso em: 20 jan. 2015.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 18 dez. 2014.

COUILLARD, D. The use of peat in wastewater treatment: a review. **Water Research**, v. 28, p. 1261-1274, 1994.

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

CUNHA, K. P. et al. Cellular localization of cádmium and structural changes in maize plants grown on a Cd contaminated soil with and without liming. **Journal of Hazardous Materials**, v. 160, p. 228-234, 2008.

DELLAI, A. et al. Óleo de eucalipto e *Pisolithus microcarpus* no crescimento de bracatinga em solo contaminado por cobre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 927-933, 2014.

DOMÍNGUEZ, M. T. et al. Cadmium availability in soil and retention in oak roots: potential for phytostabilization. **Chemosphere**, v. 76, p. 480-486, 2009.

EPA - Environmental Protection Agency. **Solid Waste and Emergency Response**. Disponível em: <http://www.epa.gov/oswer/international/factsheets/200906_eu_soils_policy.htm#nether>. Acesso em: 24 out. 2014.

FEAM - Fundação Estadual de Meio Ambiente. **Inventário de áreas contaminadas do estado de Minas Gerais**. 2013. Disponível em: < http://www.feam.br/images/stories/arquivos/areas_contaminadas/2013/inventario_ac_2201.pdf >. Acesso em: 17 jan. 2015.

FLOSS, E. L. **Fisiologia das plantas cultivadas: o estudo que está por trás do que se vê.** Passo Fundo. Universidade de Passo Fundo. 2011. 5 ed. 734p.

FRANCHI, J. G.; SIGOLO, J. B.; LIMA, J. R. B. Turfa utilizada na recuperação ambiental de áreas mineradas – metodologia para avaliação laboratorial. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 33, p. 225-262, 2003.

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

GALINDO, I. C. L. et al. Fertilizantes fosfatados e orgânicos e seus efeitos na imobilização de chumbo em solo contaminado. **Revista Caatinga**, v. 18, p. 58-65, 2005.

GILBERTI, L. H. **Potencial para uso de espécie nativa, *Baccharis dracunculifolia* DC (Asteraceae) na fitorremediação de áreas contaminadas por arsênio.** 2012. 68 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. 2012.

GUO, X. Y. et al. Toxicity and accumulation of copper and nickel in maize plants cropped on calcareous and acidic field soils. **Plant and Soil**, v. 333, p. 365–373, 2010.

HUGEN, C. et al. Teores de Cu e Zn em perfis de solos de diferentes litologias em Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 622–628, 2013.

JENSEN, J. K. et al. The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 931-937, 2009.

JORGE, R. A. B. et al. Torta de filtro e turfa na mitigação de solo contaminado com resíduo de sucata rico em boro. **Bragantia**, v. 69, p. 467-476, 2010.

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

KING, L. D. Soil heavy metals. In: ALVAREZ, V. H.; FONTES, L. E. T.; FONTES, M. P. F. (Eds.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado.** Viçosa, 1996, p.823-836.

KÜPPER, H.; KÜPPER, F.; SPILLER, M. Environmental relevance of heavy metal substituted chlorophylls using the example of water plants. **Journal of Experimental Botany** v. 47, p. 259–266, 1996.

LEQUEUX, H. et al. Response to copper excess in *Arabidopsis thaliana*: Impact on the root system architecture, hormone distribution, lignin accumulation and mineral profile. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 48, p. 673-682, 2010.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil.** 5.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. v.1. 368p.

MANHÃES, C. M. C. et al. Caracterização da fauna do solo e da serapilheira de leguminosas florestais em pastagem na região norte fluminense. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, p. 1220-1223, 2007.

MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J. J. L. S. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1-11, 2011.

MARSCHNER, P. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**. Amsterdam, Netherlands: Elsevier/Academic Press, 2011. 684p.

MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A. Acumulação de cobre e zinco em tecidos do feijoeiro em relação com o extraído do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 92-98, 2005.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Contaminadas**. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/areas-contaminadas>>. Acesso em: 30 jan. 2015.

PADMAVATHIAMMA, P. K.; LI, L. Y. Phytoremediation technology: Hyper-accumulation metals in plants. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 184, p. 105-126, 2007.

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

SANTOS N. M. et al. Ácidos Húmicos e Carvão Vegetal Ativado como Amenizantes em Solo Contaminado por Chumbo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p. 345-351, 2014.

SANTOS, F. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, M. Mecanismos de tolerância de plantas a metais pesados. In: Fernandes, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa, MG: SBCS, 2006. Cap.16, p.420-432.

SANTOS, G. C. G.; RODELLA, A. A. Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn E Pb no cultivo de *Brassica juncea*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 793-804, 2007.

SBCS – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Valores de referência de elementos potencialmente tóxicos nos estados do Pará, Rondônia e Mato Grosso**. Viçosa, 2013. 44p. (Boletim Informativo SBCS).

SILVA, M. L. et al. Surface mapping, organic matter and water stocks in peatlands of the serra do espinhaço meridional – Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1149-1157, 2013.

SILVA, R. F. et al. Crescimento e qualidade de mudas de timbó e dedaleiro cultivadas em solo contaminado por cobre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 881-886, 2012.

SIMÃO, J. B. P. **Mitigação de fitotoxidez de metais pesados no solo, através do uso de materiais orgânicos e inorgânicos**. 1999. 135 f. Tese (Doutorado em solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

SODRÉ, F. F.; LENZI, E.; COSTA, A. C. S. Utilização de modelos físico-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. **Química Nova**. v. 24, p. 324-330, 2001.

SOUZA, E. P.; SILVA, I. F.; FERREIRA, L. E. Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 17, p. 167-173, 2011.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 5.ed. Porto Alegre: Artmed, 2013, 954 p.

TAVARES, S. R. de L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: Conceitos básicos e fundamentos**. Rio de Janeiro, RJ, 2013. 147p.

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

YRUELA, I. Copper in plants: acquisition, transport and interactions. **Functional Plant Biology**, v. 36, p. 409-430, 2009.

YRUELA, I. Transition metals in plant photosynthesis. **Metallomics**, v. 5, p. 1090-1109, 2013.