



ANA CRISTINA MAGALHÃES DE FRANÇA

**CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL E
AVALIAÇÃO DE *Cyperus ligularis* L.
(CYPERACEAE) NA RECUPERAÇÃO DE
ÁREAS AFETADAS PELA ATIVIDADE DE
MINERAÇÃO DE ZINCO**

LAVRAS – MG

2016

ANA CRISTINA MAGALHÃES DE FRANÇA

**CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL E AVALIAÇÃO DE *Cyperus
ligularis* L. (CYPERACEAE) NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS
AFETADAS PELA ATIVIDADE DE MINERAÇÃO DE ZINCO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada, área de concentração em Botânica Aplicada, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Moacir Pasqual

Coorientador

Dr. Luiz Roberto Guimarães Guilherme

LAVRAS – MG

2016

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

França, Ana Cristina Magalhães de.

Caracterização Ambiental e Avaliação de *Cyperus ligularis* L.
(CYPERACEAE) na Recuperação de Áreas Afetadas pela Atividade
de Mineração de Zinco / Ana Cristina Magalhães de França. –
Lavras: UFLA, 2016.

156 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2016.

Orientador (a): Moacir Pasqual.

Bibliografia.

1. Recuperação de áreas degradadas (RAD).
2. Anatomia ecológica.
3. Cádmiio. 4. Chumbo. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

ANA CRISTINA MAGALHÃES DE FRANÇA

**CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL E AVALIAÇÃO DE *Cyperus
ligularis* L. (CYPERACEAE) NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS
AFETADAS PELA ATIVIDADE DE MINERAÇÃO DE ZINCO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada, área de concentração em Botânica Aplicada, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 15 de abril de 2016

Dr. Luiz Roberto Guimarães Guilherme	UFLA
Dr. Enio Tarso de Souza Costa	UFU
Dr. Manuel Losada Gavilanes	UFLA
Dr. Guilherme Lopes	UFLA
Dra. Rosângela Alves Tristão Borém	UFLA

Dr. Moacir Pasqual
Orientador

**LAVRAS – MG
2016**

DEDICATÓRIA

“Eis aqui o que eu vi: uma boa e bela coisa. Comer, beber e gozar cada um do bem de todo o seu trabalho, em que trabalhou debaixo do sol, todos os dias da vida que Deus lhe deu, porque esta é a sua porção.”

Ec 5:18

À mamãe, rocha e flor, meu amor eterno.

Aos que acreditaram.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada, pela oportunidade concedida para a realização do doutorado e à FAPEMIG, pela concessão da bolsa de estudos. Ao CNPq, CAPES, FAPEMIG e VALE pelo fomento desta pesquisa (PRONEX – Rede RECUPERAMINA) e apoio ao programa de pós-graduação.

Ao professor Evaristo Mauro de Castro, coordenador do Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada, pela oportunidade e confiança; e aos professores do programa, pelo conhecimento transmitido com dedicação.

À Votorantim Metais – Unidade Vazante/MG, por incentivar a realização deste trabalho. À Cristiane Moreira Barceló pela gentileza durante o acompanhamento dos trabalhos dentro da empresa.

Ao professor Moacir Pasqual, pela oportunidade, confiança e orientação generosa. Ao professor Luiz Roberto Guimarães Guilherme, pela confiança, oportunidade de participar de sua equipe de pesquisa, orientação e auxílio nos processos.

Aos membros da banca examinadora, professores Enio Tarso de Souza Costa, Manuel Losada Gavilanes, Guilherme Lopes, Rosângela Alves Tristão Borém e à pesquisadora Cynthia de Oliveira (suplente), pelas contribuições valiosas.

Ao Ítalo Fernandes, técnico do Laboratório de Anatomia Vegetal (Departamento de Biologia), pela disponibilidade e ajuda no preparo das amostras para análise.

Aos técnicos do Laboratório de Pedologia e Geoquímica Ambiental e do Laboratório de Microbiologia do Solo (Departamento de Ciência do Solo),

Geila Santos Carvalho, João Gualbeto Penha e Carlos Antônio Ribeiro, pelo auxílio nas análises realizadas.

Aos membros do Grupo de Pesquisa RECUPERAMINA, em especial, aos pesquisadores que trabalharam neste projeto: Enio, Guilherme, Regla, Cláudia, Douglas, Daniel, Gabriel, Ingrid e Rômulo; porque ninguém faz nada sozinho, principalmente, em uma pesquisa desse porte. Foi difícil, mas conseguimos!

À Paula Godinho Ribeiro, aluna de Iniciação Científica, pelo interesse em meu trabalho e pela ajuda durante a montagem e acompanhamento dos experimentos.

Aos grandes amigos Gra e Giu, por me mostrarem aquela portinha aberta para a pós-graduação, em 2009, quando iniciei o mestrado. Eu não chegaria aqui sem a ajuda de vocês! Uma ajuda que não tem preço e que nunca conseguirei agradecer o suficiente!

Aos “salvadores da tese”: Felipe Machado, Daniel Quedes, Luiz Rodrigues. Vocês foram fundamentais! Amizade e gratidão eternas.

Aos colegas da Botânica Aplicada e NEBOT, que tornam tudo mais leve e divertido desde 2012. Muitos momentos incríveis para recordar!

Aos meus parceiros de todas as horas: mamãe, Renato, Lilinha, Guigo, cunhados e agregados, tios e primos, “amigos do rock”; Carol e Lisi; Daniele, Glauco (heranças do R2); e à Ana Flávia, Lílian, Kelly e Paloma (minhas amigas de sempre), porque não é só o trabalho que nos alimenta!

RESUMO

Pela legislação ambiental brasileira, áreas mineradas devem ser recuperadas após a exploração. A presença de elementos-traço fitodisponíveis no solo, quando em altas concentrações, pode afetar o desenvolvimento normal da vegetação. O uso de espécies nativas deve ser considerado na recuperação dessas áreas, visto que reduz a perturbação do ambiente e pode facilitar o reestabelecimento da biodiversidade local. O estudo foi realizado visando revegetar uma cava de mineração de zinco (Zn) desativada. O solo da cava é heterogêneo e a área foi dividida em seis pontos que melhor representam as condições gerais. Cada ponto possui diferentes teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, cádmio (Cd) e o chumbo (Pb), todos acima do valor de prevenção estabelecido pela legislação. Em levantamento florístico, foram encontradas 82 espécies distribuídas em 28 famílias botânicas. Muitas dessas famílias são representadas por apenas uma espécie, correspondendo a 21% da composição florística, quando somadas, evidenciando a baixa riqueza da área. Entretanto, nas condições adversas em que as plantas são encontradas e considerando-se o alto número de espécies nativas (89%), constata-se que a revegetação da área é possível. *Cyperus ligularis* L. foi encontrada em dois desses pontos. A capacidade de absorção dos contaminantes do solo e a anatomia de órgãos fundamentais de *C. ligularis* encontrada em áreas contaminadas foram estudadas em busca de evidências que expliquem sua ocorrência natural nessas condições. Os resultados mostram que *C. ligularis* é uma espécie tolerante ao Zn, Cd e Pb, sendo recomendada para uso em recuperação de áreas contendo altos teores fitodisponíveis desses elementos. A espécie possui maior capacidade de translocar os elementos para a parte aérea em ambiente alagado. A presença de elementos-traço no solo induz o espessamento do córtex e endoderme radiculares como mecanismos de proteção contra a translocação. Em ambiente alagado, a maior translocação de Cd e Zn resultou em células buliformes maiores e em mesofilo mais espesso pelo aumento da proporção de aerênquima. Em ambiente contaminado sem alagamento, a redução do índice de vulnerabilidade do sistema diminui a translocação de Cd e Zn e aumenta a bioacumulação de Pb. Posteriormente, foram feitos estudos visando o uso da espécie na revegetação de outras três áreas da cava de mineração. A espécie produz elevado número de sementes viáveis. O teste de germinação mostrou que sementes da espécie não se desenvolvem bem em todas as áreas. O elevado teor fitodisponível dos elementos no solo inibe a germinação, sendo a presença de Cd mais relacionada à perda de plântulas nos primeiros dias. O alto teor de Pb no solo afeta, principalmente, a velocidade de germinação. Sendo assim, a técnica de chuva de sementes não é recomendada em uma das áreas (A4). O teste de transplante de plantas jovens mostrou que *C. ligularis* pode ser utilizada na revegetação das áreas contaminadas. Neste estudo foram utilizadas plantas jovens da espécie produzidas em substrato comercial. Após o transplante,

as plantas apresentam crescimento lento em solos contendo maiores teores de Pb. Elevados teores de Cd inibem a formação de aerênquima nas raízes. O atraso na formação dessas estruturas não interfere no crescimento da planta. Recomenda-se o uso de transplante de plantas jovens na revegetação das áreas, especialmente no local em que a germinação não ocorre em função dos elevados teores de elementos-traço. O teste de transplante de plantas jovens mostrou que *C. ligularis* pode ser utilizada na revegetação das áreas contaminadas. Neste estudo foram utilizadas plantas jovens da espécie produzidas em substrato comercial. Após o transplante, as plantas apresentam crescimento lento em solos contendo maiores teores de Pb. Elevados teores de Cd inibem a formação de aerênquima nas raízes. O atraso na formação dessas estruturas não interfere no crescimento da planta. As modificações anatômicas tanto nas raízes quanto nas folhas seguem o padrão da taxa de crescimento de *C. ligularis*. Nas raízes, entretanto, a alta bioacumulação de Pb e translocação de todos os elementos-traço induzem a formação de epiderme e córtex radiculares mais espessos. Apesar da redução na taxa de crescimento, as folhas apresentam células buliformes aumentadas em plantas que sofreram alta translocação de Cd. Recomenda-se o uso de transplante de plantas jovens na revegetação das áreas, especialmente, no local em que a germinação não ocorre em função dos elevados teores de elementos-traço.

Palavras-chave: Recuperação de áreas degradadas. Cádmiio. Chumbo. Anatomia ecológica.

ABSTRACT

According to the Brazilian environmental law, mining areas must be recovered after exploitation. The presence of phytoavailable trace elements in high concentrations in the soil can affect vegetation normal development. The use of native species should be considered to recovery these areas, since it reduces the environment disturbance and can facilitates the reestablishment of local biodiversity. The study was conducted aim to revegetate a mine of zinc (Zn) disabled. The mine soil is heterogeneous and the area was divided into six points which are most representative of its general conditions. Each point has different semitotal and phytoavailable contents of Zn, cadmium (Cd), and lead (Pb), and these contents exceed the value of prevention established by law. A floristic survey found 82 species of 28 botanical families. Many of these families are represented by only one species, corresponding to 21% of the floristic composition. This shows the low richness of the area. However, the adverse conditions in which these plants are found, and considering the high number of native species (89%), it appears that the revegetation of the area is possible. *Cyperus ligularis* L. was found in two of these points. The absorption capacity of soil contaminants and the anatomy of fundamental vegetative organs of *C. ligularis* found in contaminated areas were studied attempting to identify explanations of their natural occurrence in these conditions. The results show that *C. ligularis* is tolerant to Zn, Cd and Pb, therefore it is recommend this plant for the recovery areas containing high phytoavailable content of these elements. This species has greater ability to translocate the elements to the shoots in waterlogged environments. The presence of trace elements in the soil induces cortex thickening and the root endoderm as protective mechanisms against translocation. In waterlogged environments, the highest translocations of Cd and Zn resulted in bigger bulliform cells and in thicker mesophyll by the increase of the aerenchyma proportion. In contaminated not-waterlogged environments, reducing the system's vulnerability index decreases Zn and Cd translocation and increases Pb bioaccumulation. Subsequently, it was done studies aiming at the use of the species in the revegetation of three other mining areas. The species produces large number of viable seeds. The germination test showed that these seeds of the species do not grow well in all areas. The high phytoavailability of trace elements in the soil inhibits germination and the presence of Cd most related to the loss of seedlings in the first days. The high Pb content in the soil primarily affects the germination speed. Thus, the seed rain technique is not recommended in one of the areas (A4). The seedlings transplant test showed that *C. ligularis* can be used to revegetate contaminated areas. In this study, it was used seedlings of the species produced in commercial substrate. After transplant, the plants show slow growth in soils containing higher Pb content. High Cd concentrations inhibit the formation of aerenchyma in the roots. The delay in the

formation of these structures does not interfere in the plant growth. It is recommended the transplant use of seedlings in the revegetate areas, especially in sites where germination does not occur due to the high content of trace elements. The seedlings transplant test showed that *C. ligularis* can be used to revegetate contaminated areas. In this study, it was used seedlings produced in commercial substrate. After the transplant, the plants show slow growth in soils containing higher Pb content. High Cd concentrations inhibit the formation of aerenchyma in the roots. The delay in the formation of these structures does not interfere in the plant growth. Anatomical modifications, both in the roots and in the leaves, follow the standard of the growth rate of *C. ligularis*. However, in roots the high bioaccumulation of Pb and the translocation of all trace elements induce the formation of epidermis and cortex thicker root. Despite the reduction in the growth rate, plants that have had high translocation of Cd have leaves with bigger buliform cells. It is recommended the transplant use of seedlings to revegetate areas, especially in sites where germination does not occur due to the high content of trace elements.

Keywords: Recovery of degraded areas. Cadmium. Lead. Ecological anatomy.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1** Exsicata de *Cyperus ligularis* L. incorporada ao acervo do Herbário ESAL, na Universidade Federal de Lavras – UFLA.39

CAPÍTULO 2

- Figura 1** Mapa de localização do Município de Vazante/MG.59
- Figura 2** Representação da Cava 3A e áreas adjacentes com os respectivos pontos onde foram coletadas as amostras.61
- Figura 3** Representação da riqueza por família botânica encontrada na área de estudo.61

CAPÍTULO 3

- Figura 1** *Cyperus ligularis* na área de estudo.....82
- Figura 2** Secções transversais das raízes de *Cyperus ligularis*.....89
- Figura 3** Secções transversais das folhas *Cyperus ligularis*90

CAPÍTULO 5

- Figura 1** Raiz e folha de planta jovem de *Cyperus ligularis* após crescimento em substrato comercial 131
- Figura 2** Diferenças no desenvolvimento da epiderme e córtex da raiz em plantas jovens de *Cyperus ligularis* após crescimento em solos contendo elementos-traço..... 134
- Figura 3** Diferenças no desenvolvimento do córtex e cilindro vascular da raiz em plantas jovens de *Cyperus ligularis* após crescimento em solos contendo elementos-traço. 135
- Figura 4** Diferenças no desenvolvimento da folha em plantas jovens de *Cyperus ligularis* após crescimento em solos contendo elementos-traço. 137
- Figura 5** Diferenças no desenvolvimento na nervura central da folha em plantas jovens de *Cyperus ligularis* após crescimento em solos contendo elementos-traço. 138

Figura 6	Relação entre os teores de Cd e Pb em relação ao teor de Zn encontrado em <i>Cyperus ligularis</i>	142
Figura 7	Relação entre cádmio e chumbo em <i>Cyperus ligularis</i> após crescimento em solos contendo elementos-traço.	143
Figura 8	Proporção total média dos elementos-traço em plantas de <i>Cyperus ligularis</i>	146
Figura 9	Proporção média dos elementos-traço em relação ao zinco nas partes aéreas e raízes de <i>Cyperus ligularis</i> após 90 dias de contato com solos contaminados.	147
Figura 10	Crescimento (cm) de <i>Cyperus ligularis</i> em solos com diferentes teores de elementos-traço.....	147

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

- Tabela 1** Descrição e localização dos pontos de amostragem dos solos.61
- Tabela 2** Atributos físicos e químicos das amostras de solo por ponto de coleta63
- Tabela 3** Teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, Cd e Pb das amostras de solo da cava de mineração65
- Tabela 4** Lista de espécies encontradas na área da cava de mineração e área de Cerrado no entorno68

CAPÍTULO 3

- Tabela 1** Descrição e localização dos pontos de amostragem dos solos81
- Tabela 2** Teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, Cd e Pb das amostras de solo da cava de mineração 86
- Tabela 3** Teores médios, taxas de translocação e bioacumulação de Zn, Cd e Pb das amostras de *Cyperus ligularis*.87
- Tabela 4** Características anatômicas da raiz de *Cyperus ligularis* em solos com diferentes concentrações de elementos-traço.....88
- Tabela 5** Características anatômicas da folha de *Cyperus ligularis* em solos com diferentes concentrações de elementos-traço91

CAPÍTULO 4

- Tabela 1** Teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, Cd e Pb das amostras de solo da cava de mineração 107
- Tabela 2** Número de sementes germinadas de *Cyperus ligularis* em diferentes solos contendo elevados teores fitodisponíveis de elementos-traço 110
- Tabela 3** Germinação média de *Cyperus ligularis* em solos contendo elevados teores fitodisponíveis de elementos-traço..... 111

CAPÍTULO 5

Tabela 1	Teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, Cd e Pb das amostras de solo da cava de mineração	127
Tabela 2	Teores médios de Zn, Cd e Pb das amostras de <i>Cyperus ligularis</i> em solos com diferentes condições de contaminação.....	129
Tabela 3	Crescimento de <i>Cyperus ligularis</i> em solos com diferentes condições de contaminação por Zn, Cd e Pb.	130
Tabela 4	Características anatômicas da raiz de <i>Cyperus ligularis</i> em solos com diferentes concentrações de elementos-traço	133
Tabela 5	Espessura de tecidos do mesofilo de <i>Cyperus ligularis</i> após crescimento em solos contendo elementos-traço.	139
Tabela 6	Características anatômicas da folha de <i>C. ligularis</i> após crescimento em solos contendo diferentes concentrações de elementos-traço	140

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1	Introdução geral	18
1	INTRODUÇÃO		19
2	REFERENCIAL TEÓRICO		23
2.1	A mineração e seus efeitos ao meio ambiente		29
2.2	Recuperação de áreas degradadas pela atividade de mineração		25
2.3	Efeito dos elementos-traço nas plantas		29
2.4	Importância do uso de plantas nativas na recuperação de áreas degradadas		33
2.5	Histórico da área de estudo		35
2.6	Apresentação da espécie de estudo		37
	CONSIDERAÇÕES		41
	REFERÊNCIAS		43
	CAPÍTULO 2	Caracterização ambiental da área de uma cava de mineração de zinco visando sua reabilitação	54
1	INTRODUÇÃO		57
2	MATERIAL E MÉTODOS		59
2.1	Coleta e análise do solo da cava 3A		60
2.2	Coleta e identificação da vegetação da cava 3A		62
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO		63
3.1	Caracterização da vegetação da cava 3A		66
4	CONCLUSÃO		73
	REFERÊNCIAS		74
	CAPÍTULO 3	Características anatômicas e teor de elementos-traço de <i>Cyperus ligularis</i> L. após crescimento em área de mineração de zinco	76
1	INTRODUÇÃO		79
2	MATERIAL E MÉTODOS		81
3	RESULTADOS		86
4	DISCUSSÃO		92
5	CONCLUSÃO		98
	REFERÊNCIAS		99

	CAPÍTULO 4 Germinação de <i>Cyperus ligularis</i> L. (Cyperaceae) em solo contaminado por elementos-traço	102
1	INTRODUÇÃO	105
2	MATERIAL E MÉTODOS	107
3	RESULTADOS	110
4	DISCUSSÃO.....	112
5	CONCLUSÃO.....	115
	REFERÊNCIAS	116
	CAPÍTULO 5 Desenvolvimento de <i>Cyperus ligularis</i> L. em solos de área de mineração de Zn com diferentes teores de contaminação por elementos-traço	118
1	INTRODUÇÃO.....	121
2	MATERIAL E MÉTODOS	123
3	RESULTADOS	127
4	DISCUSSÃO.....	141
5	CONCLUSÃO.....	152
	REFERÊNCIAS	153
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	156

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

O solo é um dos recursos naturais mais importantes para garantir qualidade de vida ao homem. As modificações dos sistemas naturais pela atividade humana podem originar a formação de áreas degradadas e sua degradação constitui em grande prejuízo socioeconômico para as gerações atuais e enormes riscos para as gerações futuras (WADT et al., 2003).

A atividade de mineração, uma dessas atividades antrópicas, é de fundamental importância para a obtenção da matéria-prima necessária para a fabricação de bens indispensáveis ao homem, trazendo benefícios para a sociedade e para o desenvolvimento do país. Entretanto, o processo de obtenção desses recursos causa impactos ambientais que podem comprometer a saúde humana e dos ecossistemas, como a contaminação do solo. Solo contaminado é aquele que apresenta concentrações de determinado elemento químico acima do esperado em condições naturais, sendo essa contaminação, geralmente, resultante de atividades antrópicas (McBRIDE, 1994; SOARES et al., 2002). Se a contaminação resulta em alteração de sistemas biológicos ou bioquímicos, o solo é caracterizado como poluído (KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007).

Estudos ambientais em locais próximos a complexos industriais e de refino de minérios indicam concentrações elevadas de elementos-traço no solo. Ainda apontam essas atividades como principais responsáveis pela alteração na funcionalidade, biodiversidade e sustentabilidade dos ecossistemas, causando danos, às vezes irreversíveis, às propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (SOARES et al., 2002).

Alguns desses elementos químicos, como cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) não são utilizados em funções fisiológicas de seres vivos e causam danos estruturais quando entram na cadeia alimentar pela bioacumulação (CUI et al., 2005). Mesmo um elemento químico essencial às

plantas pode se tornar tóxico quando presente em alta concentração. Como exemplo, cita-se o zinco (Zn), que é um micronutriente essencial para o crescimento vegetal, mas afeta o metabolismo e o crescimento das plantas quando em alta concentração (MARSCHNER, 1995).

Nas últimas décadas, a divulgação desses estudos fez crescer o interesse e a preocupação da população com questões ambientais. Com isso, também cresceu o número de estudos que buscam maneiras de reabilitar solos contaminados por elementos-traço.

Na reabilitação dessas áreas, a fitorremediação aparece como técnica bastante promissora, especialmente no Brasil (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011), pois minimiza os impactos antrópicos e reestrutura *habitats* naturais, oferecendo uma maior segurança e eficiência com custos baixos (CARNEIRO; LUCAS PAULO, 2010; HENRY, 2000), especialmente quando comparada aos custos de técnicas como a vitrificação, escavação, entre outras (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000). Isso favorece o financiamento de estudos e ações de recuperação ambiental quando os recursos são escassos. A fitorremediação visa promover a cobertura do solo e sua descontaminação, além da melhorar a estética do ambiente. O foco desses estudos desenvolvidos está em encontrar espécies que apresentem tolerância aos elementos-traço no solo e que sejam potenciais bioacumuladoras desses contaminantes.

Dentro dos estudos de fitorremediação, o conhecimento sobre os mecanismos de tolerância das plantas aos elementos-traço vem crescendo, graças ao elevado número de trabalho que vem sendo desenvolvido com o objetivo de identificar as estratégias utilizadas pelas plantas para contornar os problemas causados pela contaminação do solo em que elas se encontram e garantir sua sobrevivência. Atualmente, já se verifica que existem grandes diferenças morfológicas entre as espécies vegetais tolerantes e as mais sensíveis aos efeitos dos elementos-traço no solo e que as principais diferenças ocorrem

em processos bioquímicos e fisiológicos. Observa-se, também, que a competição dos metais pela absorção das plantas demonstra que o excesso de Zn no solo pode levar a baixa absorção de Fe, acarretando na redução das taxas de fotossíntese (ROSEN; PIKE; GOLDEN, 1977), podendo resultar na morte da planta e que, muitas vezes, o Zn protege a planta dos efeitos nocivos dos elementos-traço, como o Cd (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; BERTON; CAMARGO; VALADARES, 1992).

Um fator importante que deve ser levado em consideração na fitorremediação é o uso de plantas nativas, o que reduz a perturbação no ambiente e pode facilitar o reestabelecimento da biodiversidade local com o passar do tempo. Espécies de algumas famílias botânicas já foram apontadas como promissoras na fitorremediação de solos com elevados teores de elementos-traço. Entre elas, estão as famílias Caryophyllaceae, Cyperaceae, e Plumbaginaceae (KABATA-PENDIAS, 2011).

Cyperus ligularis L.(Cyperaceae), que é uma espécie nativa da flora brasileira, possui capacidade de sobrevivência em ambientes com elevada concentração de elementos-traço no solo, visto que foi encontrada ocorrendo naturalmente em dois pontos de uma cava de mineração de zinco desativada. Essa cava, que corresponde à área de estudo, possui ampla extensão, com outros pontos que necessitam de revegetação. Nessas áreas, além de elevado teor fitodisponível de zinco (Zn), também são encontrados outros elementos tóxicos para plantas, como o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb), que, ao serem absorvidos e acumulados nos tecidos das plantas, provocam alterações no metabolismo de nutrientes, interferindo em seu crescimento.

A presença natural dessa espécie, em condições desfavoráveis ao desenvolvimento de plantas, faz com que seja uma candidata para uso na revegetação de outros pontos da área de estudo. Além disso, *Cyperus ligularis* se apresenta como uma espécie promissora para a recuperação desse tipo de área

perturbada, já que a polinização de suas flores e dispersão de frutos é realizada pelo vento, não dependendo de outros agentes.

Compreender os mecanismos utilizados por *Cyperus ligularis* nessas condições e a influência dos fatores ambientais na espécie em condições adversas pode favorecer o entendimento dos mecanismos de tolerância adotados pelas plantas nas condições ambientais locais e, assim, ajudar na tomada de decisão quanto à seleção de plantas a serem utilizadas na revegetação para recuperação ou reabilitação da área de estudo ou mesmo em ambientes em situação semelhante.

Assim sendo, a capacidade de absorção dos contaminantes do solo e a anatomia das plantas da espécie *Cyperus ligularis* encontradas em solos de áreas impactadas pela mineração de zinco foram estudadas em busca de evidências que expliquem sua ocorrência natural nesses locais. Também foram realizados estudos sobre suas formas de propagação, por sementes ou plantas jovens, buscando encontrar a melhor alternativa para cada ponto da cava a ser revegetado.

Além disso, este trabalho apresenta uma ampla lista de espécies encontradas na área de estudo, com maioria de espécies nativas e um estudo detalhado sobre as condições do solo local, visando contribuir para o aumento do conhecimento sobre as técnicas de fitorremediação de áreas mineradas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A mineração e seus efeitos ao meio ambiente

O zinco (Zn) é usado em muitas indústrias, principalmente, como proteção contra a corrosão do aço. É um componente importante de várias ligas e amplamente usado como catalisador na produção de borracha, pigmentos, plásticos, lubrificantes e pesticidas. Também é utilizado em baterias de automóveis, tubulações e dispositivos domésticos. Seus diferentes compostos também são aplicados em produtos médicos e odontológicos (KABATA-PENDIAS, 2011).

A mineração desse elemento é de extrema importância para o desenvolvimento do país e para a obtenção da matéria-prima necessária à fabricação de bens indispensáveis ao homem. Entretanto, o processo de obtenção desses recursos resulta em impactos ambientais de difícil reversão.

A mineração de superfície é uma atividade responsável por grandes impactos por promover retirada da camada superficial do solo (KOBİYAMA; MINELLA; FABRIS, 2001), entre outros fatores que podem comprometer a saúde da população local, dos ecossistemas e a vida de futuras gerações.

A atividade de mineração e a indústria metalúrgica, principalmente de metais não ferrosos, estão entre as atividades que mais contribuem para a poluição do solo com elementos-traço. Isso porque, ao promoverem a extração de alguns metais, essas atividades industriais produzem grandes quantidades de rejeitos, muitas vezes, com elevados teores de níquel (Ni), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), cádmio (Cd) e zinco (Zn), que afetam, severamente, a vegetação (BAKER et al., 1994) e as atividades biológicas do solo, como respiração e decomposição, no local de atuação das empresas e em áreas adjacentes (VANGRONSVELD; COLPAERT; TICHELEN, 1997).

Com o crescente desenvolvimento dessas atividades, a produção de resíduos vem aumentando, podendo formar grandes fontes de contaminação ambiental, pela possível presença de elevadas concentrações de elementos químicos. Enfatizam-se, nesta gama, os elementos-traço, termo que tem sido preferivelmente usado para definir metais catiônicos e aniônicos que, normalmente, estão presentes em baixas concentrações no ambiente, usualmente, abaixo de 1 g kg^{-1} (PIERZYNSKI; SIMS; VANCE, 1994; SPARKS, 1995).

A concentração desses elementos nos solos antes da adição antropogênica é, geralmente, aceita como benigna ou representa pouco risco, porque o crescimento de plantas ou a qualidade da água não são afetados adversamente (CHANG et al., 1984). Nos locais onde esses níveis base de elementos-traço são altos e em situações onde eles possam estar presentes, em formas muito móveis no solo, podendo vir a ser biodisponíveis, o risco gerado pela presença desses elementos-traço se eleva (GUILHERME et al., 2005).

Poucas espécies vegetais conseguem se estabelecer em regiões contaminadas pelo acúmulo de elementos-traço, em áreas de depósito de rejeito, resultantes do refino mineral ou da própria mineração. A maior parte das plantas apresenta reações ao estresse nesses ambientes (CHAVES FILHO; STACCIARINI-SERAPHIN, 2001). Isso acontece porque esses poluentes inorgânicos não podem ser degradados. Essas reações podem ser observadas em plantas que se desenvolvem em solos contaminados por altos teores de elementos fitotóxicos, como o que acontece em áreas de rejeito industrial. O termo estresse é utilizado pela maioria dos autores em sentido muito amplo visto que as plantas não possuem muitas possibilidades de respostas, apresentando sintomas semelhantes, independentemente, dos fatores de estresse (LICHTENTHALER, 1996).

2.2 Recuperação de áreas degradadas pela atividade de mineração

Grandes esforços têm sido feitos visando à reabilitação de solos contaminados por elementos-traço. Os métodos correntes de remediação de solos incluem remoção, lavagem do solo e estabilização física. Todos esses métodos possuem como desvantagem o alto custo (TU; MA, 2002). Os métodos tradicionais de remediação de solo contaminados precisam ser substituídos por métodos com custos mais baixos e menos agressivos ao ambiente.

Poluentes inorgânicos, como os elementos-traço, não podem ser degradados. Mas, quando estão biodisponíveis no solo, eles podem ser absorvidos e estabilizados nos tecidos vegetais (PILON-SMITS, 2005), processo denominado fitorremediação.

Esse processo se tornou uma opção atrativa para a despoluição de solos com elementos-traço, principalmente, em países em desenvolvimento, em que financiamentos para recuperação ambiental são escassos (NASCIMENTO; AMARASIRIWARDENA; XING, 2006). Accioly e Siqueira (2000) já apontavam a fitorremediação como uma prática promissora, com mercado garantido no país, em função da existência de inúmeras e extensas áreas contaminadas, particularmente, com elementos-traço.

Essa técnica consiste no uso de plantas para remover, imobilizar ou tornar os contaminantes inofensivos ao ecossistema (SALT; SMITH; RASKIN, 1998) e apresenta inúmeras vantagens, dada a sua natureza permanente, combinada aos baixos custos de manutenção, à proteção contra a erosão eólica e hídrica, à melhoria na estrutura do solo, ao aumento da fertilidade do solo e à recuperação da estética das áreas contaminadas (HENRY, 2000; RASKIN; ENSLEY, 2000). Já vem sendo amplamente empregada na descontaminação ambiental, podendo ser usada na recuperação de águas superficiais ou subterrâneas, solo e subsolo e ar contaminados.

Isso é possível, porque algumas espécies vegetais conseguem se estabelecer em ambientes com elevados teores de elementos-traço, desenvolvendo estratégias para contornar a fitotoxicidade dessas substâncias (BOVET et al., 2006).

O sucesso dos programas de fitorremediação depende da seleção natural ou artificial que as espécies apresentam em resposta ao estresse causado por determinados poluentes (PIRES et al., 2003). A escolha da estratégia a ser utilizada deve considerar diversos fatores, como as características do local contaminado (água ou solo e se são superficiais ou subterrâneos) e do contaminante (mobilidade e concentração), além da vegetação presente na área (PADMAVATHIAMMA; LI, 2007) e do destino a ser dado ao material absorvido.

É com base no destino dos contaminantes que os mecanismos fitorremediadores são classificados. Dessa forma, o poluente pode ser contido pela fitoimobilização, estabilizado (fitoestabilização), degradado (fitodegradação ou rizodegradação), volatilizado (fitovolatilização), extraído (fitoextração) ou filtrado, por rizofiltração (CUNINGHAM; BERTI, 1993; PILON-SMITS, 2005).

Os mecanismos mais indicados para recuperação de áreas com altos níveis de elementos-traço são a fitoextração e a fitoestabilização. As espécies herbáceas são mais empregadas na fitoextração por apresentarem melhores condições de manejo. Na fitoextração, o contaminante absorvido pela planta é translocado para as partes aéreas (caule e folhas), que são podadas quando atingem a capacidade máxima de extração, de forma que voltam a brotar e dar continuidade ao processo. O material recolhido pode ser reaproveitado através da recuperação dos elementos absorvidos ou empregado na produção de energia por meio da utilização da biomassa produzida como matéria prima para a produção de biocombustíveis (LIEVENS et al., 2008; SCHRÖDER et al., 2008).

Na fitoestabilização, a planta retém o contaminante na raiz ou no caule (no caso de espécies arbóreas), não sendo necessário realizar a coleta posterior,

dispensando investimento em planos de manejo. Esse mecanismo é empregado em solos com alto nível de contaminação, onde somente as espécies tolerantes conseguem se estabelecer, acumulando o elemento tóxico, sem prejudicar suas funções celulares em longo prazo. Segundo Zhao e McGrath (2009), ainda que os elementos permaneçam na área degradada, a fitoestabilização consiste em um mecanismo eficaz por reduzir o risco de erosão, lixiviação e contaminação do lençol freático.

A espécie vegetal empregada em programas de fitorremediação deve possuir características específicas para obtenção de sucesso, como tolerância ao acúmulo do poluente, capacidade de manter as atividades celulares e de produzir grande quantidade de biomassa, além de se adaptar às condições do ambiente impactado, com reprodução, propagação e coleta facilitada, caso seja necessário (OLIVEIRA et al., 2006).

Além de fitorremediar, algumas dessas espécies podem apresentar características que demonstram, em seu desenvolvimento e distribuição, os efeitos da contaminação e/ou das medidas utilizadas na recuperação dessas áreas, sendo denominadas bioindicadoras. Essas espécies são utilizadas por apresentarem respostas em curto prazo, permitindo melhor análise e planejamento das atividades de controle dos contaminantes pelo biomonitoramento (BOTELHO; CAMPOS, 2001).

Segundo Niemi e McDonald (2004), essas espécies podem ser classificadas, conforme as respostas apresentadas, sendo: (1) espécies “sentinelas”, espécies já conhecidas que são introduzidas no ambiente para indicar a presença do contaminante; (2) espécies “detectoras”, instalam-se, naturalmente e respondem bem ao estresse de forma mensurável; (3) espécies “exploradoras”, altamente especializadas e que reagem positivamente ao distúrbio ou agente causador do estresse; (4) espécies “acumuladoras”, que acumulam os contaminantes em seus órgãos e tecidos permitindo avaliar a

bioacumulação; e (5) espécies “bioensaio”, geralmente, utilizadas em experimentos controlados.

Muitas espécies herbáceas possuem as características (citadas anteriormente) descritas por Oliveira et al. (2006) e, por esse motivo, apresentam grande potencial para fitorremediar áreas contaminadas por elementos-traço (PIRES et al., 2003), podendo hiperacumular esses contaminantes. As plantas hiperacumuladoras são aquelas capazes de extrair e reter concentrações acima de 10 mg kg^{-1} de Hg; 100 mg kg^{-1} de As ou Cd; 1.000 mg kg^{-1} de Co, Cr, Cu ou Pb e $10.000 \text{ mg kg}^{-1}$ de Ni ou Zn (BAKER; BROOKS, 1989; BAKER et al., 1994) ou o teor de elementos-traço tóxicos com valor correspondente ao mínimo de 1% de sua matéria seca (MOHR; SCHOPFER, 1995).

Entretanto, muitos dos estudos que apresentam essas espécies são desenvolvidos em bioensaio, com uso de soluções nutritivas enriquecidas com os contaminantes estudados. Esses estudos, geralmente, proporcionam respostas rápidas e o biomonitoramento se torna facilitado. Por outro lado, poucos são aqueles realizados diretamente na área de estudo (por necessitarem de visitas constantes ao local) ou mesmo em casa de vegetação, estabelecendo contato direto da espécie com o solo contaminado, por exigirem maior tempo de duração, visto que os contaminantes não se encontram diluídos, sendo, então, absorvidos mais lentamente pelas plantas. Em estudos ecológicos, o uso do solo coletado no habitat da planta torna-se a melhor opção para obtenção de respostas mais precisas (BASKIN; BASKIN, 1998). Além disso, as plantas absorvem os elementos presentes na solução do solo quase sem distinção, sejam eles tóxicos ou não, mas o que determina o processo é o fator genético, sendo essencial que as plantas utilizadas sejam originárias da área a ser recuperada pela fitorremediação.

Outro fator que deve ser levado em consideração, para obtenção de sucesso no processo de recuperação de uma área minerada, assim como em qualquer área a ser reabilitada, é o conhecimento sobre o domínio ecológico em

que essa área está inserida. Em uma área de Cerrado, depara-se com fatores ambientais que podem interferir na manutenção das plantas. Os solos do Cerrado são, naturalmente, ricos em alumínio (Al), que é um elemento tóxico para as plantas, comprometendo o desenvolvimento adequado das raízes; e, geralmente, pobres em cálcio (Ca) em sua camada superficial. A falta de Ca, que é um macronutriente importante, pode comprometer o desenvolvimento da vegetação. A adição de Ca ao solo contribui para o balanço correto do nutriente no solo e reduz a fitodisponibilidade do Al (KABATA-PENDIAS, 2011).

Uma área em domínio de Cerrado possui outras características ambientais que devem ser observadas. A estação seca no Cerrado pode ter a duração de seis meses e, mesmo na estação chuvosa, alguns períodos de seca podem ocorrer. Nessa situação, a taxa de evapotranspiração aumenta e pode acarretar na morte das plantas, dada a redução de água disponível no solo (LOPES; GUILHERME, 2016).

2.3 Efeito dos elementos-traço nas plantas

Os efeitos dos elementos-traço nas plantas podem variar de acordo com a capacidade de cada espécie em tolerar a fitotoxicidade desses contaminantes. As espécies mais sensíveis já apresentam sintomas fitotóxicos com concentrações entre 100 e 400 mg kg⁻¹ de Zn e de 5 a 30 mg kg⁻¹ de Cd, na parte aérea, enquanto espécies hipertolerantes podem acumular mais de 3000 mg kg⁻¹ de Zn ou 100 mg kg⁻¹ de Cd (CARVALHO et al., 2013; KABATA-PENDIAS; MUKHERJEE, 2007; VAN DER ENT et al., 2012).

Uma característica comumente relatada em pesquisas com plantas em contato com elementos-traço é o baixo crescimento e intensa clorose nas folhas. Entre eles, cita-se o estudo de Andrade et al. (2009), que verificaram esses sintomas em *Paspalum notatum* Flügge (Poaceae), e o estudo de Nascimento,

Amarasiriwardena e Xing (2006), em plantas de *Brassica juncea* (L.) Czern. (Brassicaceae), ambos em solo multicontaminado por elementos-traço.

A absorção e translocação de altas concentrações de elementos-traço podem provocar mudanças estruturais e ultraestruturais nas plantas (SRIDHAR et al., 2005), afetando seu crescimento e processos fisiológicos.

Geralmente, as folhas possuem tecidos mais delicados, tornando-as mais sensíveis às condições ambientais, especialmente, atmosféricas. Mas, o contato da planta com elementos-traço do solo pode ser rapidamente percebido pelos sintomas de fitotoxidez, como a clorose e a necrose. Quando isso acontece, é possível verificar respostas plásticas nos tecidos que resultam em modificações morfológicas e anatômicas nesse órgão das plantas (SHI; CAI, 2009).

Entretanto, a raiz é o primeiro órgão da planta que entra em contato com os elementos-traço quando estes estão no solo. Sendo assim, o estudo das raízes das plantas, nessas condições, torna-se fundamental, visto que podem ser encontradas mudanças estruturais nos tecidos desse órgão, denominadas barreiras apoplásticas, que funcionam como proteção em espécies que apresentam tolerância aos contaminantes do ambiente. Vaculík et al. (2012) relatam modificações na raiz de *Salix caprea* L. (Salicaceae), com formação de barreiras apoplásticas após contato com elevadas doses de Cd e Zn.

O estudo da anatomia desses órgãos em plantas que crescem em ambientes com elevados teores de elementos-traço no solo torna-se uma importante ferramenta para ampliar o conhecimento dos mecanismos de tolerância das plantas (WOLFF et al., 2009). A anatomia ecológica é o estudo que interpreta essas alterações e visa identificar a influência dos fatores ambientais nas espécies vegetais, em determinadas condições (MONTEFUSCO, 2005), permitindo uso dessas informações para prever sua capacidade adaptativa.

A anatomia ecológica se divide em duas linhas. Uma visa utilizar características anatômicas que ocorrem em plantas de diferentes espécies,

submetidas às mesmas condições ambientais e determinando em que frequência estas características ocorrem, buscando compreender a convergência adaptativa nessa comunidade. A outra linha estuda a anatomia de indivíduos de uma mesma espécie, em condições ambientais diferentes, para identificar as modificações que podem levar à divergência adaptativa (SCREMIN-DIAS, 2007).

Dentro da última linha de pesquisa citada, vem crescendo o número de estudos sobre a anatomia de plantas, quando submetidas ao contato com elementos-traço no solo, visando, especialmente, conhecer os mecanismos que possibilitam o estabelecimento de espécies vegetais em solos contaminados para promover a revegetação de áreas degradadas.

A redução da epiderme e perda de células do parênquima paliçádico e esponjoso das folhas de plantas submetidas ao alto nível de Zn no solo foram modificações apontadas por Sridhar et al. (2005). A redução em células parenquimáticas e na espessura dos feixes vasculares, também, foi observada por Silva (2006), em *Brachiaria decumbens* Stapf (Poaceae), em solo multicontaminado por elementos-traço, entre eles o Cd e o Zn.

De modo geral, os sintomas evidentes nas plantas por elevados teores de Cd no solo são o retardo no crescimento, clorose nas folhas com margem foliar em tom vermelho-castanho e danos à raiz. O acúmulo de Cd nas plantas provoca desequilíbrio na absorção de minerais, como Ca, Cu, Fe, Mn e Zn (DONG; WU; ZHANG, 2006). A fitotoxicidade do Cd interfere, também, no metabolismo normal de alguns micronutrientes, inibindo a fotossíntese, modifica a transpiração e fixação de CO₂ e altera a permeabilidade das membranas celulares, reduz o transporte de água, reduzindo a tolerância ao estresse hídrico, ainda, inibe o crescimento do eixo embrionário e da radícula, atrasando a germinação de sementes (KABATA-PENDIAS, 2011).

Além de não ter valor nutricional para as plantas, o chumbo é um dos elementos mais tóxicos entre os encontrados na contaminação ambiental,

entrando no ambiente pela mineração, fundição, queima de carvão, efluentes de indústria de baterias, fabricação de tintas, aditivos de pigmentos na gasolina, pesticidas e fertilizantes agrícolas (EICK, 1999; KABATA-PENDIAS, 2011).

O chumbo causa diversos efeitos negativos em plantas. Quando absorvido, a translocação desse elemento é baixa, ficando a maior proporção bioacumulada nas raízes das plantas (KABATA-PENDIAS, 2011), o que foi verificado, também, por Andrade et al. (2009) em *Paspalum notatum* Flüggé (Poaceae). O chumbo, presente na solução do solo, retarda a germinação de sementes e o crescimento das plantas, altera a permeabilidade das membranas celulares, modificando o balanço hídrico e hormonal, além de provocar distúrbios na absorção de nutrientes (SHARMA; DUBEY, 2005).

O zinco é um micronutriente essencial às plantas e desempenha papéis essenciais no metabolismo de plantas, atuando como um componente de uma variedade de enzimas e no metabolismo de proteínas e fosfatos. Sendo assim, a falta desse elemento causa prejuízos ao desenvolvimento normal da vegetação.

Em elevadas concentrações, esse metal atinge níveis tóxicos no ambiente, podendo afetar o crescimento e o metabolismo das espécies vegetais (MARSCHNER, 1995). As formas solúveis de zinco são prontamente disponíveis para as plantas e sua absorção tem sido relatada como sendo linear com a concentração de metal na solução nutritiva (MALAVOLTA, 1994) e no solo, porém a taxa de absorção desse elemento difere muito entre as espécies vegetais (KABATA-PENDIAS, 2011).

Algumas espécies, em solos com excesso desse elemento, podem bioacumular grande quantidade do metal sem apresentar sintomas de toxicidade, especialmente, espécies das famílias Caryophyllaceae, Cyperaceae e Plumbaginaceae (KABATA-PENDIAS, 2011). Como exemplo, cita-se a espécie *Gomphrena claussenii* Moq. (Amaranthaceae) que foi apontada como uma espécie hiperacumuladora, ou metalófito, de Zn e, também, de Cd por Carvalho

et al. (2013), apresentando sintomas de fitotoxicidade em concentrações acima de 3000 μM de Zn e 100 μM Cd, no teste hidropônico em casa de vegetação.

As plantas, geralmente, refletem as modificações provocadas pelo zinco pelo crescimento, sendo boas indicadoras em estudos biogeoquímicos (KABATA-PENDIAS, 2011). Entre os sintomas que podem aparecer, Wolff et al. (2009) relatam o surgimento de clorose nas folhas em *Salvinia auriculata* Aubl. (Salviniaceae), cultivada em solução nutritiva com altas doses desse elemento, além de redução no crescimento e na produção de biomassa pela planta.

2.4 Importância do uso de plantas nativas na recuperação de áreas degradadas

A recuperação de áreas degradadas não é uma atividade recente. Inicialmente, a revegetação dessas áreas era feita com plantio de árvores sem critérios ecológicos na escolha das espécies e muitas espécies exóticas. Espécies exóticas são aquelas que não seriam encontradas no ambiente sem o transporte humano, seja ele acidental ou intencional (MORO et al., 2012).

Na segunda fase da recuperação de áreas degradadas foi iniciado o plantio de árvores nativas brasileiras com baixa diversidade florística, na intenção de promover a inserção da sucessão florestal. Segundo Moro et al. (2012), espécies nativas pertencem à flora local e são encontradas por sua própria capacidade de dispersão e competência ecológica.

A incorporação dos conceitos de distribuição espacial das plantas jovens no campo surgiu depois, já com a utilização de alta diversidade de nativas regionais. Essa etapa trouxe um vasto conhecimento dos mecanismos de sucessão ecológica, que visava promover a restauração dos processos ecológicos que constroem uma floresta, sem visar a um clímax único. A sucessão ecológica consiste na substituição sequencial de espécies em uma comunidade e compreende todas as etapas desde a colonização

por espécies pioneiras, passando por espécies secundárias até chegar ao clímax do ambiente.

As espécies pioneiras são estrategistas *r*: que apresentam características que facilitam a colonização de ambientes degradados, como a capacidade de se multiplicar rapidamente, com produção de muitas sementes, que necessitam de muita luz para germinar, produzindo muitos descendentes já na fase inicial da vida, visto que, geralmente, o seu tempo de vida é curto (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006). Essa característica faz com que as espécies pioneiras sejam ótimas colonizadoras de clareiras. Entre elas, uma boa indicadora de impacto ambiental recente em uma área é presença da *Cecropia* sp. (Urticaceae).

Já as espécies clímax são estrategistas *k*: que investem mais tempo no crescimento vegetativo, com tempo de vida longo, produzindo poucos descendentes e suas sementes germinam em locais sombreados (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006). Nesse grupo encontram árvores frondosas como a *Cariniana* sp. (Lecythidaceae).

O principal problema no uso de espécies exóticas está na interação entre espécies colonizadoras e sucessoras. Dependendo do ambiente a ser revegetado, as espécies exóticas podem inibir o estabelecimento de espécies nativas, em segundo ou terceiro estágio de sucessão, pela competição por recursos, levando à criação de uma cadeia de extinção. A exclusão das espécies nativas por competição acontece pela geração de uma barreira natural que inibe a entrada por germinação de sementes de espécies nativas. Nessa situação, as espécies mais vulneráveis à extinção são aquelas que possuem área de ocorrência restrita, geralmente de grande porte e com baixa densidade populacional e/ou pouca variabilidade genética.

A preocupação com as perdas de espécies nativas, provocadas pelas introduções de espécies exóticas, não é recente, como apontam Vásquez-Yanes e Batis (1996), em estudo da capacidade de restauração ambiental com espécies nativas, no

México. Nesse sentido, as espécies nativas ganharam destaque, também, no paisagismo urbano (SIQUEIRA; TÁVORA, 2010).

O uso de espécies nativas, na recuperação de áreas degradadas, já vem sendo aplicado, inclusive, na fitorremediação de áreas contaminadas por elementos-traço, não só no Brasil, mas em diversas partes do mundo, como é mostrado por Becerril et al. (2007). No Brasil, diversas espécies vêm sendo testadas quanto à sua tolerância aos elementos tóxicos presentes no ambiente. Citam-se estudos com o aguapé, *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae), sobre sua resistência ao arsênio (PEREIRA et al., 2011) e aos altos níveis de nutrientes (ALVES et al., 2003); e o estudo sobre a influência do cádmio na absorção de nutrientes pelo Ipê-roxo, *Handroanthus impetiginosus* (Martius ex A.P. de Candolle) J.R. Mattos (Bignoniaceae), identificada, anteriormente, como *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC.) Standl. (Bignoniaceae), realizado por Paiva et al. (2004). Costa et al. (2012) relatam que *Ricinus communis* L. (Euphorbiaceae) possui tolerância ao Pb e apresenta baixa taxa de crescimento na presença de Cd.

2.5 Histórico a área de estudo

O Estado de Minas Gerais detém 92% das reservas brasileiras de zinco (Zn), sendo responsável por, praticamente, 100% da produção (BIGARELLI; ALVES, 1998). Uma das empresas produtoras é a Votorantim Metais, com atividades de mineração localizadas em Vazante e Paracatu, MG.

O município de Vazante, situado nas coordenadas 17,98°S e 46,9°W, região Noroeste de Minas Gerais, possui, aproximadamente, 20 mil habitantes e tem sua economia baseada na atividade industrial, correspondendo a 46% do Produto Interno Bruto (PIB), segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2012).

A principal atividade industrial do município é a exploração de minério de zinco, que teve início em 1969, pela empresa Mineração Areiense S/A (MASA), com

falência decretada em 1998 (MINAS GERAIS, 2010). Em 2004, a empresa Votorantim Metais Zinco S/A adquiriu os direitos de exploração no leilão de alienação dos direitos minerários da massa falida. Ao adquirir os direitos de mineração, os passivos ambientais presentes na área foram assumidos pela empresa, tornando-a responsável pela mitigação e compensação dos danos, conforme PROTOCOLO N° 512619/2010 (MINAS GERAIS, 2010).

Este estudo foi realizado pela necessidade de recuperação de uma cava de mineração de zinco desativada, inserida na área da Votorantim Metais, Unidade Vazante. Por meio de parceria existente entre a Universidade Federal de Lavras (UFLA) e a empresa Votorantim Metais – Unidade Vazante, estudos sobre os efeitos dos elementos-traço, concentrados no solo das áreas de mineração em espécies nativas do Cerrado, foram realizados com o objetivo de promover a descontaminação e recuperação ambiental, por meio das técnicas de fitorremediação, visando alcançar adequação com a Resolução 420/2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo, quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas” (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, 2009).

Sendo assim, como cumprimento ao licenciamento ambiental, a empresa se compromete a elaborar e executar um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) para cada passivo ambiental, entre eles, o que se refere a Cava 3A, de acordo com a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), regulamentada pela Lei Federal 6.938/81, que “Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências” (BRASIL, 1981), procedimento obrigatório em processos de licenciamento de atividades poluidoras ou modificadoras do ambiente natural (PEREIRA et al., 2014).

Entre os passivos ambientais está a Cava 3A, que possui extensão aproximada de 1.400 m e área de 26,2 ha e apresenta características distintas, como as diferenças na textura do solo, pH, disponibilidade de micro e macronutrientes, além da contaminação por elevados teores de elementos-traço.

No interior da Cava 3A é possível verificar o início de uma formação vegetacional inicial, embora haja grandes áreas com solo exposto, com pontos de erosão. A riqueza de espécies é baixa, com predomínio de plantas herbáceas e subarborescentes, pioneiras, anuais ou perenes.

2.6 Apresentação da espécie de estudo

Cyperaceae é uma das maiores famílias de Angiospermas e a segunda maior na ordem Poales (GOVAERTS et al., 2007). É uma família cosmopolita com cerca de 5.500 espécies, sendo a terceira com maior representatividade entre as monocotiledôneas. As espécies estão catalogadas em 102 gêneros, 14 tribos e duas subfamílias (GOETGHEBEUR, 1998; GOVAERTS et al., 2007).

Os avanços nos estudos filogenéticos permitiram a reclassificação da família Cyperaceae, inserindo-a na ordem Poales. Anteriormente, a família esteve incluída na ordem Cyperales (CRONQUIST, 1988) e Juncales (THORNE, 2000). Após estudos realizados pelo Angiosperm Phylogeny Group¹, a família foi inserida na ordem Poales (APG, 1998 – pouco usual) e mantida nessa ordem nos sistemas Angiosperm Phylogeny Group - APG II (2003) e Angiosperm Phylogeny Group - APG III (2009), sendo esse sistema de classificação vegetal aceito atualmente. Porém, esta classificação permanece em constante atualização. A classificação genética dessa família não foi concluída e, por isso, ainda são muitos os questionamentos

¹ Angiosperm Phylogeny Group (APG) é um grupo de biólogos pesquisadores, baseados nos Estados Unidos da América, dedicados ao estudo de classificação filogenética das Angiospermas.

taxonômicos, resultando em muitos subgêneros e grupo separados (MUASYA; SIMPSON; CHASE, 2002).

No Brasil são encontradas 678 espécies distribuídas em 42 gêneros. O gênero *Cyperus* L. está entre os mais representativos (ALVES et al., 2009). As espécies dessa família são encontradas no Cerrado, em campos rupestres, áreas de matas (principalmente, em bordas), terrenos alagados como os brejos e pântanos, margens de rios e lagos, sendo encontradas, frequentemente, em áreas abertas e ambientes alterados (BRYSON; CARTER, 2008; GOETGHEBEUR, 1998).

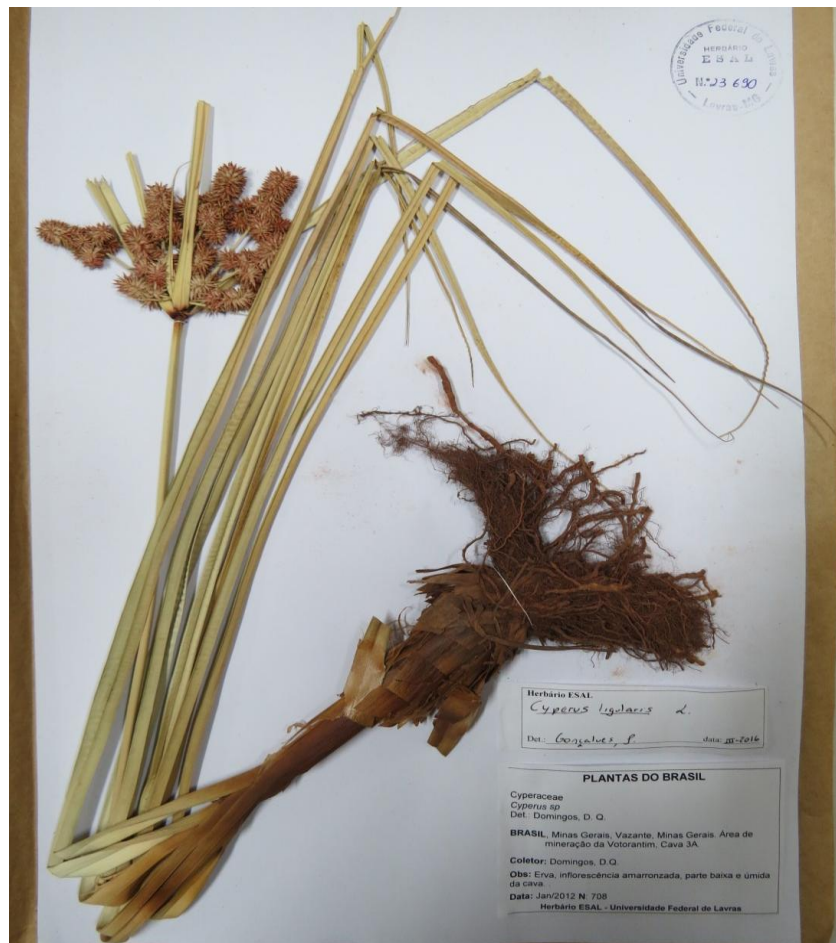
Plantas do gênero *Cyperus* possuem alta taxa de reprodução e, por serem de difícil controle em áreas agrícolas, as espécies dessa família são, comumente, denominadas invasoras, especialmente, quando encontradas em áreas agricultáveis, embora algumas espécies apresentem valor econômico e/ou medicinal. Leck e Schütz (2005) apontam que suas sementes de espécies da família Cyperaceae podem persistir em bancos de sementes até que as condições ambientais sejam favoráveis à germinação e que essas plantas podem apresentar estratégias reprodutivas variadas, conforme o hábitat, favorecendo a colonização de ambientes perturbados.

Características comuns em plantas do gênero *Cyperus* são as hastes rígidas com formato, geralmente, triangular envoltas por folhas alternas pontiagudas com bainhas fechadas e dispersão de sementes facilitada pelo vento ou por aderência em animais. *Cyperus ligularis* L., encontrada em uma área de mineração de zinco (FIGURA 1), como as plantas do gênero *Cyperus* L., é uma erva perene, cespitosa ou rizomatosa. Possui folhas formando rosetas e escapos rígidos triangulares em seção transversal. Apresenta inflorescência antelóide com cada pedúnculo terminando em um grupo de espigas ou espiguetas, ou espiguetas reunidas em fascículos digitados ou glomérulos capituliformes. As espiguetas são multifloras, com glumas dispostas disticamente, persistentes ou decíduas. Flores bissexuadas; o androceu, geralmente, apresenta 3 estames, podendo-se encontrar 1 ou 2; gineceu com 1 pistilo e de 2 a 3 carpelos. Ovário superior com placentação basal única. O fruto é um aquênio trígono

ou biconvexo; base do estilete não persistente; cerdas hipóginas ausentes (HEFLER, 2010; KERN, 1974; VITTA; PRATA, 2009).

Cerca de 1.500 das espécies dessa família apresentam anatomia Kranz (BRUHL; WILSON, 2007). Essa estrutura é constituída pela camada de células parenquimáticas do mesofilo, a bainha do feixe e o feixe vascular e está relacionada com a fotossíntese em plantas C4 (SAGE, 2004).

Figura 1 Exsicata de *Cyperus ligularis* L. incorporada ao acervo do Herbário ESAL, na Universidade Federal de Lavras – UFLA.



Legenda: Registro nº 23690. Planta coletada em área de mineração de zinco no município de Vazante, MG.

Fonte: Do autor (2016)

Estudos sobre a anatomia da família Cyperaceae são, basicamente, restritos às espécies de valor econômico. Dentre elas, destaca-se o estudo de relações ecológicas visando o aumento de biomassa de *Cyperus papyrus* L. (OPIO, et al., 2014; MUTHURI; JONESH; IMBAMBA, 1989; SERAG, 2003). A fibra retirada do escape floral dessa espécie é utilizada na fabricação do papiro, precursor do papel. Historiadores datam seu uso em 2500 a.C., sendo utilizado até os dias atuais.

Espécies do gênero *Cyperus*, entre outros da família Cyperaceae, já foram testadas como fitorremediadoras em solos contendo contaminantes diversos ou por resistência às altas concentrações de elementos químicos no substrato. Nesse sentido, *Cyperus maritimus* Poir apresenta características de resistência ao estresse hídrico e salino (MARTINS; MACHADO; ALVES, 2008).

Jesus et al. (2009) relatam comportamento hiperacumulador de alumínio, chumbo e zinco em *Cyperus rotundus* L., conhecida como tiririca, com crescimento em área de descarte de resíduos industriais e, ainda, a capacidade dessa espécie em absorver cádmio e níquel, entre outros metais. *C. rotundus* L., *C. eragrostis* Lam. e *C. flavus* (Vahl) Nees. foram encontradas por Carneiro e Irgang (1999) entre as espécies colonizadoras de um aterro sanitário.

Estudos de controle biológico de *Cyperus rotundus* são estimulados, já que essa e muitas espécies da família Cyperaceae são consideradas plantas invasoras de áreas cultivadas, como no estudo de Silva (2000), que relata o acúmulo de calda de pulverização nessa espécie em diferentes condições de aplicação. *C. rotundus*, também, teve suas propriedades medicinais estudadas, por apresentar compostos químicos citoprotetores contra úlcera gástrica (GÜLDÜR et al., 2010). Registros sobre o uso medicinal de *C. ligularis* não foram encontrados.

3 CONSIDERAÇÕES

O interesse e a preocupação da população com questões ambientais são crescentes. Provavelmente, também, são irreversíveis, observando-se a comoção provocada pelos desastres ambientais ocorridos nos últimos anos, não só no Brasil, mas no mundo.

Esses desastres, por causa natural ou falha humana, provocam não só enormes prejuízos para a economia, mas, principalmente, a perda de vidas humanas e de biodiversidade.

Como foi dito anteriormente, a mineração ainda é uma atividade fundamental para o bem estar da sociedade e, provavelmente, assim será por muitos anos, dada a necessidade cada vez maior de produção de bens de consumo em tecnologia e alimentos. Entretanto, é necessário buscar, com urgência, alternativas de mitigação dos impactos dessa atividade.

A contaminação do solo no Cerrado, gerada pelas atividades de mineração, constitui grande fator de risco para a manutenção da biodiversidade em regiões próximas às áreas de depósito de rejeito industrial, resultante dessas atividades dentro desse domínio.

O uso das técnicas de fitorremediação pode ajudar a minimizar os impactos causados pela mineração nessas áreas. A fitorremediação é uma técnica que apresenta algumas limitações, entre elas pode-se citar a dificuldade na escolha das espécies que serão utilizadas de acordo com o tipo de contaminante, a influência dos fatores ambientais (variações na temperatura, umidade, luminosidade, entre outros) e o destino que será dado ao material, em caso de coleta, além da introdução dos contaminantes na cadeia trófica.

Apesar dessas limitações, os benefícios apresentados pelo uso da fitorremediação são satisfatórios, embora muitas pesquisas, em diversas áreas,

ainda, sejam necessárias para melhor identificação das espécies com potencial fitorremediador e meios de se contornar os problemas que possam surgir.

O uso de espécies nativas torna-se essencial para evitar os impactos causados pela introdução de espécies exóticas, como a alteração no ambiente e a perda de biodiversidade. Uma boa ferramenta de avaliação da tolerância de espécies vegetais, em condições de alta contaminação do solo por elementos-traço, é o estudo de suas modificações anatômicas. As respostas apresentadas por essas variações podem ajudar na compreensão da influência desses contaminantes sobre a flora e facilitar na seleção de espécies com maior potencial fitorremediador a serem utilizadas em programas de recuperação de áreas degradadas.

REFERÊNCIAS

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. [Ed.]. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v. 1, p. 299-352.

ALVES, E. et al. Ações fisiológicas e bioquímicas de plantas de aguapé (*Eichornia crassipes*) cultivadas com níveis excessivos de nutrientes. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 21, p. 27-35, 2003. Edição especial.

ALVES, M. et al. Diversity of Cyperaceae in Brazil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 4, p.771-782, 2009.

ANDRADE, M. G. et al. Metais pesados em solos de área de mineração e Metalurgia de chumbo: fitoextração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 1879-1888, 2009.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 141, p. 399-436, 2003.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n 2, p.105-121, 2009.

BAKER, A. J. M. et al. The possibility of *in situ* heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal accumulating plants. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 11, p. 41-49, 1994.

BAKER, A. M. J.; BROOKS, R. R. Terrestrial higher plants with hyperaccumulate metallic elements: a review of their distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, Münster, v. 1, p. 81-126, 1989.

BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. **Seeds:** ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination. San Diego: Academic, 1998. 666 p.

BECERRIL, J. M. et al. Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. **Ecosistemas**, Móstoles, v. 16, n. 2, p. 50-55, 2007.

BEGON, M.; TOWNSEND, R.; HARPER, C. J. L **Ecology:** from individuals to ecosystems. 4th ed. Oxford: Blackwell, 2006.

BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. Fertilizantes e poluição. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20., 1992, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: [s. n.], 1992. p. 299-231.

BIGARELLI, W.; ALVES, F. Minas Gerais: mantendo-se como líder na mineração brasileira. **Brasil Mineral**, São Paulo, v. 162, p. 14-18, 1998.

BOTELHO, C. G.; CAMPOS, C. M. **Recursos naturais renováveis e impacto ambiental.** Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. p. 166-170.

BOVET, L. et al. Cadmium accumulation capacities of *Arabis alpine* under environmental conditions. **Environmental and Experimental Botany**, Amsterdam, v. 57, n. 1/2, p. 80-88, Aug. 2006.

BRASIL. Lei nº 6.938 de 31 de Agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 2 set. 1981.

BRUHL, J. J.; WILSON, K. L. Towards a comprehensive survey of C3 and C4 photosynthetic pathway in Cyperaceae. In: COLUMBUS, J. T. et al. (Ed.). **Monocots:** comparative biology and evolution. Claremont: Botanic Garden, 2007. p. 99-148.

BRYSON, C. T.; CARTER, R. The significance of Cyperaceae as weeds. In: NACZI, R. F.; FORD, B. A. (Ed.). **Sedges, uses, diversity, and systematic of the Cyperaceae**. Missouri: Monogr Syst Bot Mo Bot Gard 108, 2008. p. 15-101.

CARNEIRO, A. M.; IRGANG, B. E. Colonização vegetal em aterro sanitário na região urbana de Porto Alegre, RS, Brasil. **Revista da Faculdade Zootecnia Veterinária e Agropecuária**, Uruguaiana, v. 5, p. 21-28, 1999.

CARNEIRO, D. A.; LUCAS PAULO, G. A biorremediação como ferramenta para a descontaminação de ambientes terrestres e aquáticos. **Revista Tecer**, Belo Horizonte, v. 3, n. 4, p. 82, 2010.

CARVALHO, M. T. V. et al. *Gomphrena clausenii*, the first South-American metallophyte species with indicator-like Zn and Cd accumulation and extreme metal tolerance. **Frontiers in Plant Science**, Melbourne, v. 4, p. 1-10, 2013.

CHANG, A.C. et al. Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, n. 1, p. 87-91, 1984.

CHAVES FILHO, J. T.; STACCIARINI-SERAPHIN, E. Alteração no potencial osmótico e teor de carboidratos solúveis em plantas jovens de lobeira (*Solanum lycocarpum* St.-Hil.) em resposta ao estresse hídrico. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 2, p. 199-204, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 30 dez. 2009.

COSTA, E. T. S. et al. Assessing the tolerance of Castor Bean to Cd and Pb for Phytoremediation Purposes. **Biological Trace Element Research**, Clifton, v. 145, p. 93-100, 2012.

CRONQUIST, A. **The evolution and classification of flowering plants**. New York: The New York Botanical Garden, 1988. 555 p.

CUI, Y. et al. Exposure to metal mixtures and human health impacts in a contaminated area in Nanning, China. **Environment International**, New York, v. 31, p. 784-790, 2005.

CUNNINGHAM, S.; BERTI, W. R. The remediation of contaminated soils with green plants; an overview. **In Vitro Cellular and Development Biology-Plant**, Berlin, v. 29, p. 207-212, 1993.

DONG, J.; WU, F. B.; ZHANG, G. P. Influence of cadmium on antioxidant capacity and four microelement concentrations in tomato seedlings (*Lycopersicon esculentum*). **Chemosphere**, Oxford, v. 64, p. 1659–1666, 2006.
EICK, M. J. Kinetics of Pb absorption/desorption on goethite: residence time effect. **Soil Science**, Madison, v. 164, p. 28–39, 1999.

GOETGHEBEUR, P. Cyperaceae. In: KUBITZKI, K. et al. (Ed.). **The families and genera of vascular plants**. Berlin: Springer-Verlag, 1998. p. 141-190.

GOVAERTS, R. et al. **World checklist of Cyperaceae**. Kew: The Board of Trustees of the Royal Botanical Garden, 2007.

GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 4, p. 345-390, 2005.

GÜLDÜR, M. E. et al. Gastroprotective effect of *Cyperus rotundus* extract against gastric mucosal injury induced by ischemia and reperfusion in rats. **International Journal of Pharmacology**, Pakistan, v. 6, n. 2, p. 104-110, 2010.

HEFLER, S. M. Novidades taxonômicas em espécies de *Cyperus* subg. *Cyperus* (Cyperaceae). **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 61, p. 7-14, 2010. Supl.

HENRY, J. R. **An overview of the phytoremediation of lead and mercury**, 2000. Disponível em: <<http://www.clu-in.org>>. Acesso em: 10 dez. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades. Minas Gerais**. Vazante, 2012. Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/236X6>>. Acesso em: 9 abr. 2012.

JESUS, S. L. et al. Potencial de utilização de *Cyperus rotundus* na descontaminação de áreas de descarte de resíduos industriais com elevados teores de metais. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 27, n. 4, p. 641-645, 2009.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Trace elements from soil to human**. New York: Springer-Verlag, 2007. 550 p.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4th ed. Flórida: CRC, 2011. 505 p.

KERN, J. H. Cyperaceae. In: STEENIS, C. G. G. J. van. (Ed.). **Flora Malesiana**. Leyde: Noordhoff International, 1974. v. 7, part 3, p. 435-753.

KOBIYAMA, M.; MINELLA, L. P. G.; FABRIS, R. Áreas degradadas e sua recuperação. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 10-17, 2001.

LECK, M. A.; SCHÜTZ, W. Regeneration of Cyperaceae, with particular reference to seed ecology and seed banks. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 7, p. 95-133, 2005.

LICHTENTHALER, H. K. Vegetation stress: an introduction to the stress concept in plants. **Journal Plant Physiology**, Jena, v. 148, n. 1, p. 4-14, 1996.

LIEVENS, C. et al. Study of the potential valorisation of heavy metal contaminated biomass via phytoremediation by fast pyrolysis: Part II:

Characterisation of the liquid and gaseous fraction as a function of the temperature. **Fuel**, London, v. 87, p. 1906-1916, 2008.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. A Career Perspective on Soil Management in the Cerrado Region of Brazil. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 137, p. 1-72, 2016.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental**: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos. São Paulo: ProduQuímica, 1994. 153 p.

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**, Viçosa, MG, v. 35, n. 1, p. 1, 2011.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. San Diego: Academic, 1995.

MARTINS, S.; MACHADO, S. R.; ALVES, M. Anatomia e ultra-estrutura foliar de *Cyperus maritimus* Poir. (Cyperaceae): estratégias adaptativas ao ambiente de dunas litorâneas. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 493-503, 2008.

Mc BRIDE, M. D. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University, 1994. 406 p.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Superintendência Regional de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – Noroeste de Minas. **Protocolo nº 512619/2010**. Parecer Único. SUPRAM NOR. Unaí, 2010. 47 p.

MOHR, H.; SCHOPFER, P. **Plant physiology**. Berlim: Springer-Verlag, 1995.
MONTEFUSO, A. R. G. **Anatomia ecológica do lenho de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) coville (Leguminosae), barbatimão, no Parque Estadual**

do Cerrado – Jaguariaíva-PR. 2005. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MORO, M. F. et al. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.

MUASYA, A. M.; SIMPSON, D. A.; CHASE, M. W. Phylogenetic relationships in *Cyperus* L. s.l. (Cyperaceae) inferred from plastid DNA sequence data. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 138, p. 145-153, 2002.

MUTHURI, F. M.; JONESH, M. B.; IMBAMBA, S. K. Primary productivity of Papyrus (*Cyperus papyrus*) in a Tropical Swamp; Lake Naivasha, Kenya. **Biomass**, London, v. 18, p. 1-14, 1989.

NASCIMENTO, C. W. A.; AMARASIRIWARDENA, D.; XING, B. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. **Environmental Pollution**, Barking, v. 140, p. 114-123, 2006.

NIEMI, G. J.; McDONALD, M. E. Application of ecological indicators. **Annual Review Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 89-111, Dec. 2004.

OLIVEIRA, D. B. et al. **Fitorremediação**: o estado da arte. Rio de Janeiro: CETEM-MCT, 2006. 32 p. (Série Tecnologia Ambiental, 39).

OPIO, A. et al. Growth and development of *Cyperus papyrus* in a Tropical Wetland. **Open Journal of Ecology**, Oxford, n. 4, p. 113-123, 2014.

PADMAVATHIAMMA, P. K.; LI, L. Y. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. **Water, Air and Soil Pollution**, Amsterdam, v. 184, n. 1/4, p. 105-126, Sept. 2007.

PAIVA, H. N. et al. Absorção de nutrientes por mudas de Ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.) em solução nutritiva contaminada por cádmio. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 2, p. 189-197, 2004.

PEREIRA, F. J. et al. Mecanismos anatômicos e fisiológicos de plantas de aguapé para a tolerância à contaminação por Arsênio. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 29, n. 2, p. 259-27, 2011.

PEREIRA, J. A. A. et al. **Fundamentos da avaliação de impactos ambientais com estudo de caso**. Lavras: UFLA, 2014. v. 1, 188 p.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. Boca Raton: Lewis, 1994. 313 p.

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

PIRES, F. R. et al. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 21, n. 2, p. 335-341, maio/ago. 2003.

RASKIN, I.; ENSLEY, B. **Phytoremediation of toxic metals. Using plants to clean up the environmental**. New York: J. Wiley, 2000. 304 p.

ROSEN, J. A.; PIKE, S. C.; GOLDEN, M. L. Zinc, iron, and chlorophyll metabolism in zinc-toxic corn. **Plant Physiology**, Bethesda, v. 59, p. 1085-1087. 1977.

SAGE, R. F. The evolution of C4 photosynthesis. **New Phytologist**, Lancaster, v. 161, p. 341-370, 2004.

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 49, p. 643-68, June 1998.

SCHRÖDER, P. et al. Bioenergy to save the world – Producing novel energy plants for growth on abandoned land. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsburg, v. 15, n. 3, p. 196-204, May 2008.

SCREMIN-DIAS, E. Anatomia ecológica de espécies nativas: relação entre o ambiente e a estrutura é casual ou adaptativa? In: BARBOSA, L. M.; SANTOS-JÚNIOR, N. A. (Org.). **A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais**. São Paulo: Sociedade Botânica do Brasil, 2007. p. 382-388.

SERAG, M. S. Ecology and biomass production of *Cyperus papyrus* L. on the Nile bank at Damietta, Egypt. **Journal of Mediterranean Ecology**, Ghent, v. 4, n. 3/4, p. 15-24, 2003.

SHARMA, P.; DUBEY, R. S. Pb toxicity in plants. **Brazilian Journal Plant Physiology**, Minneápolis, v. 17, p. 35–52, 2005.

SHI, G.; CAI, Q. Leaf plasticity in peanut (*Arachis hypogaea* L.) in response to heavy metal stress. **Environmental and Experimental Botany**, Elmsford, v.67, p. 112–117, 2009.

SILVA, M. A. S. **Depósitos da calda de pulverização no solo e em plantas de tiririca (*Cyperus rotundus* L.) em diferentes condições de aplicação**. 2000. 57 f. Tese (Doutorado em Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2000.

SILVA, S. **Fungos micorrízicos arbusculares no crescimento, extração de metais pesados e características anatômicas de *Brachiaria decumbens* Stapf em solos contaminados com metais pesados**. 2006. 82 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

SIQUEIRA SJ, J. C.; TÁVORA, G. S. Valoração de modelo paisagístico com espécies nativas em área urbana: subsídios para a conservação da natureza e

educação ambiental. **Abordagens Geográficas**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 1, p. 71-86, 2010.

SOARES, C. R. F. S. et al. Diagnóstico e reabilitação de área degradada pela contaminação por metais pesados. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Lavras. **Anais...** Lavras: Ufla, 2002. v. 1, p. 56-82.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego, Academic, 1995. 267 p.

SRIDHAR, B. B. M. et al. Anatomical changes due to uptake and accumulation of Zn and Cd in Indian mustard (*Brassica juncea*). **Environmental and Experimental Botany**, New York, v. 54, n. 2, p. 131-141 Sept. 2005.

THORNE, R. F. The classification and geography of the flowering plants: dicotyledons of the class Angiospermae (subclasses Magnoliidae, Ranunculidae, Caryophyllidae, Dilleniidae, Rosidae, Asteridae, and Lamiidae). **Botanical Review**, Bronx, v. 66, p. 441-647, 2000.

TU, C.; MA, L. Q. Effects of arsenic concentrations and forms on arsenic uptake by the hyperaccumulator ladder brake. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 641-647, 2002.

VACULÍK, M. et al. Root anatomy and element distribution vary between two *Salix caprea* isolates with different Cd accumulation capacities. **Environmental Pollution**, Barking, v. 163, p. 117-126, 2012.

VAN DER ENT, A. et al. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. **Plant and Soil**, The Hague, v. 362, p. 319-334, 2012.

VANGRONSVELD, J.; COLPAERT, J. V.; TICHELEN, K. K. van. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals:

physicochemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. **Environmental Pollution**, Barking, v. 94, p. 131-140, 1997.

VÁSQUEZ-YANES, C.; BATIS, A. I. La restauración de la vegetación, árboles exóticos vs. árboles nativos. **Ciencias**, Mexico, n. 43, p. 16-23, 1996.

VITTA, F. A.; PRATA, A. P. Flora de Grão-Mogol, Minas Gerais: Cyperaceae. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 43-62, 2009.

WADT, P. G. S. et al. **Práticas de recuperação do solo e recuperação de áreas degradadas**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2003. 29 p. (Documentos, 90).

WOLFF, G. et al. Effects of Zinc Toxicity on Leaves of *Salvinia auriculata* Cultivated in Nutrient Solution. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 27, n. 1, p.133-137, 2009.

ZHAO, F.; MCGRATH, S. P. Biofortification and phytoremediation. **Current Opinion in Plant Biology**, London, v. 12, p. 373-380, 2009.

CAPÍTULO 2

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA ÁREA DE UMA CAVA DE MINERAÇÃO DE ZINCO VISANDO SUA REABILITAÇÃO

RESUMO

Pela legislação ambiental brasileira, áreas mineradas devem ser recuperadas após a exploração. A presença de elementos-traço fitodisponíveis no solo, quando em altas concentrações, pode afetar o desenvolvimento normal da vegetação. O uso de espécies nativas deve ser considerado na recuperação dessas áreas, visto que reduz a perturbação do ambiente e pode facilitar o reestabelecimento da biodiversidade local. O estudo foi realizado visando revegetar uma cava de mineração de zinco (Zn) desativada. Foram feitas análises de caracterização física e química dos solos encontrados na área da cava e teores semitotais e fitodisponíveis de elementos-traço. O solo da cava é heterogêneo e a área foi dividida em seis pontos que melhor representam as condições gerais. Cada ponto possui diferentes teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, cádmio (Cd) e o chumbo (Pb), todos acima do valor de prevenção estabelecido pela legislação. As áreas com elevados teores de elementos-traço apresentam maiores valores de pH em comparação com a área de mata próxima. Nessas condições, a revegetação da área se torna possível, visto que a fitodisponibilidade dos elementos tóxicos presentes no solo é reduzida com o aumento do pH. No levantamento florístico foram encontradas 82 espécies, distribuídas em 28 famílias botânicas. Muitas dessas famílias são representadas por apenas uma espécie, correspondendo a 21% da composição florística, quando somadas, evidenciando a baixa riqueza da área. Entretanto, nas condições adversas em que as plantas são encontradas e considerando-se o alto número de espécies nativas (89%), constata-se que a revegetação da área é possível. *Gomphrena claussenni* Moq (Amaranthaceae) e *Andropogon gayanus* Kunth (Poaceae) são as espécies com maior distribuição. *Cyperus ligularis* L. (Cyperaceae) foi encontrada nos dois pontos com os maiores teores semitotais e fitodisponíveis dos elementos estudados.

Palavras-chave: Cádmio. Chumbo. Espécies nativas. Cerrado. Recuperação de áreas degradadas.

ABSTRACT

According to the Brazilian environmental law, mining areas must be recovered after exploitation. The presence of phytoavailable trace elements in high concentrations in the soil can affect vegetation normal development. The use of native species should be considered to recovery these areas, since it reduces the environment disturbance and can facilitate the reestablishment of local biodiversity. The study was conducted aim to revegetate a mine of zinc (Zn) disabled. Analysis of physical and chemical characterization of the soil found in the mine area; semi-total and phytoavailable content of trace elements were carried out. The mine soil is heterogeneous and the area was divided into six points which are most representative of its general conditions. Each point has different semi-total and phytoavailable contents of Zn, cadmium (Cd), and lead (Pb), and these content exceed the value of prevention established by law. Areas with high levels of trace elements have higher pH values in comparison with the nearby forest area. Under these conditions, the revegetation area becomes a viable alternative, since the phytoavailable of the toxic elements present in the soil is reduced with increase in pH. In the floristic survey 82 species of 28 botanical families were found. Many of these families are represented by only one species, corresponding to 21% of the floristic composition. This shows the area has a low richness. However, the adverse conditions in which these plants are found, and considering the high number of native species (89%), it appears that the revegetation of the area is a possible choice. *Gomphrena claussenii* Moq (Amaranthaceae) and *Andropogon gayanus* Kunth (Poaceae) are the most widely distributed species. *Cyperus ligularis* L. (Cyperaceae) was found at the two points with the highest semi-total and phytoavailable content of the elements studied.

Keywords: Cadmium. Lead. Native species. Brazilian savanna (Cerrado).
Recovery of degraded areas.

1 INTRODUÇÃO

As atividades de mineração são fundamentais para a obtenção de matéria-prima para a fabricação de bens indispensáveis ao homem. Contudo, causam impactos ambientais nas áreas de extração e processamento dos minérios. Os efeitos adversos da exploração nessas áreas requerem estudos especializados de uma equipe multidisciplinar para atenuação dos impactos gerados por essas atividades e recuperação das áreas.

Dentre os impactos adversos causados pela mineração, destacam-se a geração de efluentes líquidos, de resíduos sólidos processados e de pilhas de estéreis. Esses materiais, geralmente, apresentam altas concentrações de elementos-traço, constituindo uma fonte potencial de poluição dos solos no entorno das áreas de exploração, colocando em risco os corpos d'água superficiais e subsuperficiais. Em função disso, existe a necessidade de adequar tecnologias para reter esses contaminantes, evitando sua dispersão no ambiente, e amenizar seus efeitos adversos de forma a propiciar o desenvolvimento de plantas no próprio local para recuperação dessas áreas degradadas. Essas ações têm o objetivo de tornar a atividade mais sustentável e menos danosa ao ambiente.

Em cumprimento ao licenciamento ambiental, uma empresa de mineração se compromete a elaborar e executar um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), para cada passivo ambiental, entre eles o que se refere à área de estudo, de acordo com a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), regulamentada pela Lei Federal 6.938/81, que “Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências” (BRASIL, 1981), procedimento obrigatório em processos de licenciamento de atividades poluidoras ou modificadoras do ambiente natural (PEREIRA et al., 2014).

O Estado de Minas Gerais detém 92% das reservas brasileiras de zinco (Zn), sendo responsável por, praticamente, 100% da produção (BIGARELLI; ALVES, 1998). Este estudo foi realizado pela necessidade de recuperação da cava de mineração de zinco desativada, denominada Cava 3A, no município de Vazante (MG), como parte das medidas de mitigação e compensação dos danos ambientais provocados pela extração mineral no município (MINAS GERAIS, 2010).

Entretanto, as cavas de mineração são ambientes muito heterogêneos, em função da escavação e movimentação de materiais, intenso tráfico de máquinas e modificação brusca do relevo. Inicialmente, para a implantação de um plano de recuperação dessas áreas, é necessário realizar um levantamento da área, tentando dividi-la em subáreas homogêneas para obtenção de uma eficiente amostragem do local. A amostragem constitui-se a etapa inicial mais importante no processo, pois essas amostras, levadas para o laboratório, representam apenas uma pequena porção do sistema a ser avaliado.

Nesse contexto, este estudo corresponde à etapa inicial do processo de elaboração de estratégias para a reabilitação de uma área de mineração, compreendendo a caracterização do solo e da sua vegetação.

Essa etapa do trabalho apresenta como principais objetivos: (1) caracterizar os solos da área; (2) avaliar a distribuição de elementos-traço nos diferentes compartimentos dos solos de algumas das subáreas estudadas por meio de extrações sequenciais; (3) conhecer a vegetação da área; (4) identificar espécies do local, preferencialmente nativas, que possam apresentar capacidade de fitorremediar solos ricos em elementos-traço.

2 MATERIAL E MÉTODOS

A área em estudo corresponde a uma cava de mineração de zinco desativada, Mina Extremo Norte da Votorantin Metais, localizada no município de Vazante, situado nas coordenadas 17,98°S e 46,9°W, Minas Gerais (FIGURA 1). Essa cava possui extensão aproximada de 1.400 m e área de 26,2 ha e apresenta características distintas, como as diferenças na textura do substrato, pH, disponibilidade de micro e macronutrientes, elevados teores de elementos-traço e presença de mata remanescente.

Figura 1 Mapa de localização do Município de Vazante/MG.



Legenda: Área do município destacado em laranja.

Fonte: Imagem adaptada de Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2012).

2.1 Coleta e análise do solo da cava 3A

Dada a heterogeneidade da área de estudo, a amostragem preliminar do solo da cava foi feita em 20 pontos diferentes. Em cada ponto foram coletados, aproximadamente, 200 kg de material. O material foi passado em peneira de 4 mm de diâmetro após a secagem e homogeneizado, para coleta de duas amostras de cada material, as quais foram passadas em peneira de 2 mm e encaminhadas para novas caracterizações. As análises, para as novas caracterizações, envolvem a análise granulométrica e de fertilidade, conforme metodologia proposta pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (1997), bem como análises dos teores fitodisponíveis e semitotais de alguns elementos de relevância ambiental e, ainda, caracterização mineralógica, por meio de difratometria de raios X, realizadas no Departamento de Ciência do Solo (DCS) da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

A determinação dos teores fitodisponíveis dos elementos Zn, Pb e Cd foi feita após extração, usando 10 g dos solos e 100 mL da solução extratora (Mehlich-1), constituída por $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ de H_2SO_4 + $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ de HCl. Os teores semitotais desses metais (Zn, Pb e Cd) foram determinados por meio da digestão em forno de micro-ondas, conforme o método 3051A da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (UNITED ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA, 1995). As análises foram realizadas usando-se material de referência certificado BCR 2710a (Montanna Soil I moderately elevated trace metal content) da National Institute of Standard and Technology – NIST, permitindo a verificação da acurácia das quantificações. Essas análises foram feitas em duplicata, sendo os extratos analisados por espectrofotometria de absorção, em equipamento AAnalyst 800 da Perkin Elmer.

Com base nos resultados dessa análise preliminar, para a continuação dos estudos, foram selecionados seis pontos, que englobam os potenciais atributos que possam vir a limitar o desenvolvimento de plantas na área total (FIGURA 2; TABELA 1).

Figura 2 Representação da Cava 3A e áreas adjacentes com os respectivos pontos onde foram coletadas as amostras.



Legenda: Área inserida no Projeto Extremo Norte, Votorantim Metais Zinco, em Vazante/MG, Brasil.

Fonte: Imagens adaptadas de Google Earth © (2016).

Tabela 1 Descrição e localização dos pontos de amostragem dos solos.

Amostra ¹	Descrição	Localização	Ponto de coleta ²
A1	Área de referência no topo da mata (0-20 cm)	17°55'56"S 46°49'16"O 715 m	1
A2	Ponto inferior dentro da cava 3A próximo ao beneficiamento (0-20 cm), sob alagamento constante	17°55'23"S 46°48'57"O 690 m	7
A3	Ponto inferior no meio da cava 3A (0-20 cm)	17°55'43"S 46°49'15"O 655 m	9
A4	Ponto superior dentro da cava 3A a leste (0-20 cm)	17°55'27"S 46°48'58"O 700 m	12
A5	Barranco vermelho do talude dentro da cava 3A a oeste (0-20 cm)	17°55'41"S 46°49'14"O 670 m	17
A6	Área de depósito de rejeito próxima ao antigo beneficiamento (0-20 cm)	17°55'15"S 46°48'45"O 720 m	18

Legenda: (1) Amostra selecionada; (2) Ponto de coleta na amostragem preliminar.

Fonte: Do autor (2016).

2.2 Coleta e identificação da vegetação da cava 3A

Para o levantamento da vegetação, foram realizadas visitas à área da cava, ao longo de três anos, abrangendo diferentes estações, para realização do levantamento florístico de amostragem qualitativa, que foi feito por caminhamento no interior e borda da cava, além de uma área próxima com vegetação típica de Cerrado.

As coletas foram direcionadas ao material botânico em estado fértil, contemplando todos os hábitos (erva, arbustos, lianas e árvores) das plantas. O material coletado foi fotografado em campo e, para cada exemplar em estado fértil, foram anotadas observações relativas ao habitat, hábito e morfologia, local de coleta e preparado seguindo técnica usual de herborização. Os exemplares foram colocados em prensa de campo no momento da coleta e desidratados por 72 horas em estufa, para montagem de exsicatas, que foram registradas e depositadas no Herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras.

A identificação das espécies foi feita por meio de comparação com materiais depositados em herbários, coleções de fotografias e uso de chaves de identificação disponíveis em literatura. Alguns exemplares foram enviados para especialistas para a confirmação da espécie.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Entre os atributos químicos, os baixos teores de fósforo (P) e potássio (K), matéria orgânica (TABELA 2), em conjunto com os elevados teores de elementos-traço, como o zinco (Zn), o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb), constituem os maiores impedimentos para o desenvolvimento da vegetação.

Tabela 2 Atributos físicos e químicos das amostras de solo por ponto de coleta

Solo	Frações			CT	pH (H ₂ O)	P-rem	P	K
	Argila	Areia	Silte					
	----- % -----					mg L ⁻¹	---- mg dm ⁻³ ----	
A1	25,5	30,5	44	Franco	5,6	27,3	10,0	226,2
A2	14,5	42,5	43	Franco	7,4	23,6	44,1	28,1
A3	52,5	25	22,5	Argila	7,6	12,1	8,0	26,5
A4	12,5	38	49,5	Franco	7,4	18,8	51,6	19,5
A5	56	14,5	29,5	Argila	5,9	5,9	3,5	14,8
A6	10,5	58	31,5	Franco Arenoso	7,3	6,4	5,3	36,7

Solo	MO	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	t	T	V	m
	dag kg ⁻¹	----- cmol _c dm ⁻³ -----							%	%
A1	4,4	10,4	4,4	0	6,3	15,4	15,4	21,7	71,0	0
A2	1,0	2,6	1,7	0	0,9	4,4	4,4	5,2	83,7	0
A3	0,3	2	1,8	0	1,2	3,9	3,9	5,1	76,5	0
A4	0,4	3,2	1,7	0	0,8	4,9	4,9	5,7	86,6	0
A5	0,0	0,9	0,7	0,4	2,2	1,6	2,0	3,8	42,7	17,5
A6	0,0	2,6	1,2	0	0,8	3,8	3,8	4,6	82,5	0

Legenda: CT: Classe Textural; Atributos químicos: pH – pH em água (relação 1: 2,5); P-rem (fósforo remanescente); P (fósforo), K (potássio), Na (sódio) – extrator Mehlich 1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹); MO (matéria orgânica) – oxidação com Na₂Cr₂O₇ 4N + H₂SO₄ 10N; Ca (cálcio), Mg (magnésio), Al (alumínio) – extrator KCl 1 mol L⁻¹; H + Al (hidrogênio + alumínio) – extrator SMP; SB (soma de bases trocáveis); t (capacidade de troca catiônica efetiva); T (capacidade de troca catiônica a pH 7,0); V (índice de saturação de bases); m (índice de saturação de alumínio) (EMBRAPA, 1997).
Fonte: Adaptado de Lopes et al. (2015).

Observam-se maiores valores de pH dos solos provenientes do interior da cava (A2, A3, A4 e A5) e da área de depósito (A6), quando comparados ao pH verificado para a área de referência no topo da mata (A1). Tal fato pode ser positivo para a futura revegetação no interior da cava 3A, pois, para elementos catiônicos (e.g., Zn, Cd e Pb), quanto maior o pH, menor é sua disponibilidade e, conseqüentemente, menores serão os efeitos fitotóxicos às plantas, já que a diminuição do pH acarreta a formação de cargas positivas no solo. Tais cargas retêm espécies aniônicas junto aos colóides do solo, diminuindo sua disponibilidade na solução. Por outro lado, quando ocorre uma condição de pH mais elevado, o balanço de cargas fica negativo. Sendo assim, a matriz sólida do solo possui capacidade para a retenção de elementos catiônicos, a exemplo do Zn, Cd e Pb. Tal retenção diminui a disponibilidade dos elementos catiônicos na solução do solo e, conseqüentemente, reduz sua toxidez para as plantas e seu potencial de lixiviação para águas subterrâneas.

Estudos geológicos têm caracterizado a região de Vazante como depósitos não sulfetados, sendo que o Zn pode apresentar-se na forma de carbonatos (MONTEIRO et al., 2006, 2007), além da forma de silicatos ser bem expressiva na região (BRASIL, 2010). Nos pontos selecionados, foram observados elevados teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, Cd e Pb, incluindo-se a área de mata, usada como referência (TABELA 3).

A análise de relação entre o teor semitotal de cada elemento-traço no solo e sua fitodisponibilidade aponta que os teores fitodisponíveis de Zn e Cd são maiores nos solos com maior teor semitotal desses elementos.

Tabela 3 Teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, Cd e Pb das amostras de solo da cava de mineração

Amostra	Semitotais (Usepa 3051A)			Fitodisponíveis (Mehlich1)		
	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb
	----- mg kg ⁻¹ -----			----- mg dm ⁻³ -----		
A1	1396	4,4	193	555	2,91	5,31
A2	26003	102	5887	4162	51,3	56,3
A3	1481	4,5	3840	425	4,0	106
A4	16705	154	3511	1919	59,3	3,9
A5	530	1,6	1253	144	0,53	33,5
A6	103792	161	2893	10489	158	48,1
2710 a ⁽¹⁾	4180	12,3	5520	-	-	-
2710 a ⁽²⁾	4308	9,1	6625	-	-	-
Recuperação (%)	(103)	(74)	(120)	-	-	-
VP ⁽³⁾	300	1,3	72	-	-	-

Legenda: (1) Valores certificados do padrão 2710 a; (2) Valores determinados nas análises do 2710 a; (3) VP – Valor de prevenção - é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de acordo com a Resolução CONAMA 420/2009 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, 2009).

Fonte: Adaptado de Lopes et al. (2015).

A Resolução CONAMA 420/2009 (CONAMA, 2009) estabelece valores de prevenção com base em teores semitotais de elementos-traço no solo. Os resultados mostram que, para os elementos-traço encontrados nos solos da cava, os teores semitotais estão muito acima desses valores de prevenção. Nos teores dos elementos extraídos pelo extrator Mehlich 1 (fitodisponíveis), observa-se uma maior concentração (mg dm⁻³) de Zn, quando comparada ao Cd e Pb, em todas as amostras avaliadas. Tal fato, também, foi verificado para os teores semitotais desses elementos, exceto para as amostras A3 e A5, nas quais os teores semitotais de Pb foram mais elevados.

As porcentagens que os teores fitodisponíveis representam dos teores semitotais dos elementos avaliados foram maiores para o Cd, menores para o Pb e intermediárias para o Zn. Com relação ao Pb, observa-se que essas

porcentagens, ou seja, as frações dos teores totais que são consideradas fitodisponíveis foram de 2,7%, 0,96%, 2,8%, 0,11%, 2,7% e 1,7% para as amostras A1, A2, A3, A4, A5 e A6, respectivamente.

Com base nesses valores, nota-se que, apesar dos elevados teores semiototais de Pb encontrados nas amostras, somente uma pequena fração desse elemento está disponível para as plantas. Os valores variam entre as frações e os solos. Em extração sequencial dos elementos-traço na área de estudo, Lopes et al. (2015) observam uma maior quantidade de Pb na última fração (fração residual), para os 3 solos avaliados (A1, A2 e A5), indicando sua menor mobilidade em relação aos demais elementos. Estudos avaliando as diferentes formas de Zn, em perfis de solos localizados em áreas mineralizadas e solos do entorno na região de Vazante, encontraram significativas contribuições das frações ligadas a carbonatos, óxidos amorfos e residual, sendo relatada pouca contribuição das formas mais lábeis solúvel e trocável (BORGES JUNIOR et al., 2008). De acordo com Miretzky et al. (2011), metais na fração trocável são considerados livres e, potencialmente, móveis ao passo que os ligados às frações redutíveis e oxidáveis são, relativamente, estáveis em condições normais de solos.

O Zn está presente em maior teor em todos os ambientes estudados. O teor fitodisponível de Cd aumenta de acordo com a fitodisponibilidade de Zn ($r=0,97$), sendo menor no solo A5 e maior em A6. O mesmo acontece com Pb ($r=0,88$), apresentando-se mais fitodisponível no solo A3, com o dobro do seu valor médio fitodisponível em A2 e A6.

3.1 Caracterização da vegetação da cava 3^a

A composição florística está vinculada a ambientes próprios, evidenciando a importância de delineamento mais objetivo dos habitats, sendo fundamental para estabelecer estratégias de conservação e recuperação de áreas

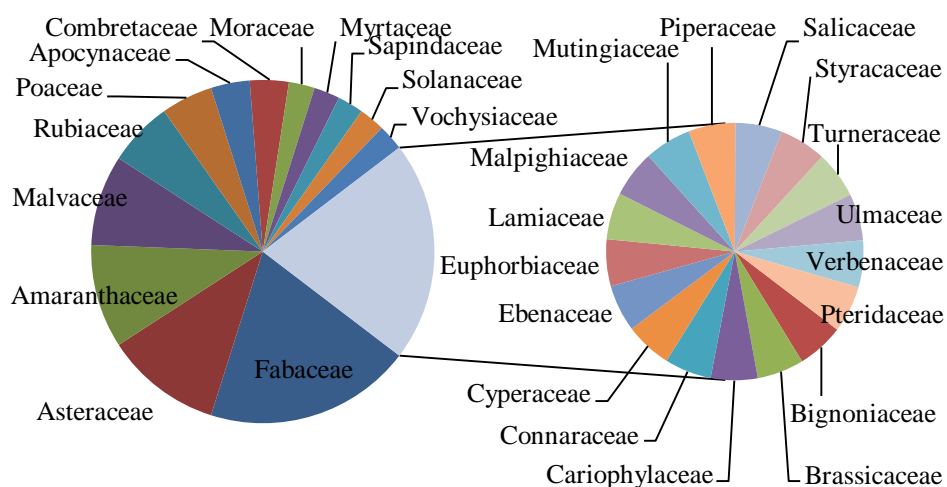
degradadas. No interior da Cava 3A é possível verificar o início de uma formação vegetacional inicial, embora haja grandes áreas com solo exposto, com pontos de erosão. A riqueza de espécies é baixa, com predomínio de plantas herbáceas e subarbustivas, pioneiras, anuais ou perenes.

Muitas dessas famílias são representadas por apenas uma espécie, abrangendo 21% da composição florística, quando somadas, evidenciando a baixa riqueza da área (FIGURA 3). Fabaceae é a família com maior representação, com 20% do total de espécies encontradas, seguida de Asteraceae (11%) e Amaranthaceae (10%).

A área em estudo apresenta uma grande variabilidade na vegetação avaliada entre o interior da Cava 3A e área de Cerrado. Espécies que ocorrem na área de Cerrado estão representadas no interior da cava com percentual baixo, mostrando que existe baixa comunicação entre essas áreas.

A vegetação da área da cava e entorno é típica do Cerrado. Foram encontradas 82 espécies distribuídas em 28 famílias botânicas (TABELA 4).

Figura 3 Representação da riqueza por família botânica encontrada na área de estudo



Fonte: Do autor

Tabela 4 Lista de espécies encontradas na área da cava de mineração e área de Cerrado no entorno

FAMÍLIA / Espécie	LOCAL	REGISTRO
AMARANTHACEAE		
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Interior	28145
<i>Alternanthera paranychioides</i> A. St. Hill	Interior	28142
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Interior	28140
<i>Althernanthera</i> sp	Interior	28141
<i>Gomphrena claussegni</i> Moq	Interior	28144
<i>Gomphrena elegans</i> Mart.	Interior	28146
<i>Gomphrena</i> sp	Interior	28146
<i>Quartenella confusa</i> Pederseu	Interior	28139
APOCYNACEAE		
<i>Calotropis procera</i> (Aiton) W.T.Aiton	Interior	23618
<i>Oxypetalum appendiculatum</i> Mart.	Borda	23619
<i>Schubertia grandiflora</i> Mart.	Borda	23632
<i>Schubertia</i> sp.	Borda	23620
FAMÍLIA / Espécie	LOCAL	REGISTRO
ASTERACEAE		
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Interior	23622
<i>Chromolaena</i> sp.	Interior	23631
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist.	Interior	23621
<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less	Borda	23630
<i>Lepidaploa</i> (Cass.) Cass.	Interior	23623
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. Ex DC) H. Rob.	Interior	23635
<i>Lepidaploa salzmanni</i> DC.	Interior	23627
<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	Borda	23628
<i>Praxelis kleiniioides</i> (Kunth) Sch. Bip	Interior	23636
<i>Tridax procumbens</i> L.	Interior	23624
<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.	Interior	23625
BIGNONIACEAE		
<i>Adenocalymma nodosum</i> (Silva Manso) L.G. Lohmann	Borda	23633
BRASSICACEAE		
<i>Lepidium</i> sp	Borda	23629
CALOPHYLLACEAE		
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Cerrado	23634
COMBRETACEAE		
<i>Combretum</i> sp1	Cerrado	23638
<i>Combretum</i> sp2	Cerrado	23640
<i>Combretum</i> sp3	Cerrado	23639

Continuação...

CONNARACEAE		
<i>Rourea induta</i> Planch.	Cerrado	23641
CYPERACEAE		
<i>Cyperus ligularis</i> L.	Interior	23690
EBENACEAE		
<i>Diospyros brasiliensis</i> Mart. ex Miq.	Cerrado	23691
EUPHORBIACEAE		
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	Interior	23710
FABACEAE		
<i>Bauhinea</i> sp.	Cerrado	23692
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Cerrado	23693
<i>Crotalaria</i> sp 1	Interior	23697
<i>Crotalaria</i> sp 2	Interior	23698
<i>Crotalaria lanceolata</i> E. Mey	Interior	23696
<i>Desmodium incanum</i> DC.	Interior	23701
FAMÍLIA / Espécie	LOCAL	REGISTRO
FABACEAE		
<i>Desmodium</i> sp.	Cerrado	23695
<i>Desmodium subsecundum</i> Vogel	Interior	23700
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Cerrado	23706
<i>Indigofera</i> sp.	Interior	23703
<i>Indigofera suffruticosa</i> Mill.	Borda	23702
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Interior	NC
<i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.	Cerrado	23707
<i>Mimosa setosa</i> Benth	Borda	23705
<i>Senna hirsuta</i> (L.) H.S.Irwin & Barneby	Borda	23694
<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	Interior	23708
<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) SW.	Interior	23704
LAMIACEAE		
<i>Hyptis glomerata</i> C. Presl	Interior	23661
MALPIGHIACEAE		
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Cerrado	23663
<i>Byrsonima</i> sp.	Cerrado	23662
MALVACEAE		
<i>Helicteres brevispata</i> A. Juss	Cerrado	23664
<i>Melochia pilosa</i> (Mill.) Fawc. & Rendle	Interior	23667
<i>Melochia pilosa</i> (Mill.) Fawc. & Rendle	Borda	23668
<i>Peltaea</i> sp. 1	Borda	23665
<i>Peltaea</i> sp. 2	Borda	23666

Continuação...

<i>Sida ciliaries</i> L.	Borda	23670
<i>Urena lobata</i> L.	Interior	23671
<i>Walteria indica</i> L.	Interior	23669
MORACEAE		
<i>Brosimum cf. gaudichaudii</i> Trecul	Cerrado	23687
<i>Dorstenia cayapia</i> Vell.	Cerrado	23688
<i>Dorstenia</i> sp.	Cerrado	23689
MUTINGIACEAE		
<i>Mutingia calabura</i> L.	Interior	23685
<i>Mutingia</i> sp.	Interior	23686
MYRTACEAE		
<i>Psidium guajava</i> L.	Cerrado	23683
Myrtaceae sp. 1	Cerrado	23682
FAMÍLIA / Espécie	LOCAL	REGISTRO
PIPERACEAE		
<i>Piper cf. aduncum</i> L.	Interior	23684
POACEAE		
<i>Chloris</i> sp.	Interior	23677
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Interior	23680
<i>Cenchrus cf. polystachios</i> (L.) Morrone	Interior	23679
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Interior	23681
RUBIACEAE		
<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc.	Cerrado	23675
<i>Galianthe</i> sp.	Cerrado	23673
<i>Guettarda virbunoides</i> Cham. & Schltld.	Cerrado	23674
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Cerrado	23672
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham & Schlehtd.) K. Schum.	Cerrado	23676
SALICACEAE		
<i>Xylosma</i> sp.	Cerrado	23642
SAPINDACEAE		
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Borda	23654
<i>Serjania</i> sp.	Cerrado	23655
SOLANACEAE		
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Interior	23652
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Borda	23651
STYRACACEAE		
<i>Styrax camporum</i> Pohl	Cerrado	23653
TURNERACEAE		
<i>Turnera subulata</i> Sm.	Interior	23650
<i>Turnera</i> sp.	Borda	23649

Continuação...

URTICACEAE		
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Interior	23648
VERBENACEAE		
<i>Lantana camara</i> L.	Borda	23643
VOCHYSIACEAE		
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Cerrado	23646
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Cerrado	23644
<i>Qualea</i> sp. 1	Cerrado	23645

PTERIDACEAE		
<i>Pteris cf vittata</i> L.	Cerrado	23656

Fonte: Do autor (2016).

A composição florística da área da cava é de espécies tipicamente pioneiras, entre elas a *Cecropia hololeuca* Miq. (Ulmaceae) e algumas espécies de gramíneas. De forma resumida, são classificadas como pioneiras, as plantas capazes de colonizar ambientes rapidamente, com crescimento rápido e elevada produção de sementes, intolerantes à sombra e com tempo de vida, relativamente, curto (FINEGAM, 1992) e, com isso, favorecendo a deposição de matéria orgânica.

A vegetação encontrada é, predominantemente, de espécies de pequeno porte, especialmente, no interior da cava. Os arbustos correspondem a 43% da vegetação, 22% são ervas e 6% de subarbustos. As lianas (8%) estão presentes na borda, embora tenham sido encontradas quatro espécies na área com remanescente de Cerrado, sendo três espécies do gênero *Combretum* sp. (Combretaceae) e uma do gênero *Serjania* sp. (Sapidaceae).

As árvores estão em grande parte na área de Cerrado, no entorno da cava, assim como a única arvoreta, *Tocoyena formosa* (Cham & Schlchtd.) K. Schum. (Rubiaceae). Apenas duas espécies de porte arbóreo foram encontradas no interior da cava, sendo *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae), planta identificada em campo (não coletada) e *Mutingia calabura* L. (Mutingiaceae).

Quanto à origem, a maior parte da vegetação da área é composta por espécies nativas (89%), seguida de 6% de espécies naturalizadas e 4% de espécies

exóticas. Segundo Moro et al. (2012), espécies nativas pertencem à flora local e são encontradas por sua própria capacidade de dispersão e competência ecológica. Já as espécies exóticas são aquelas que não seriam encontradas no ambiente sem o transporte humano, seja ele acidental ou intencional. São denominadas espécies naturalizadas as espécies exóticas que se reproduzem no local onde foram introduzidas sem a necessidade de intervenção humana direta, mas não se dispersam para longe desse local. Apenas 1% das espécies não teve a origem identificada.

A ocorrência de espécies produtoras de látex foi bastante expressiva em diversos pontos no interior da cava e na borda, tais como indivíduos das famílias Euphorbiaceae, Apocynaceae e Moraceae. E, entre elas, apenas *Calotropis procera* (Aiton) R. Br. (Apocynaceae) não é uma espécie nativa.

Apesar do expressivo número de espécies, considerando-se o grau de degradação da área, poucas delas se destacam no interior da cava. Estas, geralmente, formam comunidades isoladas. Dentre elas, destaca-se a ocorrência de *Cyperus ligularis* L. (Cyperaceae), encontrada nas áreas A2 e A6, em substratos com os mais elevados teores semitotais e fitodisponíveis de elementos tóxicos. Algumas espécies possuem ampla distribuição, sendo encontradas em quase toda a extensão da cava, como o *Andropogon gayanus* Kunth (Poaceae) e *Gomphrena claussenni* Moq. (Amaranthaceae). *Gomphrena claussenni* é apontada por Carvalho et al. (2013) como tolerante ao Cd e Zn.

Durante a coleta de material botânico e de solo foi possível observar que, embora tenha sido possível encontrar vegetação na área, diversos pontos com exposição do solo são encontrados, sujeitos à erosão. A biodiversidade e a propagação espontânea da vegetação nas áreas da cava são reduzidas, dificultando o processo de regeneração natural e sucessão ecológica, sendo aplicável a implantação de um programa de revegetação que acelere o processo de cobertura do solo.

4 CONCLUSÃO

A área da cava de mineração apresenta elevados teores semitotais e fitodisponíveis de Cd, Pb e Zn. A fitodisponibilidade de Cd e Zn estão correlacionadas. O Pb tem baixa fitodisponibilidade, embora o teor semitotal seja elevado.

As áreas com elevados teores de elementos-traço apresentam maiores valores de pH em comparação com a área de mata próxima. Nessas condições, a revegetação da área se torna possível, visto que a fitodisponibilidade dos elementos tóxicos presentes no solo é reduzida com o aumento do pH.

A riqueza de espécies da área é baixa do ponto de vista ecológico. Entretanto, nas condições adversas em que as plantas são encontradas, considerando-se o alto número de espécies nativas e a presença de espécies relatadas como tolerantes aos contaminantes da área e que apresentam ampla distribuição, constata-se que a revegetação da área é possível.

AGRADECIMENTOS

Aos professores Dr. Enio Tarso de Souza Costa e Dr. Guilherme Lopes pela realização da análise do material de solo e interpretação dos dados. Ao Daniel Quedes Domingos, pela identificação das espécies vegetais coletadas.

REFERÊNCIAS

BORGES JÚNIOR, M. et al. Distribuição e formas de ocorrência de zinco em solos no município de Vazante – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 2183-2194, 2008.

BRASIL. Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 2 set. 1981.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Perfil do minério de zinco**. 2010. (Relatório Técnico, 25). Disponível em: <http://www.mme.gov.br/sgm/galerias/arquivos/plano_duo_decenal/a_mineracao_brasileira/P16_RT25_Perfil_do_Minrio_de_Zinco.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2012.

CARVALHO, M. T. V. et al. *Gomphrena clausenii*, the first South-American metallophyte species with indicator-like Zn and Cd accumulation and extreme metal tolerance. **Frontiers in Plant Science**, Melbourne, v. 4, p. 1-10, 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 30 dez. 2009.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa em Solos, 1997. 212 p.

FINEGAN, B. **Bases ecológicas de la silvicultura y la agroforesteria**. Turrialba: Centro Agronômico Tropical de Investigación y Enseñanza, 1992. 153 p.
INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades. Minas Gerais**. Vazante, 2012. Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/236X6>>. Acesso em: 9 abr. 2012.

LOPES, G. et al. Binding intensity and metal partitioning in soils affected by mining and smelting activities in Minas Gerais, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsburg, v. 22, p. 3442–3452, 2015.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Superintendência Regional de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – Noroeste de Minas. **Protocolo nº 512619/2010**. Parecer Único. SUPRAM NOR. Unai, 2010. 47 p.

MIRETZKY, P. et al. Use of partition and redistribution indexes for heavy metal soil distribution after contamination with a multi-element solution. **Journal of Soils and Sediments**, Heidelberg, v. 11, p. 619-627, 2011.

MONTEIRO, L. V. S. et al. Geology, petrography, and mineral chemistry of the Vazante non-sulfide and Ambrósia and sulfide-rich carbonate-hosted Zn-(Pb) deposits, Minas Gerais, Brazil. **Ore Geology Reviews**, Amsterdam, v. 28, p. 201-234, 2006.

MONTEIRO, L. V. S. et al. Non-sulfide and sulfide-rich mineralizations in the Vazante, Ambrósia and Fagundes deposits, Minas Gerais, Brazil: mass balance and stable isotope characteristics of the hydrothermal alterations. **Gondwana Research**, Osaka, v. 11, p. 362-381, 2007.

MORO, M. F. et al. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.

PEREIRA, J. A. A. et al. **Fundamentos da avaliação de impactos ambientais com estudo de caso**. Lavras: UFLA, 2014. v. 1, 188 p.

UNITED ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Test methods for evaluating soil waste, physical/chemical methods SW-846**. 3th ed. Washington, 1995. Disponível em: <<http://www.epa.gov/SW-846/3051a.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2013.

CAPÍTULO 3

CARACTERÍSTICAS ANATÔMICAS E TEOR DE ELEMENTOS-TRAÇO DE *CYPERUS LIGULARIS* L. APÓS CRESCIMENTO EM ÁREA DE MINERAÇÃO DE ZINCO

RESUMO

A presença de elementos-traço fitodisponíveis no solo, quando em altas concentrações, pode afetar o desenvolvimento normal da vegetação. O uso de espécies nativas deve ser considerado na recuperação dessas áreas, visto que reduz a perturbação do ambiente e pode facilitar o reestabelecimento da biodiversidade local. O estudo foi realizado visando revegetar uma cava de mineração de zinco (Zn) desativada. O solo da cava é heterogêneo e a área foi dividida em seis pontos que melhor representam as condições gerais. Cada ponto possui diferentes teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, cádmio (Cd) e o chumbo (Pb), todos acima do valor de prevenção estabelecido pela legislação. Em levantamento florístico foram encontradas 82 espécies, distribuídas em 28 famílias botânicas. *Cyperus ligularis* L. foi encontrada em dois desses pontos. A capacidade de absorção dos contaminantes do solo e a anatomia de órgãos de *C. ligularis*, encontrada em áreas contaminadas, foram estudadas em busca de evidências que expliquem sua ocorrência natural nessas condições. Os resultados mostram que *C. ligularis* é uma espécie tolerante ao Zn, Cd e Pb, sendo recomendada para uso em recuperação de áreas contendo altos teores fitodisponíveis desses elementos. A espécie possui maior capacidade de translocar os elementos para a parte aérea em ambiente alagado. A presença de elementos-traço no solo induz o espessamento do córtex e endoderme radiculares como mecanismos de proteção. Em ambiente alagado, a maior translocação de Cd e Zn resultou em células buliformes maiores e em mesofilo mais espesso pelo aumento da proporção de aerênquima. Em ambiente contaminado sem alagamento, a redução do índice de vulnerabilidade do sistema diminui a translocação de Cd e Zn e aumenta a bioacumulação de Pb.

Palavras-chave: Recuperação de áreas degradadas. Cádmio. Chumbo. Mineração. Anatomia ecológica.

ABSTRACT

The presence of phytoavailable trace elements in high concentrations in the soil can affect vegetation normal development. The use of native species should be considered to recover these areas, since it reduces the environment disturbance and can facilitate the reestablishment of local biodiversity. The study was conducted to aim to revegetate a zinc (Zn) mine. The mine soil is heterogeneous and the area was divided into six points which are most representative of its general conditions. Each point has different semitotal and phytoavailable content of Zn, cadmium (Cd), and lead (Pb), and these contents exceed the value of prevention established by law. A floristic survey found 82 species of 28 botanical families. *Cyperus ligularis* L. was found in two of these points. The absorption capacity of soil contaminants and the anatomy of fundamental vegetative organs of *C. ligularis* found in contaminated areas were studied attempting to identify explanations of their natural occurrence in these conditions. The results show that *C. ligularis* is tolerant to Zn, Cd and Pb, therefore it is recommended this plant for the recovery areas containing high phytoavailable content of these elements. This species has greater ability to translocate the elements to the shoots in waterlogged environments. The presence of trace elements in the soil induces cortex thickening and the root endoderm as protective mechanisms. In waterlogged environments, the translocation of Cd and Zn resulted in bigger bulliform cells and in thicker mesophyll by increasing the proportion of aerenchyma. In contaminated environments not-waterlogged, reducing the system's vulnerability index decreases the Zn and Cd translocation and increases Pb bioaccumulation.

Keywords: Recovery of degraded areas. Cadmium. Lead. Mining. Ecological anatomy.

1 INTRODUÇÃO

A legislação ambiental brasileira prevê que áreas mineradas devem ser recuperadas após a exploração. Entretanto, a recuperação dessas áreas nem sempre é tarefa fácil, visto que, dentre os impactos causados pela atividade de mineração, a exposição de solo com alta concentração de elementos-traço, muitas vezes tóxico, e a perda de biodiversidade vegetal são fatores que dificultam a revegetação dessas áreas.

A presença de elementos-traço fitodisponíveis no solo e em altas concentrações pode afetar o desenvolvimento normal da vegetação. Nessas condições, as plantas podem sofrer danos metabólicos e alterações em estruturas anatômicas que comprometem seu crescimento e reprodução. Encontrar espécies que suportem a fitotoxicidade do solo, com capacidade de absorver e isolar os elementos contaminantes é uma das estratégias para recuperação dessas áreas.

Um fator importante que deve ser levado em consideração nessa atividade é o uso de espécies nativas, que reduz a perturbação do ambiente e pode facilitar o reestabelecimento da biodiversidade local com o passar do tempo.

Estudos apontam as espécies da família Cyperaceae entre as plantas resistentes aos elevados teores de elementos-traço fitodisponíveis no solo (KABATA-PENDIAS, 2011). *Cyperus ligularis* L. possui capacidade de sobrevivência em ambientes com elevada concentração de elementos-traço no solo, visto que é encontrada ocorrendo em dois pontos de uma cava desativada de mineração de zinco. Nessas áreas, além de elevado teor fitodisponível de Zn, também são encontrados outros elementos altamente tóxicos para plantas, como o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb). A presença natural dessa espécie em condições desfavoráveis ao desenvolvimento de plantas faz com que essa seja uma candidata para uso na revegetação de outros pontos da área de estudo.

Compreender os mecanismos utilizados por *Cyperus ligularis* nessas condições e a influência dos fatores ambientais na espécie em condições adversas pode favorecer o entendimento dos mecanismos de tolerância adotados pelas plantas nas condições ambientais locais e, assim, ajudar na tomada de decisão quanto à seleção de plantas a serem utilizadas na revegetação e recuperação da área de estudo ou mesmo em ambientes em situação semelhante.

Assim sendo, a capacidade de absorção dos contaminantes do solo e a anatomia das raízes e folhas de plantas da espécie *Cyperus ligularis* encontradas em áreas contaminadas foram estudadas em busca de evidências que expliquem sua ocorrência natural nessas áreas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

As amostras de solo e vegetação foram coletadas em dois pontos (A1 e A2) de uma cava de mineração de zinco, em Vazante- MG, onde *Cyperus ligularis* é encontrada (TABELA 1).

Tabela 1 Descrição e localização dos pontos de amostragem dos solos

Amostra	Descrição	Localização
A1	Ponto inferior dentro da cava 3A próximo ao beneficiamento (0-20 cm), sob alagamento constante	17°55'23"S 46°48'57"O 690 m
A2	Área de depósito de rejeito próxima ao antigo beneficiamento (0-20 cm)	17°55'15"S 46°48'45"O 720 m

Fonte: Do autor (2016).

A determinação dos teores fitodisponíveis dos elementos Zn, Pb e Cd nos solos foi feita após extração, usando 10 g dos solos e 100 mL da solução extratora (Mehlich-1), constituída por 0,0125 mol L⁻¹ de H₂SO₄ + 0,05 mol L⁻¹ de HCl. Os teores semitotais desses metais (Zn, Pb e Cd) foram determinados por meio da digestão em forno de micro-ondas, conforme o método 3051A da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 1995). As análises foram realizadas usando-se material de referência certificado BCR 2710a (Montanna Soil I moderately elevated trace metal content) da National Institute of Standard and Technology – NIST, permitindo a verificação da acurácia das quantificações. Essas análises foram feitas em duplicata, sendo os extratos analisados por espectrofotometria de absorção, em equipamento AAnalyst 800 da Perkin Elmer.

A produção de material vegetal para o controle (A0) foi conduzida em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Minas Gerais (DCS/UFLA), em Lavras – MG (FIGURA 1). O município de Lavras está localizado em Minas Gerais, a 918m de altitude, latitude 21°14'S e longitude 45°00'W GRW. O clima, segundo a classificação de Köppen, é Cwa, temperado chuvoso

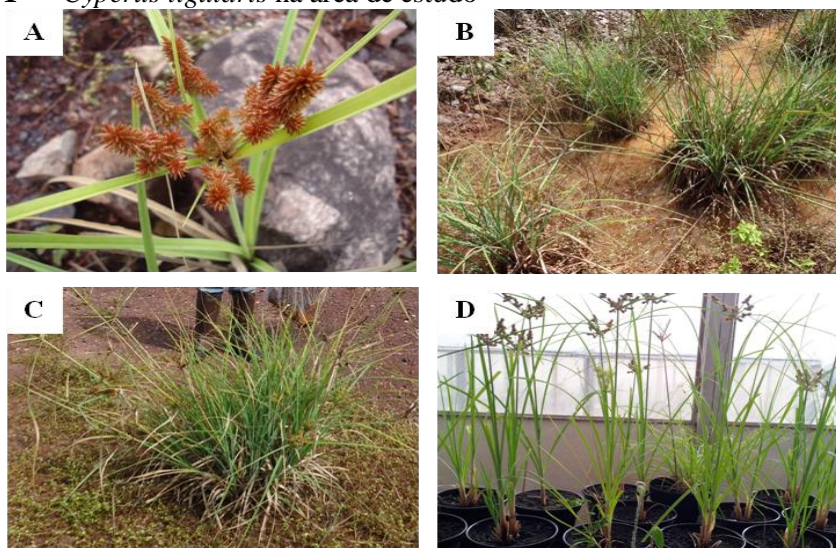
(mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso (DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2007).

Plantas jovens, coletadas no ponto A1, foram lavadas e colocadas em substrato comercial, submetidas a sucessivas trocas de substrato e podas, ao longo de dois anos, visando reduzir o teor de elementos-traço no material vegetal, progressivamente. O crescimento das plantas se deu em condições naturais de luminosidade e umidade observada para evitar o estresse hídrico.

O material vegetal produzido em substrato comercial foi utilizado na descrição botânica dos tecidos de *Cyperus ligularis* após crescimento em solo livre de contaminação e como controle na comparação de teor de elementos-traço em plantas coletadas na área de estudo.

Amostras de folhas e raízes de cinco plantas adultas de *Cyperus ligularis* foram coletadas em cada área (A1 e A2) para análise anatômica. O restante do material foi lavado e separado em duas partes, sendo: (1) parte aérea e (2) raiz. Os materiais foram transferidos para secagem em estufa, posteriormente, triturados para obtenção da matéria seca e análise da presença dos contaminantes.

Figura 1 *Cyperus ligularis* na área de estudo



Legenda: (A) Detalhe da parte inflorescência. (B) Plantas coletadas em área alagada A1. (C) Plantas coletadas em área drenada A2. (D) Planta crescendo em substrato comercial na casa de vegetação para amostra controle A0.

Fonte: Do autor (2016).

O preparo das amostras para a análise microscópica foi realizado no Laboratório de Anatomia Vegetal do Departamento de Biologia da Universidade Federal de Lavras (DBI/UFLA).

Após a coleta, o material foi lavado para retirada de impurezas e fixado em FAA_{70%} (formaldeído 37%, ácido acético glacial P.A. e etanol 70% na proporção de 0,5: 0,5: 9,0) (JOHANSEN, 1940). Após 72 horas da fixação, as amostras foram conservadas em etanol 70° GL (JENSEN, 1962) até o momento das análises.

Para a confecção das lâminas, foi retirada uma amostra da região mediana de cada folha e da zona pilífera das raízes, para emblocamento em resina Leica Historesin®, da Leica Microsystems Nussolch GmbH. (7022 31731 Leica Historesin Embedding Kit). Para realização dessa etapa de preparo, o material foi submetido ao processo de desidratação em série alcoólica (álcool etílico 70%, álcool etílico comercial 92,8%, álcool etílico P.A.), por um período de duas hora, para cada concentração. Em seguida, o material foi deixado em solução de pré-infiltração composta por resina base e etanol 95% (1:1), durante duas horas em vácuo e, em seguida, foi transferido para a solução de infiltração (resina base), onde permaneceu por 48 horas. Após a infiltração, o material foi colocado em moldes de polietileno com a solução de polimerização (resina base/endurecedor 15:1), conforme especificações do fabricante.

Os histomoldes foram desemblocados após 24 horas, colados em suporte de madeira e levados para o micrótomo rotativo semiautomático para obtenção de cortes com 6µm de espessura, conforme a resistência do material histológico.

As secções foram dispostas em lâminas de vidro sobre placa aquecedora a 40°C. O material foi corado com azul de toluidina 0,05% (em tampão fosfato de potássio pH = 4,7) por 5 minutos. Em seguida foi lavado em água destilada.

Após a secagem em placa aquecedora a 40 °C, as lâminas permanentes foram montadas com lamínula em Verniz Vitral Incolor 500® da Acrilex (PAIVA et al., 2006). As lâminas foram montadas, contendo 10 cortes de cinco

amostras por tratamento e realizadas medições em 10 campos diferentes por imagem, totalizando 500 medições para cada parâmetro analisado.

As medições da espessura dos tecidos foram realizadas por meio do software de medição Image Tool for Windows Version 3.0 (© UTHSCSA – The University of Texas Health Science Center in San Antonio 2002), utilizando fotomicrografias registradas em câmera digital AxioCam ERc5s® acoplada ao microscópio Axio® (©Carl Zeiss Microscopy) e software de digitalização de imagens Zen 2012 Blue Edition (© Carl Zeiss Microscopy GmbH, 2011).

Para obtenção dos teores de elementos-traço nas plantas, a matéria seca das amostras coletadas na área de estudo foi triturada para digestão, conforme protocolo 3051a da United Environmental Protection Agency (USEPA, 1995), onde 0,5g de material foi colocado em tubos de Teflon® PTFE com 5 mL de HNO₃ (ácido nítrico) e levados ao forno de micro-ondas à pressão 0,76MPa e temperatura aproximada de 175oC por 10 minutos. Após o resfriamento, o material foi filtrado e o volume obtido recebeu 10 mL de água destilada. Os teores de Cd, Pb e Zn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica com equipamento AAnalyst 800 Spectrometer® PerkinElmer, com atomizador tipo chama. O material de referência, utilizado para garantia de qualidade da análise, foi o BCR® 482 Lichen, do IRMM (Institute for Reference Material and Measurements – European Commission) em cada bateria, além de uma amostra em branco (contendo apenas HNO₃).

O índice de translocação dos elementos-traço foi mensurado por meio da concentração do elemento de estudo nas partes aéreas da planta, em relação ao teor encontrado nas raízes e à produção de matéria seca (1). O fator de bioacumulação foi medido pelo total de cada elemento encontrado na planta em relação ao teor fitodisponível no solo e à produção de matéria seca, separados em parte aérea e raízes (2) e fator de bioacumulação total (3).

$$IT = \frac{[ET]_{PA}}{[ET]_{PA} + [ET]_R} \times 100 \quad (1)$$

$$FB_{PA} = \frac{[ET]_{PA}}{ET_{Fd}} \quad e \quad FB_R = \frac{ET_R}{ET_{Fd}} \quad (2)$$

$$FB_T = \frac{[ET]_{PA}}{ET_{Fd}} + \frac{ET_R}{ET_{Fd}} \quad (3)$$

Em que:

IT = Índice de translocação;

FB = Fator de bioacumulação;

[ET] = Concentração do elemento-traço;

PA= Parte aérea / R= Raízes / T = Total;

Fd= Teor fitodisponível no solo.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANAVA) e ao teste de comparação de médias Skott-Knott, a 5% de significância com uso de software Sisvar, versão 5.3 - Build 77 (FERREIRA, 2011).

O software Microsoft Office Excel 2007® (© Microsoft Corporation) foi utilizado para obtenção do desvio padrão das amostras, análise de correlação e elaboração dos gráficos.

3 RESULTADOS

A análise de solo dos pontos de coleta das plantas mostra alto teor fitodisponível de zinco (Zn), cádmio (Cd) e chumbo (Pb), os quais estão na TABELA 2. A análise de correlação entre o teor semitotal de cada elemento-traço no solo e sua fitodisponibilidade aponta que o teor fitodisponível dos elementos-traço está diretamente relacionado ao teor semitotal encontrado em cada área. Sendo assim, o solo de A1 oferece mais Pb para a vegetação, enquanto o solo de A2 disponibiliza mais Cd e Zn.

Tabela 2 Teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, Cd e Pb das amostras de solo da cava de mineração

Amostra	Semitotais (Usepa 3051A)			Fitodisponíveis (Mehlich1)		
	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb
	----- mg kg ⁻¹ -----			----- mg dm ⁻³ -----		
A0	-	-	-	2,95	0,02	1,03
A1	26003	102	5887	4162	51,3	56,3
A2	103792	161	2893	10489	158	48,1
2710 a ⁽¹⁾	4180	12,3	5520	-	-	-
2710 a ⁽²⁾	4308	9,1	6625	-	-	-
Recuperação (%)	(103)	(74)	(120)	-	-	-
VP ⁽³⁾	300	1,3	72	-	-	-

Legenda: (1) Valores certificados do padrão 2710 a; (2) Valores determinados nas análises do padrão 2710 a; (3) VP – Valor de prevenção - é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de acordo com a Resolução CONAMA 420/2009 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- CONAMA, 2009). A1: Solo alagado contendo elementos-traço; A2: Solo drenado contendo elementos-traço.

Fonte: Adaptado de Lopes et al. (2015).

Embora o teor encontrado desses elementos esteja muito acima do valor de prevenção recomendado pela Resolução 420/2009 do CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, 2009),

Cyperus ligularis apresenta capacidade de sobreviver nos ambientes contaminados, chegando a atingir a maturidade reprodutiva. Os teores dos elementos-traço encontrados nas plantas (TABELA 3) demonstram sua capacidade de remover e armazenar os contaminantes, especialmente, na raiz.

Tabela 3 Teores médios, taxas de translocação e bioacumulação de Zn, Cd e Pb das amostras de *Cyperus ligularis*.

Amostra	Parte aérea			Raiz		
	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb
	----- mg kg ⁻¹ -----			----- mg kgm ⁻¹ -----		
A0	80,3 a	2,5 a	8,3 a	97,9 a	3,8 a	12,9 a
A1	2913,9 b	57,5 c	63,6 c	20998,5 b	315,5 b	2002,6 b
A2	261,1 a	10,6 b	21,7 b	4383,5 a	91,0 a	2118,9 b
Pr>Fc	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0001	0,0002	<0,0001
CV (%)	30,41	12,0	14,32	43,24	41,33	20,12
	Translocação (%)			Bioacumulação ⁽¹⁾		
A1	12,2	15,4	3,1	5,7	7,3	36,7
A2	5,6	10,4	1,0	0,4	0,6	44,5
BCR® 482 ⁽²⁾	100,6	0,56	40,9	-	-	-
BCR® 482 ⁽³⁾	147,2	0,58	55,1	-	-	-
Recuperação (%)	(146)	(104)	(135)	-	-	-
LDM ⁽⁴⁾	0,25	0,25	0,50	-	-	-

Legenda: Médias seguidas da mesma letra em ordem crescente não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, considerando o valor nominal de 5% de significância. ANAVA: Valores de Pr>Fc iguais ou menores que 0,05 indicam diferença significativa a 5%. (1) Fator de bioacumulação total; (2) Valores certificados do padrão BCR® 482 Lichen; (3) Valores determinados nas análises BCR® 482 Lichen; (4) LDM: Limite de detecção. A0: Planta em solo controle; A1: Planta em solo alagado contendo elementos-traço; A2: Planta em solo drenado contendo elementos-traço.

Fonte: Do autor (2016).

As raízes das plantas de *Cyperus ligularis* em solo com maior fitodisponibilidade de Cd e Zn (TABELA 4) apresentaram modificações anatômicas que visam proteger o organismo da absorção de contaminantes ambientais.

Tabela 4 Características anatômicas da raiz de *Cyperus ligularis* em solos com diferentes concentrações de elementos-traço.

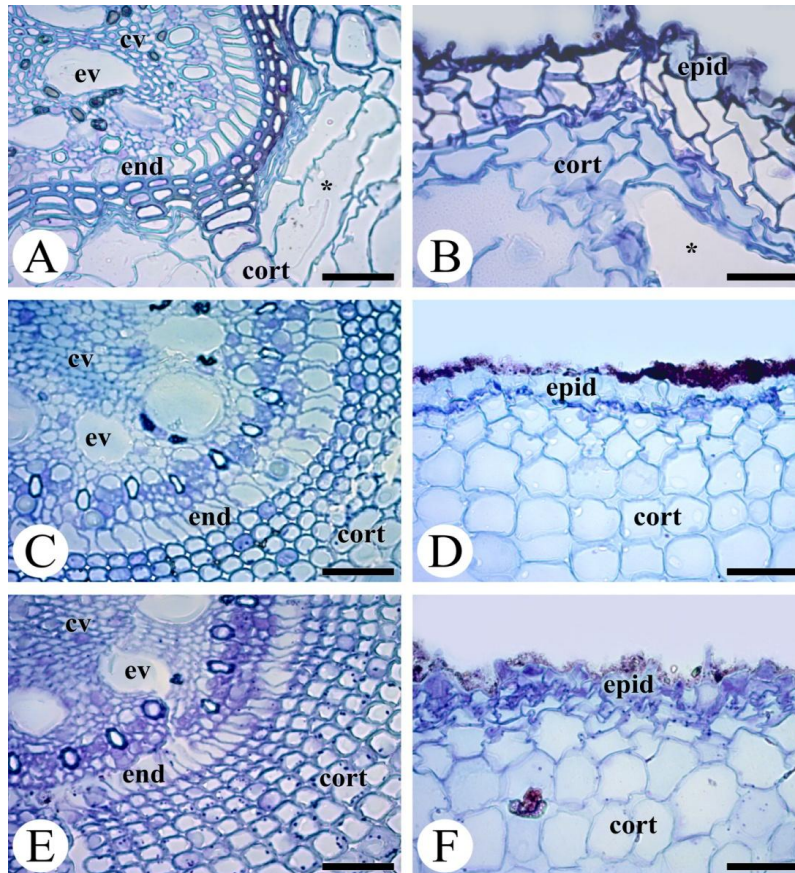
	Epiderme	Córtex	Endoderme	Elemento de vaso		Cv/At	IV	Área cilindro vascular
	Espessura			Diâmetro	Nº			
	----- µm -----					(%)		(mm ²)
A0	18,88 a (± 7,24)	209,35 a (± 51,74)	20,51 a (± 3,41)	44,39 a (± 15,07)	8 a (± 0,3)	33 b -	5,55 a -	0,064 a (± 0,0004)
A1	15,98 a (± 4,46)	573,41 b (± 16,84)	25,08 b (± 1,81)	50,92 a (± 8,89)	8 a (± 0,1)	19 a -	6,37 b -	0,070 b (± 0,0002)
A2	13,77 a (± 3,02)	594,48 b (± 48,66)	25,18 b (± 2,68)	41,98 a (± 11,86)	9 b (± 0,5)	20 a -	4,66 a -	0,074 c (± 0,0002)
Pr>Fc	0,1084	<0,0001	0,0007	0,2552	0,0185	0,0007	<0,0001	<0,0001
CV(%)	32,15	9,18	11,51	26,67	4,16	3,41	0,01	0,40

Legenda: Médias seguidas da mesma letra em ordem crescente na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, considerando o valor nominal de 5% de significância. Cv/At: Proporção da área do cilindro vascular em relação à área total. IV: Índice de vulnerabilidade. ANAVA: Valores de Pr>Fc iguais ou menores que 0,05 indicam diferença significativa a 5%. CV: coeficiente de variação. A0: Controle; A1: Solo alagado contendo elementos-traço; A2: Solo drenado contendo elementos-traço.

Fonte: Do autor (2016).

A raiz de *Cyperus ligularis* em substrato comercial (A0) - ou seja, em condições ideais - possui epiderme unisseriada, endoderme unisseriada com células tabulares de parede celular primária espessada (FIGURA 2, A e B). Observa-se, também, o início da formação de aerênquima com evidências de lisogenia e formação de trabéculas (FIGURA 2, A). Nas plantas que cresceram em solo contendo elementos-traço observa-se uma tendência para a redução da espessura da epiderme radicular. A epiderme e o córtex radiculares das plantas em solo alagado apresentam uma evidente maior organização celular, que pode estar associada ao menor atrito com o substrato (FIGURA 2, C e D).

Figura 2 Seções transversais das raízes de *Cyperus ligularis*



Legenda: (A e B) Em solo controle; (C e D) Em solo alagado contendo elementos-traço; (E e F) Em solo drenado contendo elementos-traço. (A, C e E) Cilindro vascular (cv) evidenciando a endoderme (end). (B, D e F) Epiderme (epid) e Córtex (cort). Aerênquima (*). Barras de escala = 100 μ m.

Fonte: Do autor (2016).

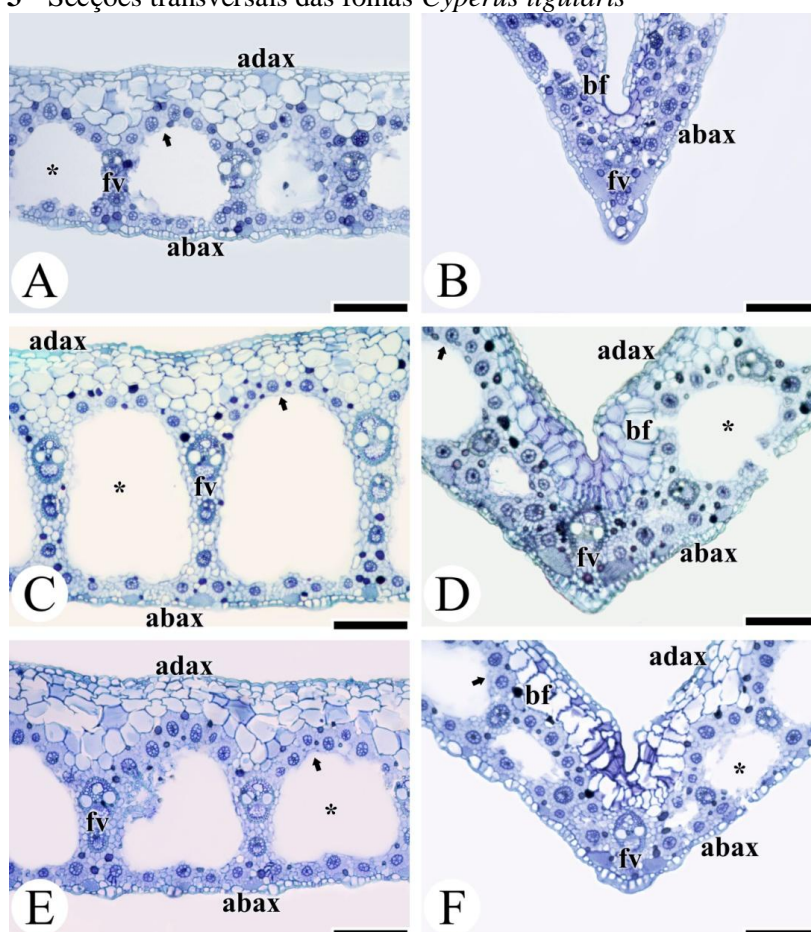
A folha de *Cyperus ligularis* possui epiderme unisseriada com células arredondadas e cutícula espessa em ambas as faces da epiderme. Abaixo da epiderme são encontradas de duas a três camadas de hipoderme.

O mesofilo foliar é do tipo homogêneo (sem diferenciação entre paliádico e esponjoso), possui uma grande proporção de aerênquima, na forma de câmaras aerenquimáticas e uma grande quantidade de feixes vasculares. Esses

feixes estão distribuídos ao redor das câmaras de ar. Os maiores feixes vasculares se encontram inseridos nas trabéculas dessas câmaras. Células buliformes podem ser observadas ao longo da epiderme foliar, mas ocorrem mais frequentemente sobre a face adaxial da nervura central (FIGURA 3, A e B).

Plantas oriundas de solos contaminados com elementos-traço apresentaram folhas com mesofilo mais espesso do que aquelas expostas ao tratamento controle (FIGURA 3, C e E; TABELA 5).

Figura 3 Secções transversais das folhas *Cyperus ligularis*



Legenda: (A e B) Em solo controle; (C e D) Em solo alagado contendo elementos-traço; (E e F) Em solo drenado contendo elementos-traço. (A, C e E) Limbo foliar com mesofilo clorofiliano. (B, D e F) Nervura Central. Epiderme adaxial (adax); Epiderme abaxial (abax); Feixe vascular (fv); Célula buliforme (cb). *Câmaras de ar. Barras de escala = 200µm.

Fonte: Do autor (2016).

Tabela 5 Características anatômicas da folha de *Cyperus ligularis* em solos com diferentes concentrações de elementos-traço

Variável analisada	A0	A1	A2	Pr>Fc	CV (%)	
Mesofilo	470,64 a (± 22,83)	738,62 c (± 29,76)	609,77 b (± 23,95)	<0,0001	4,21	
Espessura (µm)	Epiderme face adaxial	15,98 a (± 5,5)	13,83 a (± 3,87)	15,63 a (± 4,66)	0,5586	31,20
	Epiderme face abaxial	16,52 a (± 4,67)	14,58 a (± 4,55)	17,28 a (± 5,89)	0,4806	31,46
	Cutícula face adaxial	15,00 b (± 3,78)	9,49 a (± 2,89)	10,83 a (± 1,78)	0,0007	24,94
	Cutícula face abaxial	10,06 a (± 2,33)	11,23 a (± 1,88)	9,43 a (± 1,78)	0,1449	19,63
Diâmetro (µm)	Elemento de vaso no mesofilo	28,33 a (± 9,83)	29,53 a (± 7,47)	30,58 a (± 4,83)	0,8071	25,96
	Células buliformes na nervura central	32,15 a (± 5,45)	54,74 b (± 10,29)	49,81 b (± 14,13)	0,0001	23,20
	Elemento de vaso na nervura central	24,52 a (± 2,22)	33,99 c (± 4,05)	30,28 b (± 2,22)	<0,0001	10,00
Distância entre feixes vasculares (µm)	41,10 a (± 17,21)	55,37 b (± 10,53)	40,62 a (± 13,14)	0,0401	30,41	
Proporção de aerênquima* (%)	30,80 a (± 0,40)	42,38 c (± 0,38)	33,01 b (± 0,81)	0,0004	1,59	

Legenda: Valores médios com desvio padrão entre parênteses. * Proporção da área de aerênquima em relação à área do mesofilo. Médias seguidas da mesma letra em ordem crescente na linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, considerando o valor nominal de 5% de significância. ANAVA: Valores de Pr>Fc iguais ou menores que 0,05 indicam diferença significativa a 5%. A0: Substrato comercial (controle); A1: Solo alagado contendo elementos-traço; A2: Solo drenado contendo elementos-traço.

Fonte: Do autor (2016).

4 DISCUSSÃO

O Cd é um elemento extremamente tóxico para as plantas e que está fitodisponível em taxas elevadas, correspondendo a 50% e 98% do teor semitotal encontrado nos solos de A1 e A2, respectivamente. As taxas de fitodisponibilidade de Zn são em torno de 16% e 10%, enquanto o Pb está disponível em 1% e 2% nessas áreas.

O índice de translocação é mensurado pela concentração do elemento de estudo nas partes aéreas da planta em relação ao teor encontrado na planta, enquanto a taxa de bioacumulação é medida pelo total de cada elemento encontrado na planta em relação ao teor fitodisponível no solo. A bioacumulação de cada substância depende de sua biodisponibilidade no ambiente e variam de acordo com as formas físico-químicas em que elas podem ocorrer, como íons livres, formas inorgânicas complexas ou orgânicas e particuladas (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

A translocação de todos os elementos foi maior em A1, em solo alagado, podendo ser esse o agente facilitador que favorece a entrada e transporte interno dos elementos-traço. O mesmo aconteceu com a bioacumulação de Cd e Zn para essa área.

De modo geral, foi observada baixa taxa de translocação de Pb e *Cyperus ligularis*. Segundo Kabata-Pendias (2011), a translocação de Pb não é comum em plantas e sua entrada nos vegetais ocorre de forma antagônica aos demais elementos. O Zn pode apresentar tanto o comportamento antagônico quanto sinérgico com outros elementos-traço no processo de absorção e transporte. Com o Pb, essa interação geralmente é antagônica. Isso explica a maior bioacumulação de Pb por *C. ligularis* em A2, onde a biodisponibilidade desse elemento é menor e a bioacumulação de Zn foi menor, lembrando que, nessa área, não ocorre alagamento como elemento facilitador. Kabata-Pendias

(2011) relata que o antagonismo entre Pb e Zn interfere negativamente na translocação de ambos os elementos nas plantas. Por esse motivo, os valores de translocação desses elementos foram menores em ambas as áreas, quando comparados aos valores de translocação de Cd.

A presença de elevado teor fitodisponível de Zn ofereceu proteção contra toxidez, favorecendo a absorção e tolerância ao Cd. Isso, também, foi observado por Papoyan, Pineros e Kochian (2007), em *Thlaspi caerulescens* J. Presl & C. Presl (Brassicaceae). A presença de Zn na solução do solo restringe a absorção de Cd pelas raízes das plantas. Como o Cd é altamente tóxico para plantas, observa-se que a redução da absorção de Cd pela presença do Zn funciona como um mecanismo de proteção que acaba promovendo a fitoextração de Cd em ambientes contaminados.

Na análise anatômica das em plantas em substratos contendo elementos-traço foi possível observar um expressivo aumento na espessura do córtex, seguido de adensamento celular. O córtex radicular observado em A0 representa 37% e 35% da espessura desse tecido em A1 e A2, respectivamente. Um córtex radicular mais espessado representa uma barreira apoplástica à movimentação de contaminantes até o cilindro vascular (CASTRO; PEREIRA; PAIVA, 2009), pois, de acordo com o princípio da Lei de Fick, a dispersão de determinada matéria ou energia é inversamente proporcional à distância por ela percorrida. Seguindo a mesma lógica, a espessura da endoderme, também, aumentou na presença de elementos-traço, apresentando médias de 18% maiores em relação ao tratamento controle.

O início de formação de aerênquima, observado no tratamento controle, não foi observado para raízes que cresceram em solos contaminados. Em plantas da família Cyperaceae e naquelas comumente encontradas em ambientes alagados, o aerênquima constitui um sistema interligado de câmaras e lacunas entre as partes subterrânea e aérea da planta, possibilitando a troca de oxigênio

do ar com as raízes em possível condição de hipoxia (EVERT, 2006). Apesar de o alagamento ser considerado um fator determinante para a formação do aerênquima na raiz (SILVA; ALVES; COAN, 2014), o tecido não foi observado para o solo alagado (A1), indicando ausência ou formação tardia e sugerindo que os elementos-traço nele encontrados podem inibir a sua formação. Segundo Drew et al. (1981), o ambiente pode interferir diretamente na formação de aerênquima, inibindo ou estimulando a produção e atuação do etileno nas plantas, o que pode explicar o retardo na formação dessa estrutura nas plantas que cresceram em ambientes contaminados.

Contudo, a detecção de aerênquima em cortes transversais da raiz pode depender da fase de maturação da raiz, como o observado por Martins e Scatena (2013) para *Cyperus laxus* Lam. (Cyperaceae).

A área do cilindro vascular aumentou em condições de contaminação por elementos-traço, embora sua proporção em relação à área total da raiz tenha reduzido (FIGURA 2, C e E). Isso indica que, de uma forma geral, solos contaminados influenciam no diâmetro total da raiz.

A relação entre o diâmetro dos elementos de vaso e o número de elementos de vaso no cilindro vascular de *Cyperus ligularis* permite calcular o índice de vulnerabilidade (IV). Essa medida é utilizada para estimar o grau de suscetibilidade do sistema vascular ao processo de cavitação (CARLQUIST, 1975; CASTRO; PEREIRA; PAIVA, 2009). *C. ligularis* é mais facilmente encontrada em ambientes sujeitos ao alagamento, onde foi observado que as plantas tendem a desenvolver elementos de vaso com maior diâmetro, que são mais sujeitos à cavitação (ZIMMERMANN, 1983). No entanto, ao ser retirada de um ambiente alagado (A1) e sucessivamente propagada em substrato comercial (A0), *Cyperus ligularis*, provavelmente, iniciou o processo de redução do diâmetro em novos órgãos formados e manteve o número médio dos elementos de vaso no sistema condutor, reduzindo o risco de ocorrer a cavitação.

Em condições naturais de estresse hídrico, essas variações no número e diâmetro de elementos de vaso representam estratégias que visam proteger o sistema vascular, melhorar a condutividade hídrica e aumentar o fluxo de nutrientes entre as partes aérea e subterrânea da planta (MAGALHÃES et al., 2009). Isso foi constatado nas plantas do solo A2, cujo número de elementos de vaso aumentou em relação ao observado em A1 enquanto o diâmetro se manteve, equiparando o índice de vulnerabilidade ao tratamento controle (A0). Dessa forma, é possível distinguir dois cenários quanto à vulnerabilidade do sistema vascular: ambiente alagado (A1), mais úmido e vulnerável à cavitação; e ambiente não alagado (A2), mais seco e protegido do estresse hídrico. Com base nisso, é possível afirmar que *C. ligularis* é uma espécie capaz de se adaptar aos ambientes com restrição hídrica. De acordo com o observado por Pereira et al. (2011) em *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae), o índice de vulnerabilidade pode ser afetado, também, pela presença de contaminantes.

A condutividade hídrica do sistema vascular é um fator inversamente relacionado à proteção fornecida pela diminuição do índice de vulnerabilidade (CASTRO; PEREIRA; PAIVA, 2009). Portanto, isso explica grande parte dos valores observados para as taxas de translocação de todos os elementos-traço em A1, uma vez que plantas em ambientes alagados tendem a ter maior densidade estomática e estômatos mais funcionais, aumentando o fluxo transpiratório e, conseqüentemente, a movimentação de nutrientes e outros elementos que são absorvidos do substrato (PEREIRA et al., 2008; MAGALHÃES et al., 2009). Isso explica as maiores taxas de bioacumulação nesse mesmo solo, pois uma maior condutividade hídrica associada à endoderme espessada sugerem maior absorção e retenção de contaminantes no sistema radicular.

No solo A2, por sua vez, o espessamento da endoderme pode ter influenciado a maior bioacumulação de Pb nas raízes de *Cyperus ligularis*. Resultado diferente foi observado por Pereira et al. (2013), cuja concentração de

Pb foi relacionada à sua translocação em *Lactuca sativa* L. (Asteraceae). A menor translocação e a maior bioacumulação do Pb nas raízes de *C. ligularis* no solo A2 podem ser resultado conjunto da ação seletiva da endoderme como barreira apoplástica para a entrada desse elemento no sistema vascular da planta.

Nas folhas, considerando-se uma mesma unidade de área, um aumento na espessura do mesofilo pode representar um aumento na taxa fotossintética, desde que a quantidade da enzima Rubisco também aumente (TERASHIMA; MIYAZAWA; HANBA, 2001). Nesse caso, a taxa fotossintética de plantas, em ambientes contaminados, se tornaria maior ou, caso a Rubisco se mantivesse constante, a planta poderia sofrer estresse luminoso pela saturação pela luz solar. No entanto, no presente trabalho, a espessura do mesofilo é, predominantemente, definida pela proporção das câmaras de ar, (TABELA 4). A proporção dessas câmaras influenciou a estrutura foliar no sentido longitudinal, representado pela distância entre os feixes vasculares no mesofilo que pode resultar em folhas de maior área (FIGURA 3, C e E). Plantas com uma maior espessura do mesofilo estão associadas com as maiores taxas de bioacumulação e translocação de Cd e Zn observadas para o solo A1. Isso sugere que o espessamento da epiderme e a endoderme na raiz mostrou certa eficácia como proteção apenas contra o Pb, que se acumulou mais onde essas barreiras apoplásticas ocorreram em combinação com uma menor condutividade hídrica.

O aerênquima é muito importante para a manutenção do estado hídrico e da taxa fotossintética da planta, podendo sofrer alterações na sua proporção como estratégia de evitar estresses ambientais (PEREIRA et al., 2011). No solo A1, o menor índice de vulnerabilidade das raízes e o maior diâmetro de elementos de vaso na folha indicam uma maior condutividade hídrica, que pode estar diretamente associada a uma maior taxa de transpiração. Isso é reforçado pela menor espessura da cutícula adaxial em solos contendo elementos-traço, onde a resistência dessa camada à troca de vapor de água com a atmosfera é menor. Portanto, uma maior

proporção de aerênquima pode atuar como uma reserva e fonte do vapor de água perdido muito facilmente para o ambiente via transpiração, bem como do CO₂ obtido com dificuldade do ambiente, ambos via cutícula e estômatos (CASTRO; PEREIRA; PAIVA, 2009). De acordo com Van Assche, Ceulemans e Clijsters (1980), concentrações excessivas de Zn afetam a condutância e a difusão de CO₂, negativamente, no mesófilo foliar, podendo refletir em uma menor taxa fotossintética de plantas em solos contaminados com o elemento.

As células buliformes apresentam uma função bem definida em plantas, que é regular o dobramento do limbo foliar e, conseqüentemente, controlar a troca de gases entre os ambientes interno e externo, aumentando a sua camada limítrofe e evitando, o estresse luminoso e a perda de água para o ar turbulento (CASTRO; PEREIRA; PAIVA, 2009). Essas células são, relativamente, grandes e funcionam variando a pressão de turgor no seu interior, cuja expansão e retração geram força para movimentar o limbo foliar no sentido da nervura central. Dessa forma, quanto maior a célula buliforme, maior a pressão de turgor e a sua conseqüente funcionalidade. No presente trabalho, a espessura dessas células, na região da nervura central, aumentou juntamente com a espessura do mesófilo e a translocação de elementos-traço para a parte aérea, concordando com os resultados observados para o índice de vulnerabilidade e o aerênquima, como um mecanismo para evitar a transpiração excessiva. De acordo com o trabalho de Solís-Domínguez et al. (2007), as células buliformes se apresentam como o principal sítio de acumulação de Cd em folhas de *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc (Poaceae).

5 CONCLUSÃO

Cyperus ligularis L. é uma espécie tolerante ao zinco, cádmio e chumbo, sendo recomendada para uso em recuperação de áreas contendo elevados teores fitodisponíveis desses elementos. A espécie possui maior capacidade de translocar os elementos para a parte aérea em ambientes alagados.

A presença de elementos-traço no solo induz o espessamento do córtex e endoderme radiculares como mecanismos de proteção. Em ambiente alagado, a maior translocação de Cd e Zn resultou em células buliformes maiores e em mesofilo mais espesso pelo aumento da proporção de aerênquima. Em ambiente contaminado sem alagamento, o menor índice de vulnerabilidade do sistema vascular diminui a translocação de Cd e Zn e aumenta a bioacumulação de Pb.

AGRADECIMENTOS

Ao Luiz Carlos de Almeida Rodrigues, pela ajuda na análise anatômica do material e tratamento das imagens. À Paula Godinho Ribeiro pela ajuda durante a montagem e acompanhamento do experimento.

REFERÊNCIAS

- CARLQUIST, S. **Ecological strategies of xylem evolution**. Berkeley: University of California, 1975. 259 p.
- CASTRO, E. M.; PEREIRA, F. J.; PAIVA, R. **Histologia vegetal: estruturas e funções de órgãos vegetativos**. Lavras: UFLA, 2009. 234 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 30 dez. 2009.
- DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L.G.; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, nov./dez. 2007.
- DREW, M. C. et al. Inhibition by silver ions of gas space (aerenchyma) formation in adventitious roots of *Zea mays* L. subjected to exogenous ethylene or to oxygen deficiency. **Planta**, Berlin, v. 153, n. 3, p. 217-224, 1981.
- EVERT, R. F. **Esau's plant anatomy: meristems, cells, and tissues of the plant body: their structure, function, and development**. New York: J. Wiley, 2006.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.
- JENSEN, W. A. **Botanical histochemistry: principle and practice**. San Francisco: W. H. Freeman, 1962. 408 p.
- JOHANSEN, D. A. **Plant microtechnique**. New York: McGraw- Hill Book Company, 1940. 523 p.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4th ed. Flórida: CRC, 2011. 505 p.

LOPES, G. et al. Binding intensity and metal partitioning in soils affected by mining and smelting activities in Minas Gerais, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsburg, v. 22, p. 13442–13452, 2015.

MAGALHAES, P. C. M. et al. Anatomia radicular ao longo dos ciclos de seleção do milho Saracura sob alagamento intermitente do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FISILOGIA VEGETAL, 12., 2009, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: SBFV, 2009.

MARTINS, S.; SCATENA, V. L. Developmental anatomy of *Cyperus laxus* (non-Kranz) and *Fimbristylis dichotoma* (Kranz)(Cyperaceae, Poales) and tissue continuity. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 85, n. 2, p. 605-614, 2013.

PAIVA J. G. A. et al. Verniz vitral incolor 500: Uma alternativa de meio de montagem economicamente viável. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 257-264, 2006.

PAPOYAN, A.; PIÑEROS, N.; KOCHIAN, L.V. Plant Cd²⁺ and Zn²⁺ status effects on root and shoot heavy metal accumulation in *Thlaspi caerulescens*. **New Phytologist**, Lancaster, v. 175, p. 51–58, 2007.

PEREIRA, F. J. et al. Evolução da anatomia radicular do milho 'Saracura' em ciclos de seleção sucessivos, **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 12, p. 149-151, 2008.

PEREIRA, F. J. et al. Mecanismos anatômicos e fisiológicos de plantas de aguapé para a tolerância à contaminação por Arsênio. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 29, n. 2, p. 259-270, 2011.

PEREIRA, M. et al. Fitotoxicidade do chumbo na germinação e crescimento inicial de alface em função da anatomia radicular e ciclo celular. **Revista Agro@ambiente on-line**, Boa Vista, v. 7, n. 1, p. 36-43, 2013.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 256 p.

SILVA, A. D. L.; ALVES, M. V. D. S.; COAN, A. I. Importance of anatomical leaf features for characterization of three species of *Mapania* (Mapanioideae, Cyperaceae) from the Amazon Forest, Brazil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 44, n. 4, p. 447-456, 2014.

SOLÍS-DOMÍNGUEZ, F. A. et al. Accumulation and localization of cadmium in *Echinochloa polystachya* grown within a hydroponic system. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 141, n. 3, p. 630-636, 2007.

TERASHIMA, I.; MIYAZAWA, S. I.; HANBA, Y. T. Why are sun leaves thicker than shade leaves? Consideration based on analyses of CO₂ diffusion in the leaf. **Journal of Plant Research**, Tokyo, v. 114, n. 1, p. 93-105, 2001.

UNITED ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Test methods for evaluating soil waste, physical/chemical methods SW-846**. 3th ed. Washington, 1995. Disponível em: <<http://www.epa.gov/SW-846/3051a.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2013.

VAN ASSCHE, F.; CEULEMANS, R.; CLIJSTERS, H. Zinc mediated effects on leaf CO₂ diffusion conductances and net photosynthesis in *Phaseolus vulgaris* L. **Photosynthesis Research**, Dordrecht, v. 1, n. 3, p. 171-180, 1980.

ZIMMERMANN, M. H. **Xylem structure and the ascent of sap**. Berlin: Springer-Verlag, 1983. 142 p.

CAPÍTULO 4

GERMINAÇÃO DE *CYPERUS LIGULARIS* L. (CYPERACEAE) EM SOLO CONTAMINADO POR ELEMENTOS-TRAÇO

RESUMO

A presença de elementos-traço fitodisponíveis no solo, quando em altas concentrações, pode afetar o desenvolvimento normal da vegetação. O uso de espécies nativas deve ser considerado na recuperação dessas áreas, visto que reduz a perturbação do ambiente e pode facilitar o reestabelecimento da biodiversidade local. O estudo foi realizado visando revegetar uma cava de mineração de zinco (Zn) desativada. O solo da cava é heterogêneo e a área foi dividida em seis pontos que melhor representam as condições gerais. Cada ponto possui diferentes teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, cádmio (Cd) e o chumbo (Pb), todos acima do valor de prevenção estabelecido pela legislação. *Cyperus ligularis* L. foi encontrada em dois desses pontos. Foram feitos estudos visando o uso da espécie na revegetação de outras três áreas da cava de mineração. A espécie produz elevado número de sementes viáveis. O teste de germinação mostrou que sementes da espécie não se desenvolvem bem em todas as áreas. O elevado teor fitodisponível dos elementos no solo inibe a germinação, sendo a presença de Cd mais relacionada à perda de plântulas nos primeiros dias. O alto teor de Pb no solo afeta, principalmente, a velocidade de germinação. Sendo assim, a técnica de chuva de sementes não é recomendada em uma das áreas (A4).

Palavras-chave: Recuperação de áreas degradadas. Cádmio. Chumbo. Mineração.

ABSTRACT

The presence of phytoavailable trace elements in high concentrations in the soil can affect vegetation normal development. The use of native species should be considered to recover these areas, since it reduces the environment disturbance and can facilitate the reestablishment of local biodiversity. The study was conducted to aim to revegetate a zinc (Zn) mine. The mine soil is heterogeneous and the area was divided into six points which are most representative of its general conditions. Each point has different semi-total and phytoavailable content of Zn, cadmium (Cd), and lead (Pb), and these contents exceed the value of prevention established by law. A floristic survey found 82 species of 28 botanical families. Many of these families are represented by only one species, corresponding to 21% of the floristic composition. This shows the low richness of the area. However, the adverse conditions in which these plants are found, and considering the high number of native species (89%), it appears that the revegetation of the area is possible. *Cyperus ligularis* L. was found in two of these points. It was done studies aiming at the use of the species in the revegetation of three other mining areas. The species produces large number of viable seeds. The germination test showed that this species seeds do not grow well in all areas. The high phytoavailability content of elements in the soil inhibits germination and the presence of Cd is more related to the loss of seedlings in the first days. The high Pb content in the soil primarily affects the germination speed. Thus, the seed rain technique is not recommended in one of the areas (A4).

Keywords: Recovery of degraded areas. Cadmium. Lead. Mining.

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, muito se tem discutido em todo o mundo sobre a questão ambiental. Impactos ambientais causados por ações antrópicas podem ser desastrosos, ameaçando a sobrevivência de espécies animais e vegetais; e prejudicando a qualidade do solo, da água e ar. Assim, vê-se um esforço da política ambiental, no sentido de proteger recursos naturais, garantindo-os para gerações futuras e minimizando problemas ambientais.

Atualmente muitos solos se encontram contaminados com elementos-traço provenientes de rejeitos da mineração e da indústria. Além do empobrecimento do solo local, estes contaminantes podem poluir áreas agricultáveis próximas, trazendo risco para saúde humana. Neste sentido, Vasconcelos (1989) cita alguns elementos, como cádmio (Cd), chumbo (Pb) e Mercúrio (Hg), que possuem toxicidade bem conhecidas, mesmo em pequenas quantidades, além de possíveis efeitos crônicos à saúde humana.

Assim, cresce o número de estudos que buscam maneiras de reabilitar áreas contendo solos contaminados por elementos-traço. A fitorremediação aparece como técnica bastante promissora, especialmente, no Brasil (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011), pois minimiza os impactos antrópicos e reestrutura habitats naturais, oferecendo uma maior segurança e eficiência com custos baixos (CARNEIRO; LUCAS PAULO, 2010). Essa técnica visa promover a cobertura do solo e sua descontaminação, além da melhorar a estética do ambiente. O foco desses estudos está em encontrar espécies que apresentem tolerância aos elementos-traço no solo e que sejam potenciais bioacumuladoras desses contaminantes.

No levantamento florístico de uma cava de mineração de zinco (Zn) desativada, *Cyperus ligularis* L. foi encontrada ocorrendo em dois pontos

distintos, que correspondem aos pontos com maiores teores de Zn, Cd e Pb fitodisponíveis, apresentando maior produção de biomassa em um deles.

Por serem espécies pioneiras capazes de grande deposição de matéria orgânica, reprodução facilitada com alta produção de sementes e elevada capacidade de dispersão, as plantas do gênero *Cyperus* sp. são consideradas promissoras para a vegetação de áreas degradadas; e, também, de áreas contaminadas por elementos-traço em algumas situações específicas (CARNEIRO; SIQUEIRA; MOREIRA, 2002; KABATA-PENDIAS, 2011).

Cyperus ligularis é uma espécie nativa da flora brasileira. Assim sendo, seu uso na revegetação da área da cava de mineração pode contribuir para o enriquecimento ambiental, reestabelecimento de funções ecológicas e sem alterar a biodiversidade local.

Chuva de sementes é uma das técnicas de revegetação de menor custo e muito utilizada na recuperação de áreas florestais e de matas ciliares, podendo, também, ser empregada na recuperação de áreas degradadas. O uso de sementes de qualidade é extremamente importante para o sucesso do programa de revegetação, assim como em qualquer cultura, sendo avaliada em testes controlados de germinação (WRASSE et al., 2009).

Por essa razão, a germinação de *Cyperus ligularis* foi testada em solos de diferentes pontos da cava mineração, para verificar a possibilidade de uso dessa técnica na revegetação da área.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (DCS/UFLA), em Lavras – MG. O município de Lavras está localizado na região sul de Minas Gerais, a 918m de altitude, latitude 21°14'S e longitude 45°00'W GRW. O clima, segundo a classificação de Köppen, é Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso (DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2007).

A análise do material de solo das áreas da cava de mineração a serem revegetadas aponta solo heterogêneo com elevados teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, Cd e Pb, conforme TABELA 1.

Tabela 1 Teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, Cd e Pb das amostras de solo da cava de mineração

Amostra	Semitotais (Usepa 3051A)			Fitodisponíveis (Mehlich1)		
	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb
	----- mg kg ⁻¹ -----			----- mg dm ⁻³ -----		
A1	1396	4,4	193	555	2,91	5,31
A2	26003	102	5887	4162	51,3	56,3
A3	1481	4,5	3840	425	4,0	106
A4	16705	154	3511	1919	59,3	3,9
A5	530	1,6	1253	144	0,53	33,5
A6	103792	161	2893	10489	158	48,1
2710 a ⁽¹⁾	4180	12,3	5520	-	-	-
2710 a ⁽²⁾	4308	9,1	6625	-	-	-
Recuperação (%)	(103)	(74)	(120)	-	-	-
VP ⁽³⁾	300	1,3	72	-	-	-

Legenda: (1) Valores certificados do padrão 2710 a; (2) Valores determinados nas análises do 2710 a; (3) VP – Valor de prevenção - é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de acordo com a Resolução CONAMA 420/2009 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, 2009).

Fonte: Adaptado de Lopes et al. (2015).

As plantas absorvem os elementos presentes na solução do solo quase sem distinção, sejam eles tóxicos ou não, mas o que determina o processo é o fator genético. Por essa razão, foram utilizadas sementes de *Cyperus. ligularis* coletadas no ponto da cava de mineração em que a espécie produz maior biomassa (A2). As sementes não receberam tratamento visando reproduzir as condições de dispersão naturais, como em campo. Neste estudo, esse procedimento é favorável, visto que em testes padronizados de laboratório (com quebra de dormência, umidade e luminosidade controladas), que criam ambientes com condições ideais, a emergência de plântulas pode ser superestimada (FRANCO; PETRINI, 2002), não reproduzindo o que aconteceria em campo.

As sementes foram separadas em grupos de 50 unidades por bandeja, contendo amostras dos solos da área de estudo, com oito repetições, totalizando 400 sementes por amostra de solo, conforme Brasil (1992). O material foi mantido úmido e em condições naturais de luminosidade. Além do solo controle em condições de campo (A1), as sementes foram colocadas em substrato comercial (A0), com o objetivo de simular a condição ideal para germinação, a fim de verificar a viabilidade das sementes.

O experimento foi avaliado diariamente, pela contagem de plântulas até a obtenção de 50% de sementes germinadas no solo A1 acrescido de um dia. As plântulas obtidas foram mantidas nos solos, para avaliação de vigor das sementes/plântulas, em função da toxidez dos solos. As sementes que emitiram raiz primária foram consideradas germinadas.

O índice de velocidade de germinação (IVG) foi calculado por meio do somatório do número de sementes germinadas a cada dia, dividido pelo número de dias decorridos entre a sementeira e a germinação, conforme Maguire (1962).

$$IVG = \frac{G_1}{N_1} + \frac{G_2}{N_2!} + \frac{G_n}{N_n} \quad (1)$$

Em que:

IVG = índice de velocidade de germinação

$G_1; G_2; \dots G_n$ = número de sementes germinadas na primeira, segunda (...),
última contagem.

$N_1; N_2; \dots N_n$ = número de dias entre a semeadura e a primeira, segunda (...),
última contagem.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANAVA) e o teste de comparação de médias Skott-Knott, a 5% de significância com uso de software Sisvar, versão 5.3 - Build 77 (FERREIRA, 2011). O software Microsoft Office Excel 2007® (© Microsoft Corporation.) foi utilizado para obtenção do desvio padrão das amostras e análise de correlação.

3 RESULTADOS

As sementes de *Cyperus ligularis*, coletadas em plantas de A2, possuem boa viabilidade e apresentando germinação acima de 50% após 12 dias do início da germinação e 73% em 65 dias. A germinação de *C. ligularis* em substrato controle (A0) teve início após quatro da sementeira, assim como nos solos A1, A3 e A5, sendo esse o primeiro dia da contagem de plântulas. No solo A2, a germinação iniciou no terceiro dia da contagem. Os solos A6 e A4 apresentaram retardo no início da germinação, sendo no 31º e 38º dias, respectivamente (TABELA 2). No solo A1, a germinação de 50% das sementes foi observada aos 64 dias da sementeira.

Tabela 2 Número de sementes germinadas de *Cyperus ligularis* em diferentes solos contendo elevados teores fitodisponíveis de elementos-traço

Amostra	Dias							MAX	IVG	Perdas (%)
	01	03	12	31	38	64	65			
A0	16	42	211	250	266	289	293	293	49,36	-
A1	12	21	117	184	195	200	205	210	31,08	-
A2	-	2	8	27	31	23	25	35	2,42	37
A3	1	4	12	14	15	22	23	23	3,64	13
A4	-	-	-	-	1	-	-	1	0,03	100
A5	3	9	17	29	30	34	34	34	7,52	3
A6	-	-	-	2	10	6	6	15	0,41	33

Legenda: MAX: Número máximo de sementes germinadas, somadas as repetições. IVG: Índice de velocidade de germinação. Perdas (%): Sementes que germinaram mais as plantas não se desenvolveram. A0: Substrato comercial (Controle experimental); A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (Controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço. Fonte: Do autor (2016).

Entre as áreas com elevados teores de elementos-traço, A5 apresentou maior índice de velocidade de germinação, embora tenha sido baixo quando comparado aos valores obtidos nos solos A0 e A1 (controle). A presença dos elementos-traço no solo reduz a velocidade de germinação, comprometendo o vigor das sementes.

A análise de variância das médias do teste de germinação mostrou que existem diferenças entre os solos (TABELA 3), sendo que, em A4 ocorreu a menor germinação, com apenas 0,3% das sementes utilizadas.

Tabela 3 Germinação média de *Cyperus ligularis* em solos contendo elevados teores fitodisponíveis de elementos-traço

Solo	Dias							GT %
	01	03	12	31	38	64	65	
A0	2,0 b (± 1,3)	5,3 c (± 2,9)	26,4 c (± 8,6)	31,3 c (± 7,0)	33,3 c (± 6,5)	36,1 c (± 6,4)	36,6 c (± 6,4)	73,3
A1	1,5 b (± 1,3)	2,6 b (± 2,4)	14,6 b (± 6,9)	23,0 b (± 4,1)	24,4 b (± 5,0)	25,6 b (± 7,0)	25,6 b (± 7,0)	52,5
A2	-	0,3 a (± 0,5)	1,0 a (± 2,4)	3,4 a (± 3,8)	3,9 a (± 4,5)	3,1 a (± 4,5)	3,1 a (± 4,5)	8,8
A3	0,1 a (± 0,4)	0,5 a (± 1,4)	1,5 a (± 3,0)	1,8 a (± 3,4)	1,9 a (± 3,7)	2,9 a (± 5,1)	2,9 a (± 5,1)	5,8
A4	-	-	-	-	0,1 a (± 0,0)	-	-	0,3
A5	0,4 a (± 0,7)	1,1 a (± 1,6)	2,1 a (± 3,4)	3,6 a (± 6,2)	3,8 a (± 6,2)	4,3 a (± 6,6)	4,3 a (± 6,6)	8,5
A6	-	-	-	0,3 a (± 0,5)	1,3 a (± 2,4)	0,8 a (± 2,1)	0,8 a (± 2,1)	3,8
Pr>Fc	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	
CV (%)	134,05	117,73	70,36	47,70	46,46	49,24	49,04	

Legenda: Médias seguidas da mesma letra em ordem crescente na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, considerando o valor nominal de 5% de significância. ANAVA: Valores de Pr>Fc iguais ou menores que 0,05 indicam diferença significativa a 5%. GT%: Percentual de germinação total. A0: Substrato comercial (Controle experimental); A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (Controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço.

Fonte: Do autor (2016).

4 DISCUSSÃO

O maior percentual de germinação entre as amostras de solo que correspondem à área de estudo e apresentam elevados teores de elementos-traço foi observado em A2 e A5.

A qualidade, ou vigor, da semente afeta o crescimento inicial da plântula e sua capacidade de acumular biomassa (DURÃES et al., 1995; SCHUCH et al., 2000), podendo reduzir a taxa de sobrevivência da plântula. Nos solos A0 e A1 não houve perda de plântulas até o último dia de contagem, demonstrando que as sementes utilizadas são de boa qualidade. Em A0, a germinação de 73% das sementes, até o último dia de contagem, indica elevada qualidade fisiológica. A qualidade fisiológica das sementes é apontada pela formação de plântulas normais com taxas de 70 a 80% (GRABE, 1976).

A menor perda de plântulas foi observada em A3. Nas áreas A2 e A6, a perda de plântulas foi semelhante. O percentual de perda foi de 100% em A4, demonstrando a alta fitotoxicidade do solo nessa área.

A proporção de Zn, Cd e Pb, nessa ordem, nos solos contaminados com os melhores percentuais de germinação, é de 1:0,012:0,14 em A2; 1:0,004:0,233 em A5 e 1:0,009:0,249. Já, nos solos com os piores resultados, tem-se 1:0,015:0,005 em A6 e 1: 0,031:0,002 em A4.

O elevado teor semitotal de Pb foi associado ao menor índice de velocidade de germinação ($r=-0,73$). Em análise de correlação com os teores fitodisponíveis dos elementos no solo, verifica-se que o Cd exerce maior influência negativa no IVG ($r=-0,49$) superior ao Zn e o Pb ($r=0,42$).

Estudos mostram que a presença do Zn, mesmo em nível tóxico, desempenha um importante papel na proteção das plantas contra a fitotoxicidade dos outros elementos, especialmente o Cd. Entretanto, observa-se que, para as sementes em processo de germinação, há um limite de proteção que o Zn

consegue oferecer, que parece ser na proporção de 1:0,015, na relação Zn:Cd, nesse caso. Também é possível observar que o elevado teor de Pb fitodisponível não exerce forte influência no percentual de sementes germinadas.

Esses dados demonstram a importância deste estudo. Em testes laboratoriais realizados em papel de germinação, dificilmente, observa-se um resultado tão representativo da área de estudo. Geralmente, as sementes germinam da mesma forma em uma variedade de substratos. Mas, em estudos ecológicos, o melhor substrato para testes de germinação é do solo coletado no habitat da espécie de estudo (BASKIN; BASKIN, 1998).

Um fator que pode ter contribuído para a redução da velocidade de germinação é o pH dos solos. As áreas com elevados teores de elementos-traço apresentam maiores valores de pH em comparação com a área de mata próxima, exceto a A5, que tem valor mais aproximado ao de A1. O pH é um dos principais fatores que deve ser observado na germinação em campo (BASKIN; BASKIN, 1998). Segundo esses autores, cada espécie pode responder de forma diferente ao pH e citam estudos que mostram que plantas que crescem em solos alcalinos requerem pH elevado para a germinação. Relatam, ainda, que a Associação Internacional de Testes de Sementes recomenda a germinação em substrato com pH entre 6,0 e 7,5, mas que, muitos estudos mostram que diversas plantas podem germinar melhor em solos com pH mais baixo ou, até mesmo, mais alto.

Em muitas publicações sobre a relação entre o Cd e as plantas, o pH do solo é listado como o principal fator de solo que controla tanto a captação total e relativa de Cd (KABATA-PENDIAS, 2011). O pH elevado do solo reduz a fitodisponibilidade de Cd, favorecendo o estabelecimento de plantas em solos com alto teor desse elemento.

Entretanto, neste estudo, foi possível verificar que, nos solos com pH acima de 7,0, a velocidade de germinação foi menor ($r=0,82$) e que a soma de sementes germinadas em cada solo também reduziu com o aumento do pH do

solo ($r=-0,75$). Vale ressaltar que o pH acima de 7,0 não impede a germinação, apenas reduz a velocidade de emergência das plântulas.

Sendo assim, constata-se que o elevado teor dos elementos-traço no solo pode ter comprometido o vigor das sementes. Segundo Villiers (1973), sementes com menor vigor promovem a restauração de organelas e tecidos danificados antes de iniciarem o desenvolvimento embrionário. Esse processo demanda tempo, retardando o início da germinação.

5 CONCLUSÃO

Cyperus ligularis produz grande quantidade de sementes viáveis, com taxa de germinação acima de 70%. Obtêm-se melhores resultados de germinação dessa espécie em solos com pH entre 5,5 e 6,0.

Em solos com elevados teores Pb, a velocidade de germinação é reduzida. O Cd, em altas concentrações no solo, provoca a morte de plântulas nos primeiros dias.

O Cd, em proporção acima de 0,015 para cada unidade de Zn, inibe a germinação, podendo ser letal para a plântula quando ela acontece. O uso da técnica de chuva de sementes não é recomendado para revegetação de área degradada nessa condição.

AGRADECIMENTOS

À Paula Godinho Ribeiro pela ajuda durante a montagem e acompanhamento do experimento.

REFERÊNCIAS

BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. **Seeds**: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination. San Diego: Academic, 1998. 666 p.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Regras para Análise de Sementes**. Brasília, 1992. 365 p.

CARNEIRO, D. A.; LUCAS PAULO, G. A biorremediação como ferramenta para a descontaminação de ambientes terrestres e aquáticos. **Revista Tecer**, Belo Horizonte, v. 3, n. 4, p. 82, 2010.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA J.O; MOREIRA F. M. de S. **Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados** Pesq. agropec. bras., Brasília, v. 37, n. 11, p. 1629-1638, nov. 2002.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 30 dez. 2009.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G.; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, nov./dez. 2007.

DURÃES, E. L. et al. Índices de vigor de sementes de milho (*Zea mays* L.): associação com emergência de campo, crescimento e rendimento de grãos. **Revista Brasileira de Sementes**, Brasília, v.17, n.1, p.13-18, 1995.

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

FRANCO, D. F.; PETRINI, J. A. **Testes de vigor em sementes de arroz**. Brasília. MAPA, 2002. (Comunicado Técnico, 68).

GRABE, D. F. Measurement of seed vigor. **Journal of Seed Technology**, Springfield, v. 1, n. 2, p. 18-31, 1976.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4th ed. Flórida: CRC, 2011. 505 p.

MAGUIRE, J. D. Speed of germination aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, Madison, v. 2, n. 1, p. 176-177, 1962.

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**, Viçosa, MG, v. 35, n. 1, p. 1, 2011.

SCHUCH, L. O. B. et al. Emergência no campo e crescimento inicial de aveia-preta em resposta ao vigor das sementes. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 6, n. 2, p. 97-101, 2000.

VASCONCELOS, L. A. T. V. T. D. **Utilização da casca de pinheiro na remoção de metais pesados em águas contaminadas**. 1989. 356 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 1989.

VILLIERS, T. A. Ageing and longevity of seeds in field conditions. In: HEYDECKER, W. (Ed.). **Seed ecology**. London: The Pennsylvania State University, 1973. p. 265-288.

WRASSE, C. F. et al. Testes de vigor para sementes de arroz e sua relação com o comportamento de hidratação de sementes e a emergência de plântulas. **Científica**, Jaboticabal, v. 37, n. 2, p. 107-114, 2009.

CAPÍTULO 5

DESENVOLVIMENTO DE *CYPERUS LIGULARIS* L. EM SOLOS DE ÁREA DE MINERAÇÃO DE ZN COM DIFERENTES TEORES DE CONTAMINAÇÃO POR ELEMENTOS-TRAÇO

RESUMO

A presença de elementos-traço fitodisponíveis no solo, quando em altas concentrações, pode afetar o desenvolvimento normal da vegetação. O uso de espécies nativas deve ser considerado na recuperação dessas áreas, visto que reduz a perturbação do ambiente e pode facilitar o reestabelecimento da biodiversidade local. O estudo foi realizado visando revegetar uma cava de mineração de zinco (Zn) desativada. O solo da cava é heterogêneo e a área foi dividida em seis pontos que melhor representam as condições gerais. Cada ponto possui diferentes teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, cádmio (Cd) e o chumbo (Pb), todos acima do valor de prevenção estabelecido pela legislação. Em levantamento florístico foram encontradas 82 espécies distribuídas em 28 famílias botânicas. *Cyperus ligularis* L. foi encontrada em dois desses pontos. Foram feitos estudos visando o uso da espécie na revegetação de outras três áreas da cava de mineração. A espécie produz elevado número de sementes viáveis. O teste de transplante de plantas jovens mostrou que *C. ligularis* pode ser utilizada na revegetação das áreas contaminadas. Neste estudo, foram utilizadas plantas jovens da espécie produzidas em substrato comercial. Após o transplante, as plantas apresentam crescimento lento em solos contendo maiores teores de Pb. Elevados teores de Cd inibem a formação de aerênquima nas raízes. O atraso na formação dessas estruturas não interfere no crescimento da planta. As modificações anatômicas tanto nas raízes quanto nas folhas seguem o padrão da taxa de crescimento de *C. ligularis*. Nas raízes, entretanto, a alta bioacumulação de Pb e translocação de todos os elementos-traço induzem a formação de epiderme e córtex radiculares mais espessos. Apesar da redução na taxa de crescimento, as folhas apresentam células buliformes aumentadas em plantas que sofreram alta translocação de Cd. Recomenda-se o uso de transplante de plantas jovens na revegetação das áreas, especialmente em locais em que a germinação não ocorra em função dos elevados teores de elementos-traço.

Palavras-chave: Recuperação de áreas degradadas. Cádmio. Chumbo. Mineração. Anatomia ecológica.

ABSTRACT

The presence of phytoavailable trace elements in high concentrations in the soil can affect vegetation normal development. The use of native species should be considered to recovery these areas, since it reduces the environment disturbance and can facilitate the reestablishment of local biodiversity. The study was conducted aim to revegetate a mine of zinc (Zn) disabled. The mine soil is heterogeneous and the area was divided into six points which are most representative of its general conditions. Each point has different semitotal and phytoavailable content of Zn, cadmium (Cd), and lead (Pb), and these content exceed the value of prevention established by law. A floristic survey found 82 species of 28 botanical families. *Cyperus ligularis* L. was found in two of these points. It was done studies aiming at the use of the species in the revegetation of three other mining areas. The species produces large number of viable seeds. The test of seedlings' transplant showed that *C. ligularis* can be used to revegetate contaminated areas. In this study, it was used seedlings produced in commercial substrate. After the transplant, the plants show slow growth in soils containing higher Pb content. High Cd content inhibit the formation of aerenchyma in the roots. The delay in the formation of these structures does not interfere in plant growth. Anatomical modifications both in the roots and in the leaves follow the standard of the growth rate *C. ligularis*. However, in the root, the high bioaccumulation of Pb and the translocation of all trace elements induce the formation of epidermis and thicker root cortex. Despite the reduction in the growth rate, plants that have had high translocation of Cd, have leaves with bigger buliform cells. It is recommend the use of seedlings transplant to revegetate areas, especially in sites where germination does not occur due to the high content of trace elements.

Keywords: Recovery of degraded areas. Cadmium. Lead. Mining. Ecological anatomy.

1 INTRODUÇÃO

As atividades de mineração são fundamentais para a obtenção de matéria-prima para a fabricação de bens indispensáveis ao homem. Contudo, causam impactos ambientais nas áreas destinadas à extração e processamento dos minérios. Os efeitos adversos da exploração nessas áreas requerem estudos especializados de uma equipe multidisciplinar para atenuação dos impactos gerados por essas atividades e recuperação das áreas.

Dentre os impactos adversos causados pela mineração, destacam-se a geração de efluentes líquidos, de resíduos sólidos processados e de pilhas de estéreis. Esses materiais, geralmente, apresentam altas concentrações de elementos-traço, constituindo uma fonte potencial de poluição dos solos no entorno das áreas de exploração, colocando em risco os corpos d'água superficiais e subsuperficiais. Em função disso, há necessidade de adequar tecnologias para reter esses contaminantes, evitando sua dispersão no ambiente, amenizando seus efeitos adversos, de forma a propiciar o desenvolvimento de plantas no próprio local, para recuperação dessas áreas degradadas. Essas ações têm o objetivo de tornar a atividade mais sustentável e menos danosa ao ambiente.

Atualmente muitos solos se encontram contaminados com elementos-traço provenientes de rejeitos da mineração e da indústria. Além do empobrecimento do solo local, estes contaminantes podem poluir áreas agricultáveis próximas, trazendo risco à saúde humana. Neste sentido, Vasconcelos (1989) cita alguns elementos, como cádmio (Cd), chumbo (Pb) e Mercúrio (Hg), que possuem toxicidade bem conhecidas, mesmo em pequenas quantidades.

Assim, cresce o número de estudos que buscam maneiras de reabilitar solos contaminados por elementos-traço. A fitorremediação aparece como técnica bastante promissora, especialmente no Brasil (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011), pois minimiza os impactos antrópicos e reestrutura habitats naturais,

oferecendo uma maior segurança e eficiência com custos baixos (CARNEIRO; LUCAS PAULO, 2010). Essa técnica visa promover a cobertura do solo e sua descontaminação, além da melhorar a estética do ambiente. O foco desses estudos está em encontrar espécies que apresentem tolerância aos elementos-traço no solo e que sejam potenciais bioacumuladoras desses contaminantes.

O uso de espécies nativas é apontado como a melhor opção na recuperação de áreas degradadas por favorecer o restabelecimento do equilíbrio ecológico e serviços do ecossistema. Entretanto existem dificuldades no uso de espécies nativas nessa atividade em áreas de mineração, visto que grande parte das plantas nativas apresenta maior sensibilidade aos contaminantes do solo em altas concentrações.

Estudos apontam as espécies da família Cyperaceae entre as plantas mais resistentes aos elevados teores de elementos-traço fitodisponíveis na solução do solo (KABATA-PENDIAS, 2011). *Cyperus ligularis* L. demonstra alta capacidade de sobrevivência nesses ambientes, sendo encontrada em dois pontos de uma cava de mineração de zinco desativada. Esses locais apresentam solos com elevado teor de zinco (Zn) e, também, de elementos com alta toxicidade, como o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb).

Este estudo visa verificar o desenvolvimento de *Cyperus ligularis* nos demais materiais de solo presentes na área que necessitam de revegetação, sendo realizado a partir de plantas jovens. Foram realizados estudos de crescimento, capacidade de absorção dos contaminantes e modificações anatômicas nos órgãos da planta.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras (DCS/UFLA), em Lavras – MG, em condições naturais de luminosidade. As amostras de solo foram coletadas em cinco pontos (A2 – A6) de uma cava desativada de mineração de zinco, no município de Vazante, MG. O solo controle de campo (A1) foi coletado em mata de Cerrado adjacente a cava. Como controle experimental, foi utilizado substrato comercial (A0). A espécie de estudo (*Cyperus ligularis*) é encontrada em dois desses pontos (A2 e A6), apresentando maior produção de massa em A2.

Sementes de *Cyperus ligularis* foram coletadas de plantas no ponto A2 e colocadas para germinar em substrato comercial (A0). Após o desenvolvimento inicial, as plantas jovens foram transferidas para vasos com os solos de estudo. Para cada solo foram usados 10 vasos contendo 8 indivíduos. O crescimento das plantas se deu em condições naturais de luminosidade e umidade observada para evitar o estresse hídrico.

As modificações morfológicas nas plantas foram observadas diariamente em busca de sintomas de estresse causado pelos contaminantes. As medições de crescimento foram feitas em intervalos de 10 dias. As plantas foram deixadas em contato com os solos por 90 dias.

A taxa de crescimento (1) foi calculada pela medição final das plantas jovens com redução das medidas iniciais. O resultado foi dividido pela medida inicial para obtenção do percentual final de crescimento. Os valores foram agrupados em médias por tratamento.

$$TC = \frac{TM_i - TM_f}{TM_i} \quad (1)$$

Em que:

TC = Taxa de crescimento;

TM_i = Tamanho médio inicial (cm);

TM_f = Tamanho médio final (cm).

Ao final do experimento, o material coletado foi separado em raiz e parte aérea, obtendo-se amostras para análises anatômicas e de teor de elementos-traço.

O preparo das amostras para a análise microscópica foi realizado no Laboratório de Anatomia Vegetal do Departamento de Biologia da Universidade Federal de Lavras (DBI/UFLA). Foram coletadas amostras de raiz e folha de uma planta de cada vaso, totalizando 10 amostras por tipo de solo estudado. Após a coleta, o material foi lavado para retirada de impurezas e fixado em FAA70% (formaldeído 37%, ácido acético glacial P.A. e etanol 70% na proporção de 0,5: 0,5: 9,0) (JOHANSEN, 1940). Após 72 horas da fixação, foram conservadas em etanol 70° GL (JENSEN, 1962) até o momento das análises.

Para a confecção das lâminas, foi retirada uma amostra da região mediana de cada folha e da zona pilífera das raízes, para emblocamento em resina Leica Histoiresin®, da Leica Microsystems Nussloch GmbH. (7022 31731 Leica Histoiresin Embedding Kit). Para realização dessa etapa de preparo, o material foi submetido ao processo de desidratação em série alcoólica (álcool etílico 70%, álcool etílico comercial 92,8%, álcool etílico P.A.), por um período de duas horas, para cada concentração. Em seguida, o material foi deixado em solução de pré-infiltração composta por resina base e etanol 95% (1:1), durante duas horas em vácuo e, em seguida, foi transferido para a solução de infiltração (resina base), onde permaneceu por 48 horas. Após a infiltração, o material foi colocado em moldes de polietileno com a solução de polimerização (resina base/endurecedor 15:1), conforme especificações do fabricante.

Após 24 horas, os histomoldes foram desemblocados, colados em suporte de madeira e levados para o micrótomo rotativo semiautomático, para obtenção de cortes com 6µm de espessura, conforme a resistência do material histológico.

As secções foram dispostas em lâminas de vidro sobre placa aquecedora a 40°C. O material foi corado com azul de toluidina 0,05% (em tampão fosfato de potássio pH = 4,7) por 5 minutos. Em seguida, foi lavado em água destilada. Após a secagem em placa aquecedora a 40 °C, as lâminas permanentes foram montadas com lamínula em Verniz Vitral Incolor 500® da Acrilex (PAIVA et al., 2006).

As lâminas foram montadas contendo 10 cortes a cada cinco amostras por tratamento. Foram realizadas medições em 10 campos diferentes por imagem, totalizando 1400 medições para cada parâmetro analisado e 200 medições por tratamento.

As medições dos tecidos foram realizadas por meio do software de medição Image Tool for Windows Version 3.00® (© UTHSCSA – The University of Texas Health Science Center in San Antonio, 2002), utilizando fotomicrografias registradas em câmera digital AxioCam ERc5s® (© Carl Zeiss Microscopy) acoplada ao microscópio Axio®² e software de digitalização de imagens Zen 2012 Blue Edition © Carl Zeiss Microscopy GmbH, 2011.

Para a avaliação dos teores dos elementos-traço nas plantas, a matéria seca das amostras foi triturada para digestão 3051a da United Environmental Protection Agency (USEPA, 1995), em que 0,5g de material foi colocado em tubos de Teflon® PTFE com 5 mL de HNO₃ (ácido nítrico) e levados ao forno de micro-ondas à pressão 0,76MPa e temperatura aproximada de 175°C por 10 minutos. Após o resfriamento, o material foi filtrado e o volume obtido recebeu 10 mL de água destilada.

Os teores de Zn, Cd e Pb foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica com equipamento PerkinElmer AAnalyst 800® com atomizador tipo chama. O material de referência utilizado para garantia de qualidade foi o BCR® 482 Lichen, do IRMM (Institute for Reference Material and Measurements –

European Commission), em cada bateria, além de uma amostra em branco (contendo apenas HNO₃).

O índice de translocação dos elementos-traço foi mensurado por meio da concentração do elemento de estudo nas partes aéreas da planta, em relação ao teor encontrado nas raízes e à produção de matéria seca (2). O fator de bioacumulação foi medido pelo total de cada elemento encontrado na planta em relação ao teor fitodisponível no solo e à produção de matéria seca, separados em parte aérea e raízes (3) e fator de bioacumulação total (4).

$$IT = \frac{[ET]_{PA}}{[ET]_{PA} + [ET]_R} \times 100 \quad (2)$$

$$FB_{PA} = \frac{[ET]_{PA}}{ET_{Fd}} \quad \text{e} \quad FB_R = \frac{ET_R}{ET_{Fd}} \quad (3)$$

$$FB_T = \frac{[ET]_{PA}}{ET_{Fd}} + \frac{ET_R}{ET_{Fd}} \quad (4)$$

Em que:

IT = Índice de translocação;

FB = Fator de bioacumulação;

[ET] = Concentração do elemento-traço;

PA= Parte aérea / R= Raízes / T = Total;

Fd= Teor fitodisponível no solo.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANAVA) e o teste de comparação de médias Skott-Knott, a 5% de significância com uso de software Sisvar, versão 5.3 - Build 77 (FERREIRA, 2011). O software Microsoft Office Excel 2007® (© Microsoft Corporation) foi utilizado para obtenção do desvio padrão das amostras, análise de correlação e elaboração dos gráficos.

3 RESULTADOS

A análise de solo dos pontos de coleta das plantas mostra alto teor fitodisponível de zinco (Zn), cádmio (Cd) e chumbo (Pb), TABELA 1. A análise de correlação entre o teor semitotal de cada elemento-traço no solo e sua fitodisponibilidade aponta que o teor fitodisponível dos elementos-traço está diretamente relacionado ao teor semitotal encontrado em cada área. Sendo assim, o solo de A1 oferece mais Pb para a vegetação, enquanto o solo de A2 disponibiliza mais Cd e Zn.

Tabela 1 Teores semitotais e fitodisponíveis de Zn, Cd e Pb das amostras de solo da cava de mineração

Amostra	Semitotais (Usepa 3051A)			Fitodisponíveis (Mehlich1)		
	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb
	----- mg kg ⁻¹ -----			----- mg dm ⁻³ -----		
A1	1396	4,4	193	555	2,91	5,31
A2	26003	102	5887	4162	51,3	56,3
A3	1481	4,5	3840	425	4,0	106
A4	16705	154	3511	1919	59,3	3,9
A5	530	1,6	1253	144	0,53	33,5
A6	103792	161	2893	10489	158	48,1
2710 a ⁽¹⁾	4180	12,3	5520	-	-	-
2710 a ⁽²⁾	4308	9,1	6625	-	-	-
Recuperação (%)	(103)	(74)	(120)	-	-	-
VP ⁽³⁾	300	1,3	72	-	-	-

Legenda: (1) Valores certificados do padrão 2710 a; (2) Valores determinados nas análises do 2710 a; (3) VP – Valor de prevenção - é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de acordo com a Resolução CONAMA 420/2009 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, 2009). A1: Solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (Controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço.

Fonte: Adaptado de Lopes et al. (2015).

Cyperus ligularis é encontrada ocorrendo naturalmente nos pontos com os mais elevados graus de contaminação da área estudada, que são os pontos A2 e A6; e, neste estudo controlado, a planta demonstrou comportamentos diferentes na absorção, translocação e bioacumulação dos elementos-traço com alta toxicidade (Cd e Pb). Foi observada alta taxa de translocação de todos os elementos, com destaque na translocação de Zn e Cd em A6 e de Pb em A2 (TABELA 2).

As plantas jovens de *Cyperus ligularis* apresentaram crescimento lento nos solos contaminados, sendo possível observar que apenas as plantas jovens que cresceram em solos sem contaminação ou com baixo teor dos elementos-traço apresentaram crescimento expressivo em 90 dias (TABELA 3).

A raiz de *Cyperus ligularis* em substrato comercial (A0), livre de elementos-traço, possui epiderme unisseriada e cerca de três camadas de exoderme (FIGURA 1, C a F). O córtex é volumoso com grande proporção de aerênquima em formação, evidenciado pela formação de trabéculas e pelo processo de lisogenia entre elas (FIGURA 1, C). Mais interiormente, uma espessa camada de endoderme com paredes espessadas envolve o cilindro vascular, que corresponde a 29% da área total transversal da raiz (FIGURA 1, E).

Tabela 2 Teores médios de Zn, Cd e Pb das amostras de *Cyperus ligularis* em solos com diferentes condições de contaminação

Amostra	Parte aérea			Raiz		
	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb
	----- mg kg ⁻¹ -----			----- mg kg ⁻¹ -----		
A0	136,6 a	1,7 a	12,3 a	66,2 a	1,0 a	3,3 a
A1	165,3 a	30,3 a	9,7 a	771,0 a	4,6 a	116,6 a
A2	549,5 a	61,6 a	24,5 a	4077,9 c	162,5 e	1323,4 b
A3	481,2 a	21,3 a	78,6 a	795,7 a	59,7 c	518,5 a
A4	346,9 a	35,0 a	19,8 a	2394,2 b	82,8 d	340,9 a
A5	282,9 a	12,7 a	24,3 a	760,9 a	28,4 b	740,7 a
A6	794,4 a	8,0 a	54,1 a	13178,0 d	483,2 f	1496,3 b
Pr>Fc	0,4533	0,6028	0,0872	<0,0001	<0,0001	0,0265
CV (%)	96,62	145,05	131,51	36,78	13,57	85,6
	Translocação (%)			Bioacumulação ⁽¹⁾		
A1	17,7	86,8	7,7	1,7	12,0	23,8
A2	11,9	27,5	1,8	1,1	4,4	23,9
A3	37,7	26,3	13,2	3,0	20,3	5,6
A4	12,7	29,7	5,5	1,4	2,0	92,5
A5	27,1	30,9	3,2	7,2	77,5	22,8
A6	5,7	1,6	3,5	1,3	3,1	32,2
BCR@ 482 ⁽²⁾	100,6	0,56	40,9	-	-	-
BCR@ 482 ⁽³⁾	147,2	0,58	55,1	-	-	-
Recuperação (%)	(146)	(104)	(135)	-	-	-
LDM ⁽⁴⁾	0,25	0,25	0,50	-	-	-

Legenda: Médias seguidas da mesma letra em ordem crescente na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, considerando o valor nominal de 5% de significância. ANAVA: Valores de Pr>Fc iguais ou menores que 0,05 indicam diferença significativa a 5%. (1) Bioacumulação total; (2) Valores certificados do padrão BCR@ 482 Lichen; (3) Valores determinados nas análises BCR@ 482 Lichen; (4) LDM: Limite de detecção. A0: Substrato comercial (controle experimental); A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço.

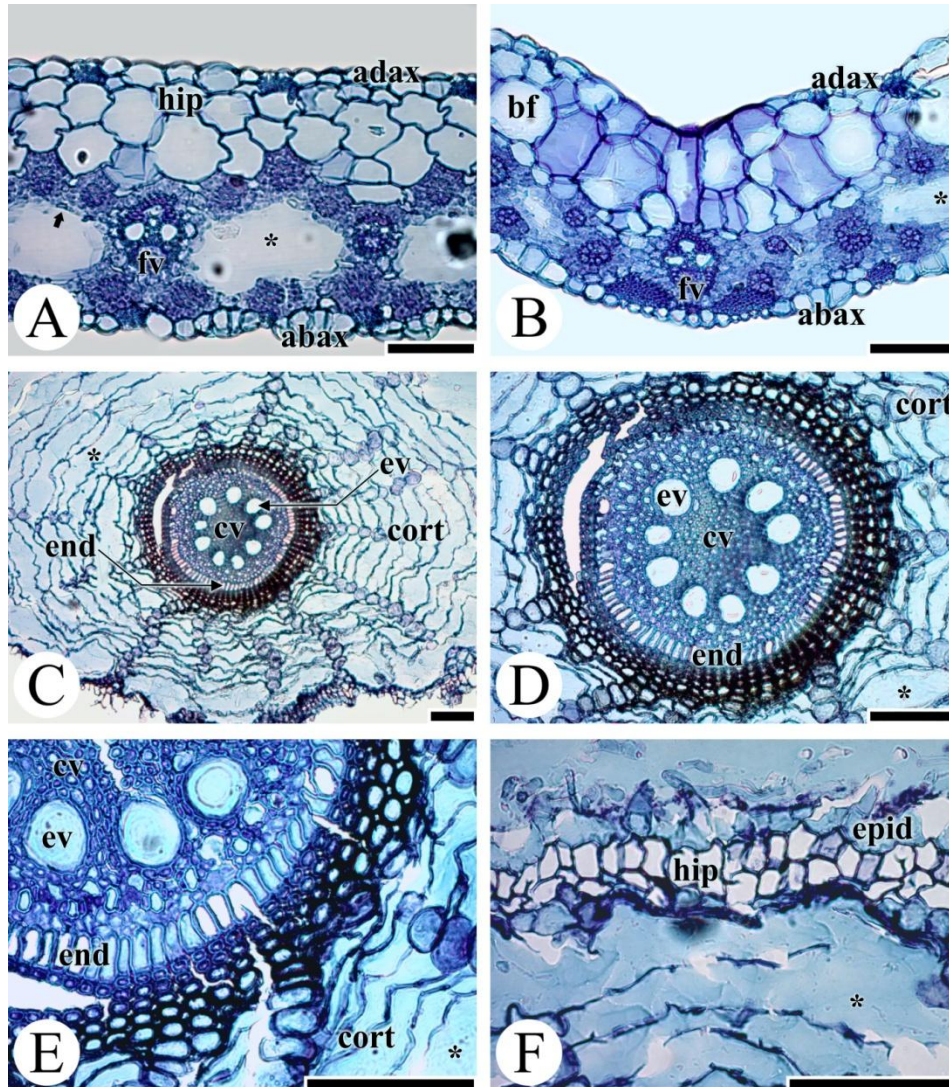
Fonte: Do autor (2016).

Tabela 3 Crescimento de *Cyperus ligularis* em solos com diferentes condições de contaminação por Zn, Cd e Pb.

Amostra	Dias de Crescimento				TC
	0	30	60	90	
	----- cm -----				%
A0	9,09 a (± 2,74)	17,98 b (± 4,81)	44,30 c (± 7,50)	57,18 c (± 7,23)	529
A1	8,51 a (± 3,33)	15,24 b (± 6,29)	50,17 c (± 11,29)	62,58 c (± 10,27)	635
A2	7,29 a (± 1,81)	8,03 a (± 2,15)	12,72 b (± 7,40)	15,16 b (± 9,88)	108
A3	5,96 a (± 2,19)	6,46 a (± 2,14)	6,59 a (± 2,10)	6,59 a (± 2,10)	11
A4	9,32 a (± 4,06)	10,55 a (± 3,87)	16,09 b (± 5,92)	19,79 b (± 7,47)	112
A5	5,97 a (± 1,16)	7,23 a (± 1,27)	9,36 a (± 2,31)	12,84 b (± 4,53)	115
A6	7,71 a (± 2,71)	8,20 a (± 2,84)	8,24 a (± 3,42)	8,60 a (± 3,84)	12
Pr>Fc	0,0278	<0,0001	<0,0001	<0,0001	
CV(%)	35,41	35,26	30,82	27,12	

Legenda: Médias seguidas da mesma letra em ordem crescente na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, considerando o valor nominal de 5% de significância. TC: Taxa de Crescimento. A0: Substrato comercial (Controle experimental); A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (Controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço. Fonte: Do autor (2016).

Figura 1 Raiz e folha de planta jovem de *Cyperus ligularis* após crescimento em substrato comercial



Legenda: (A) Mesofilo com epiderme adaxial (adax) e abaxial (abax), Hipoderme (hip), Feixe vascular (fv) e Câmaras de ar (*); (B) Nervura Central com Células buliformes (cb); (C) Córtex (cort) da raiz com enfatizando aerênquimas (*); (D) Cilindro vascular (cv); (E) Detalhe da endoderme (end) e Elemento de vaso (ev) no cilindro vascular; (F) Epiderme (epid) e Hipoderme (hip). Barras de escala = 100µm.

Fonte: Do autor (2016).

Nas plantas que cresceram no solo A1 foi observado um espessamento no córtex radicular em relação ao observado em solo livre de contaminação (TABELA 4). O desenvolvimento dos tecidos radiculares em contato com os diferentes solos analisados apresentou uma relação direta com os dados de crescimento. Isso foi evidenciado pelos valores crescentes observados para as espessuras do córtex e da endoderme, o diâmetro e número dos elementos de vaso e a área do cilindro vascular. No entanto, isso não foi observado no espessamento da epiderme e córtex radiculares em A6.

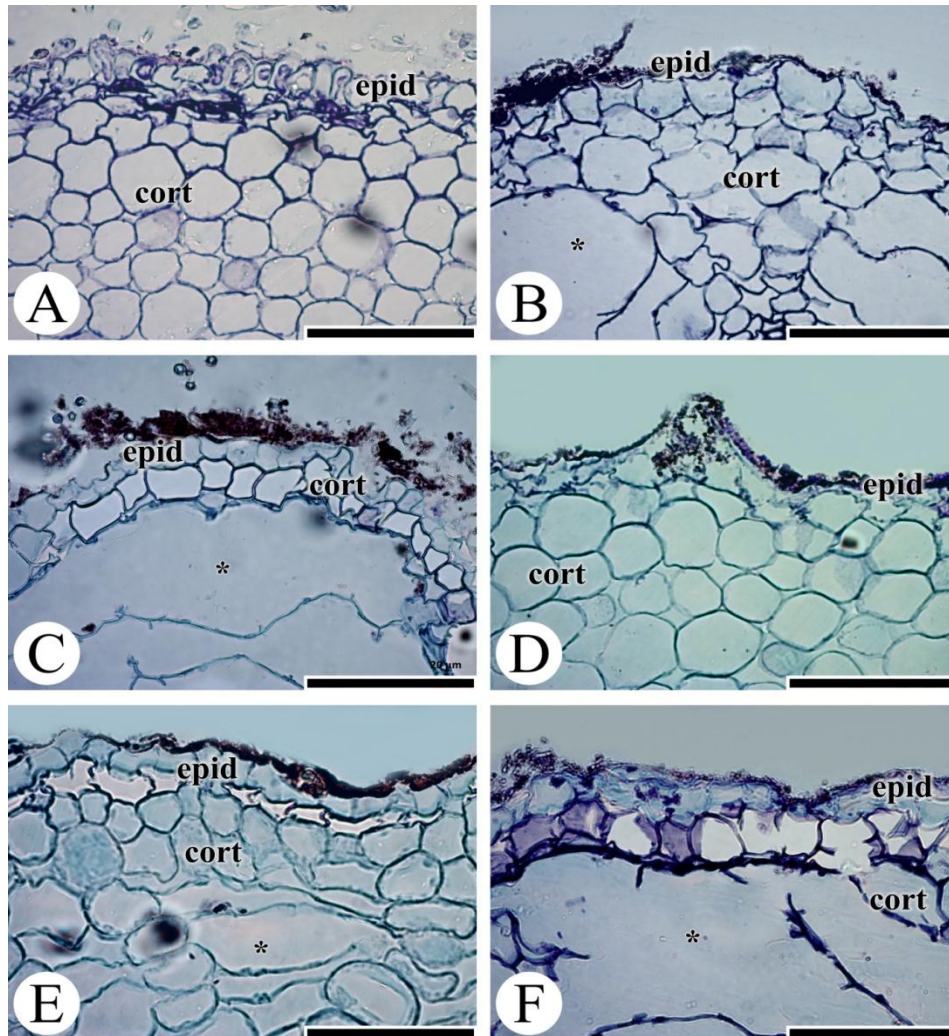
No solo A2, ao contrário de A5 e A6, *Cyperus ligularis* apresentou espessura de córtex relativamente pequena (FIGURA 2), que refletiu na alta proporção do cilindro vascular em relação à área total da raiz (FIGURA 3). Observa-se atraso na formação dos aerênquimas radiculares em plantas que cresceram em A4.

Tabela 4 Características anatômicas da raiz de *Cyperus ligularis* em solos com diferentes concentrações de elementos-traço

	Epiderme	Córtex	Endoderme	Diâmetro do xilema	Nº elementos de vaso	Cv/At	IV*	Área do cilindro vascular
	----- µm -----					%		mm ²
A0	17,63 a (± 4,27)	105,14 a (± 18,57)	26,18 c (± 2,99)	40,10 d (± 4,04)	9 b (± 1,14)	28 a	4,46 a	0,054 d (± 0,00037)
A1	16,97 a (± 2,88)	390,61 e (± 7,80)	27,22 c (± 4,19)	51,50 e (± 7,86)	12 c (± 2,46)	29 a	4,29 a	0,111 e (± 0,00117)
A2	21,62 b (± 4,76)	181,28 b (± 34,11)	16,87 b (± 1,76)	29,23 c (± 2,94)	3 a (± 0,82)	34 b	10,20 c	0,016 b (± 0,00004)
A3	14,04 a (± 5,94)	171,90 b (± 24,19)	11,07 a (± 2,51)	7,54 a (± 1,76)	3 a (± 1,43)	21 a	7,54 e	0,009 a (± 0,00005)
A4	13,26 a (± 3,88)	222,41 c (± 20,72)	20,19 b (± 2,20)	25,79 b (± 4,06)	3 a (± 0,90)	26 a	8,60 b	0,022 b (± 0,00010)
A5	15,18 a (± 3,08)	283,53 d (± 51,74)	18,55 b (± 2,44)	32,13 c (± 4,60)	5 a (± 0,91)	20 a	6,43 b	0,026 c (± 0,00008)
A6	22,81 b (± 3,01)	270,96 d (± 22,85)	20,34 b (± 3,41)	25,63 b (± 7,80)	4 a (± 0,96)	25 a	6,41 b	0,024 (± 0,00014)
Pr>Fc	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0309	<0,0001	<0,0001
CV(%)	23,65	16,76	16,09	17,13	24,11	11,53	0,00	0,00

Legenda: Médias seguidas da mesma letra em ordem crescente na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, considerando o valor nominal de 5% de significância. Cv/At: Proporção da área do cilindro vascular em relação à área total. IV*: Índice de vulnerabilidade pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de 5% de significância. ANAVA: Valores de Pr>Fc iguais ou menores que 0,05 indicam diferença significativa a 5%. A0: Substrato comercial (Controle experimental); A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (Controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço.

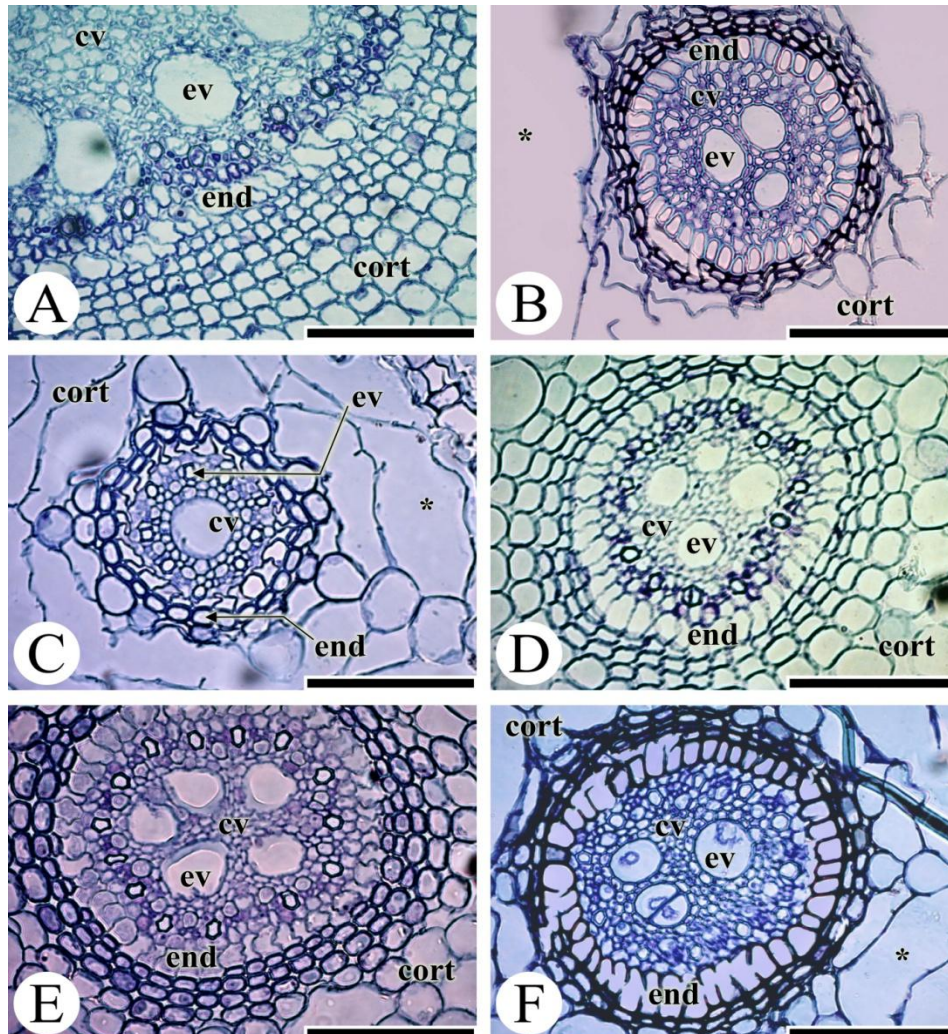
Figura 2 Diferenças no desenvolvimento da epiderme e córtex da raiz em plantas jovens de *Cyperus ligularis* após crescimento em solos contendo elementos-traço



Legenda: (A) Córtex (cort) denso em A1; (B) Expressiva formação de aerênquima (*) em A2; (C) Epiderme (epid) e expressiva formação de aerênquimas em A3; (D) Atraso na formação de aerênquimas em A4; (E) Início da formação de aerênquimas no córtex em A5; (F) Formação de aerênquima no córtex e ligeiro espessamento da endoderme. A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço. Barras de escala = 100µm.

Fonte: Do autor (2016).

Figura 3 Diferenças no desenvolvimento do córtex e cilindro vascular da raiz em plantas jovens de *Cyperus ligularis* após crescimento em solos contendo elementos-traço.



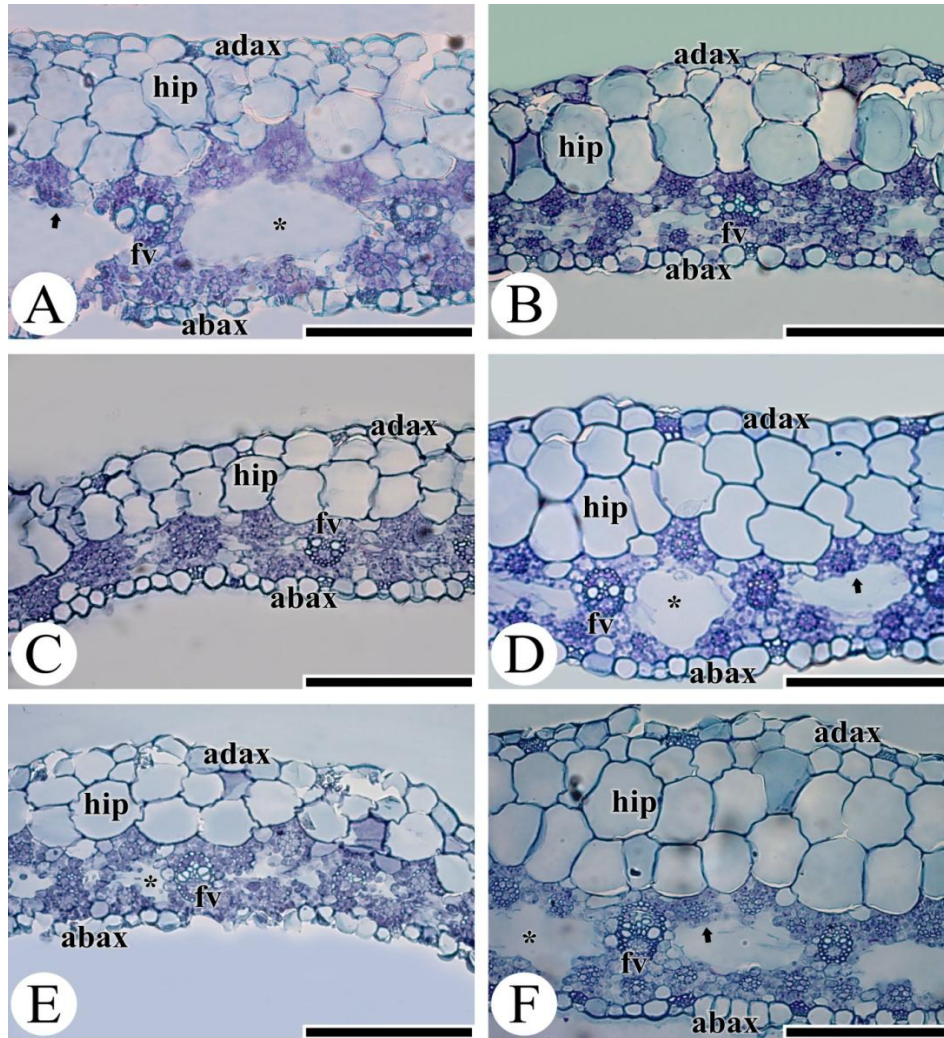
Legenda: (A) Córtex (cort) denso em A1; (B) Expressiva formação de aerênquima (*) em A2; (C) Cilindro vascular (cv) pouco desenvolvido e formação de aerênquimas em A3; (D) Córtex com parede celular delgada e endoderme (end) espessa em A4; (E) Formação de aerênquimas em A5; (F) Formação de aerênquima no córtex e ligeiro espessamento da parede celular na endoderme. Elementos de vaso (ev). A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (Controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço. Barras de escala = 100µm.

Fonte: Do autor (2016).

A epiderme foliar de *Cyperus ligularis* em solo livre de contaminação é do tipo unisseriada, com células de forma arredondada e cutícula espessa em ambas as faces da epiderme. A espécie possui mesofilo do tipo homogêneo (sem diferenciação entre paliçádico e esponjoso), duas a três camadas de hipoderme e grande proporção de aerênquima na forma de câmaras (FIGURA 4).

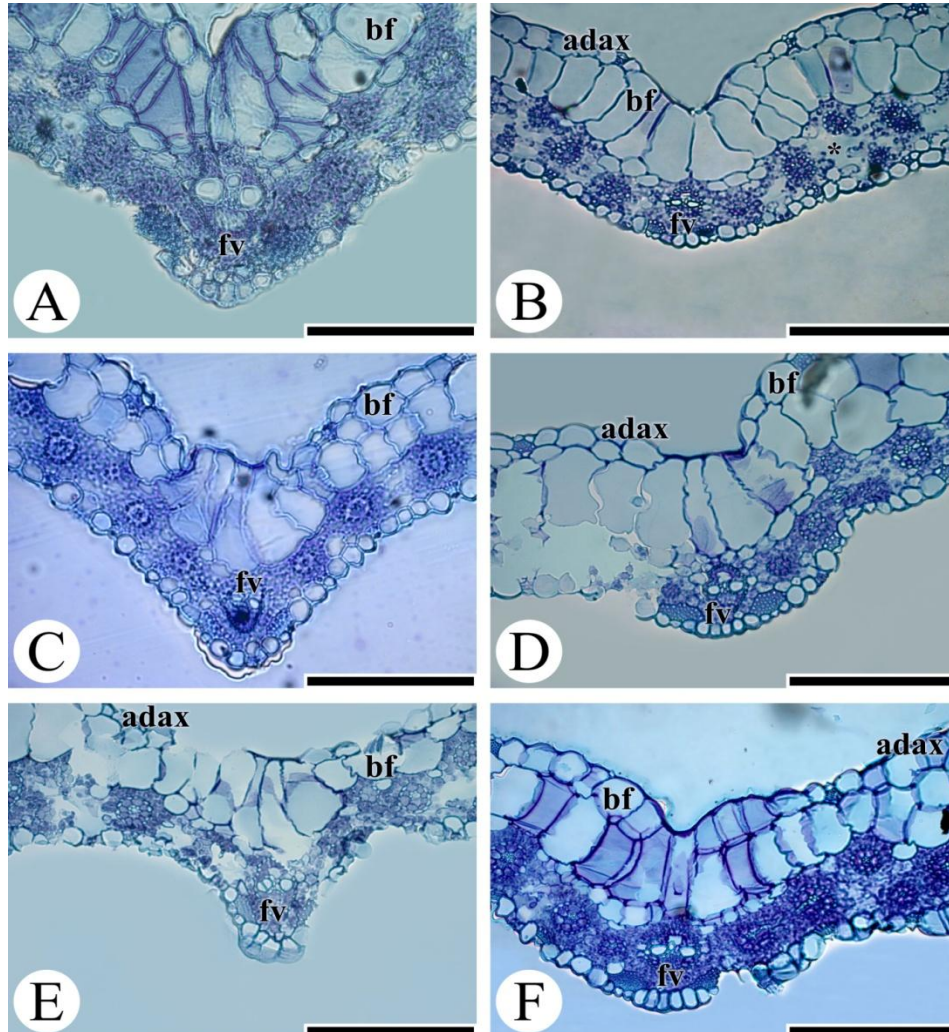
Existe uma grande quantidade de feixes vasculares que se distribuem ao redor das câmaras de ar e os maiores se encontram inseridos nas trabéculas dessas câmaras. Ao longo de toda a epiderme foliar podem ser observadas células buliformes, porém ocorrendo com mais frequência sobre a face adaxial da nervura central (FIGURA 5).

Figura 4 Diferenças no desenvolvimento da folha em plantas jovens de *Cyperus ligularis* após crescimento em solos contendo elementos-traço.



Legenda: Mesofilo bem desenvolvido em solo A1(A) A4 (D) e A6 (F); Menor desenvolvimento em A2 (B), em A3 (C) e em A5 (E). Epiderme adaxial (adax) e abaxial (abax); Hipoderme (hip); Câmaras de ar (*); Feixe vascular (fv). A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço. Barras de escala = 200µm.
Fonte: Do autor (2016).

Figura 5 Diferenças no desenvolvimento na nervura central da folha em plantas jovens de *Cyperus ligularis* após crescimento em solos contendo elementos-traço.



Legenda: Mesofilo bem desenvolvido em solo A1(A), A4 (D) e A6 (F); Menor desenvolvimento em A2 (B), em A3 (C) e em A5 (E). Epiderme adaxial (adax); Baixa formação de câmaras de ar (*); Feixe vascular (fv); Células buliformes (cb). A1: Planta em solo natural de Cerrado (Controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço. Barras de escala = 200µm. Fonte: Do autor (2016).

Assim como nas raízes, as características anatômicas das folhas de *Cyperus ligularis* apresentam relação direta com o crescimento das plantas. Isso pode ser evidenciado pelas maiores espessuras do mesofilo (TABELA 5) e da nervura central, que refletem em uma lâmina foliar mais espessa, bem como das cutículas superior e inferior e elementos de vaso de uma forma geral (TABELA 6).

Tabela 5 Espessura de tecidos do mesofilo de *Cyperus ligularis* após crescimento em solos contendo elementos-traço.

	Mesofilo	Epiderme da face adaxial	Epiderme da face abaxial	Cutícula da face adaxial	Cutícula da face abaxial
	----- μm -----				
A0	140,55 a (± 5,87)	12,28 a (± 2,62)	10,02 a (± 2,93)	4,27 a (± 1,04)	3,90 a (± 0,65)
A1	434,85 f (± 15,32)	32,05 b (± 7,20)	26,41 c (± 4,06)	13,04 c (± 2,40)	12,07 d (± 1,34)
A2	230,18 c (± 14,12)	35,44 b (± 12,08)	25,67 c (± 3,78)	15,44 d (± 2,98)	10,06 c (± 1,93)
A3	187,86 b (± 25,35)	26,38 b (± 7,64)	22,89 b (± 4,58)	8,06 b (± 2,04)	6,78 b (± 1,05)
A4	329,72 d (± 23,85)	29,74 b (± 6,09)	27,36 c (± 2,85)	8,23 b (± 1,41)	7,85 b (± 1,32)
A5	230,72 c (± 17,75)	30,55 b (± 4,70)	23,40 b (± 2,92)	8,33 b (± 1,47)	9,53 c (± 1,56)
A6	385,99 e (± 17,55)	27,65 b (± 3,63)	27,79 c (± 6,70)	9,03 b (± 1,95)	8,07 b (± 1,72)
Pr>Fc	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
CV (%)	6,55	24,97	17,85	21,05	16,92

Legenda: Valores médios em μm com desvio padrão entre parênteses. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, a 5% de significância. ANAVA: Valores de Pr>Fc iguais ou menores que 0,05 indicam diferença significativa a 5%. A0: Substrato comercial (Controle experimental); A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (Controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço.

Fonte: Do autor (2016).

Tabela 6 Características anatômicas da folha de *C. ligularis* após crescimento em solos contendo diferentes concentrações de elementos-traço

	Elemento de vaso no mesofilo	Distância entre feixes vasculares	Espessura da Nervura central	Célula buliforme na nervura central	Elemento de vaso na nervura central
----- μm -----					
A0	11,59 b (± 2,21)	77,38 c (±31,00)	259,42 c (± 12,11)	84,99 a (± 16,44)	18,12 c (± 3,68)
A1	29,26 d (± 2,50)	58,02 b (± 8,03)	322,14 d (± 5,70)	107,26 b (± 7,99)	28,52 d (± 3,18)
A2	13,57 c (± 2,36)	42,49 a (± 12,31)	176,62 a (± 5,66)	87,20 a (± 4,88)	9,33 a (± 3,88)
A3	5,59 a (± 1,46)	37,72 a (± 13,11)	266,75 c (± 8,50)	129,79 c (± 6,28)	11,39 a (± 2,75)
A4	15,20 c (± 1,68)	54,43 b (± 22,24)	233,14 b (± 5,89)	122,14 c (± 11,97)	11,76 a (± 1,81)
A5	12,37 b (± 1,44)	39,82 a (± 9,97)	262,14 c (± 1,59)	100,86 b (± 21,44)	14,61 b (± 1,96)
A6	14,80 c (± 1,66)	45,92 a (± 11,33)	231,04 b (± 2,57)	107,30 b (± 4,55)	14,31 b (± 2,99)
Pr>Fc	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
CV (%)	13,3	33,85	2,73	11,43	19,73

Legenda: Valores médios em μm com desvio padrão entre parênteses. Médias seguidas da mesma letra em ordem crescente na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, a 5% de significância. ANAVA: Valores de Pr>Fc iguais ou menores que 0,05 indicam diferença significativa a 5%. A0: Substrato comercial (Controle experimental); A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (Controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço.

Fonte: Do autor (2016).

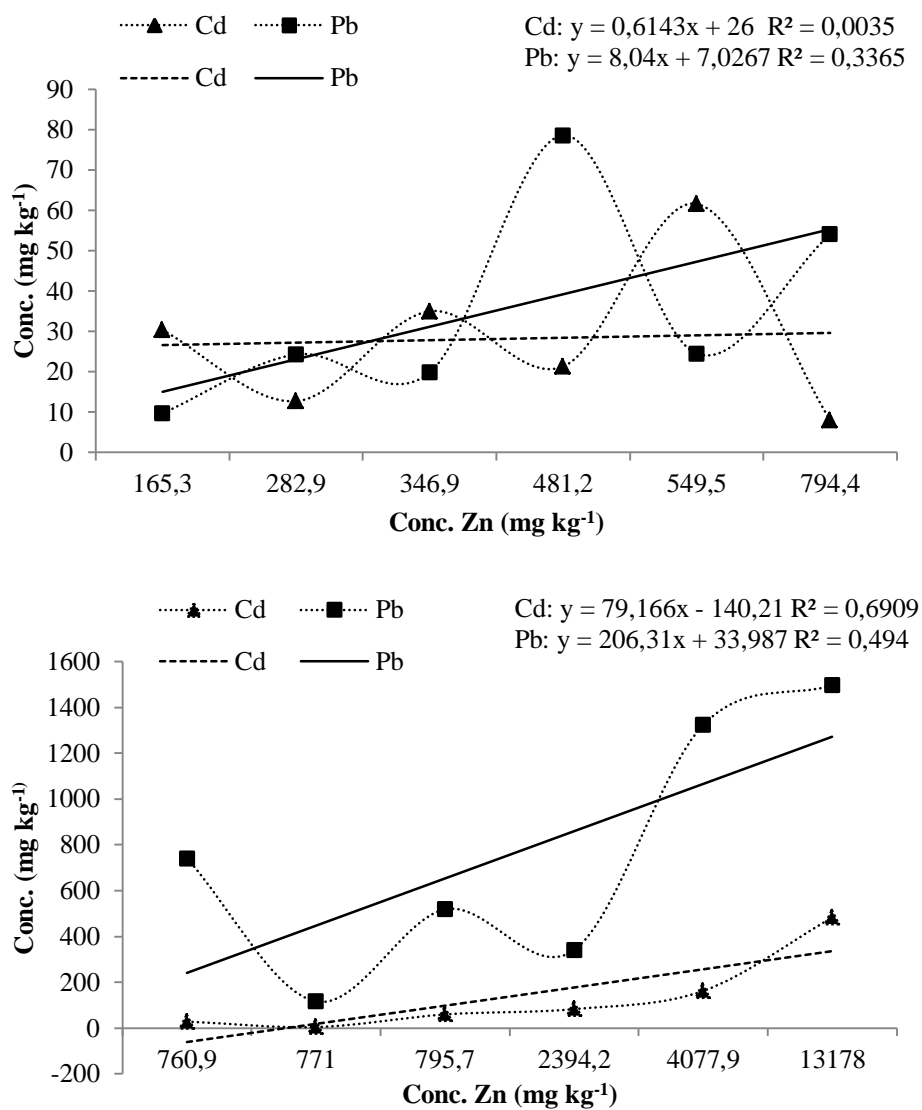
4 DISCUSSÃO

Cyperus ligularis possui capacidade de sobreviver em ambientes contaminados, embora os teores de elementos-traço encontrados nos solos estejam muito acima do valor de prevenção recomendado pela Resolução do CONAMA 420/2009 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, 2009). Os teores de Zn, Cd e Pb encontrados nas plantas, após 90 dias de contato, especialmente na raiz, demonstram sua capacidade de remover e armazenar os contaminantes, podendo ser classificada como espécie hiperacumuladora desses elementos-traço. Para serem consideradas hiperacumuladoras, as plantas precisam ter capacidade de acumular mais de 100 mg kg⁻¹ de Cd, 1000 mg kg⁻¹ de Ni, Pb e Cu, ou 3000 mg kg⁻¹ de Zn e Mn na matéria seca, quando crescem em solos ricos nesses elementos (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; CARVALHO et al., 2013; MARQUES; MOREIRA; SIQUEIRA, 2000). É desejável que as maiores concentrações estejam nas partes aéreas da planta do que nas raízes, quando o objetivo final é o de remover o contaminante (fitoextração), não sendo fundamental em caso de fitoestabilização, que é a proposta para a revegetação da área de estudo.

O acúmulo de Pb nas partes aéreas da planta tem maior relação com seu teor fitodisponível no solo ($r=0,88$). Porém, observa-se um leve antagonismo no acúmulo de Cd e Pb nas partes aéreas da planta ($r= -0,41$), que acontece mesmo com o crescente teor de Zn (FIGURA 6).

Os teores de Zn e Cd na raiz da planta aumentam de acordo com a fitodisponibilidade de cada elemento no solo, sendo $r=0,99$ para o Zn e $r=0,96$ para o Cd. Enquanto o acúmulo de Pb nas raízes está mais relacionado ao maior teor fitodisponível de Zn ($r=0,81$). Foi possível observar que o teor de Zn nas folhas das plantas tende a aumentar de acordo com a fitodisponibilidade desse elemento no solo ($r=0,88$).

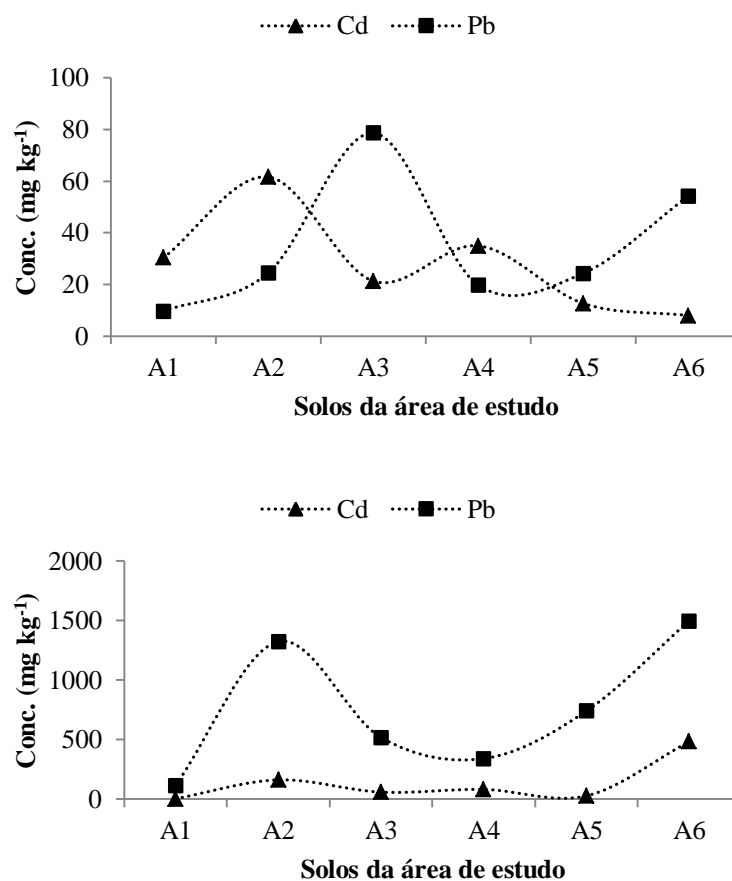
Figura 6 Relação entre os teores de Cd e Pb em relação ao teor de Zn encontrado em *Cyperus ligularis*



Legenda: Acima: Parte aérea; Abaixo: Raiz.
Fonte: Do autor (2016).

A translocação de Pb não é comum em plantas (KABATA-PENDIAS, 2011), De modo geral, ocorre menor translocação desse elemento quando a translocação de Cd aumenta em A2 (FIGURA 7).

Figura 7 Relação entre cádmio e chumbo em *Cyperus ligularis* após crescimento em solos contendo elementos-traço.



Legenda: Acima: Antagonismo na absorção e translocação para a parte aérea. Abaixo: Raiz. A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (Controle de campo); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço.

Fonte: Do autor (2016).

O Zn apresenta alta relação entre sua taxa de fitodisponibilidade no solo em relação ao teor de Cd ($r=0,99$) e de Pb ($r=0,81$) nas raízes. O Zn pode apresentar tanto o comportamento antagônico quanto sinérgico com outros elementos-traço no processo de absorção e transporte (KABATA-PENDIAS, 2011). Nas raízes da planta, o antagonismo entre Cd e Pb não é muito visível, visto que o teor de Pb é sempre maior que o teor de Cd. Entretanto, o aumento na absorção de Zn favorece a entrada de Cd na planta e reduz a absorção de Pb, como ocorre em A4, quando comparada às outras áreas.

Em geral, os teores de Cd e Pb nas raízes das plantas aumentam consideravelmente nas áreas com elevado teor fitodisponível de Zn, como ocorre em A2 e A6, que são as áreas que apresentam teores mais elevados desse elemento (FIGURA 7). A presença de Zn na solução restringe drasticamente a absorção de Cd pelas raízes das plantas. Como o Cd é altamente tóxico para plantas, observa-se que a redução da absorção de Cd pela presença do Zn funciona como um mecanismo de proteção que resulta em promover a fitoextração de Cd em ambientes contaminados. Papoyan, Piñeros e Kochian (2007) também observaram que o elevado teor fitodisponível de Zn favorece a absorção e tolerância ao Cd por em *Thlaspi caerulescens* J. Presl & C. Presl (Brassicaceae).

O teor fitodisponível de Pb nessas áreas é semelhante. Entretanto, existe uma grande diferença no teor fitodisponível de Cd. Em A5, onde o teor fitodisponível de Cd é menor, foi observada uma taxa de bioacumulação maior, e elevada taxa de translocação, o que constitui uma excelente alternativa para fitorremediação dessa área. As maiores taxas de translocação de Zn foram observadas nos solos A3 e A5, que são os ambientes com menor fitodisponibilidade desse elemento, quando comparada às demais áreas contaminadas. O alto teor de Zn e baixo teor de Cd em A3 fazem com que *Cyperus ligularis* possua alta capacidade de absorção e translocação de Pb para as partes aéreas nesse ambiente, quando essa taxa é comparada aos demais pontos. O solo de A5 pode ser considerado o ponto menos contaminado, quando

comparado aos demais, visto que possui os menores teores de Zn e Cd; e, embora o teor de Pb seja elevado, está abaixo do valor de prevenção para o Pb. Nessas áreas, a planta apresenta alta capacidade de bioacumular Zn e Cd. A taxa de bioacumulação é medida pelo total de cada elemento encontrado na planta em relação ao teor fitodisponível no solo.

A relação entre a bioacumulação de Cd e Pb em *Cyperus ligularis* é antagônica. A taxa de bioacumulação de Pb reduz quando a taxa do Cd aumenta (A3 e A5) e a relação contrária também acontece, conforme observado em A4 e A6. A bioacumulação de cada substância depende de sua biodisponibilidade no ambiente e variam de acordo com as formas físico-químicas em elas podem ocorrer, como íons livres, formas inorgânicas complexas ou orgânicas e particuladas (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

Encontrar Pb em maiores taxas nas raízes já era esperado, visto que esse elemento apresenta baixa taxa de translocação para as partes aéreas das plantas (KABATA-PENDIAS, 2011). Sendo assim, a maior translocação de Pb em A3 é vista como um fator favorável ao uso dessa espécie na revegetação dessa área.

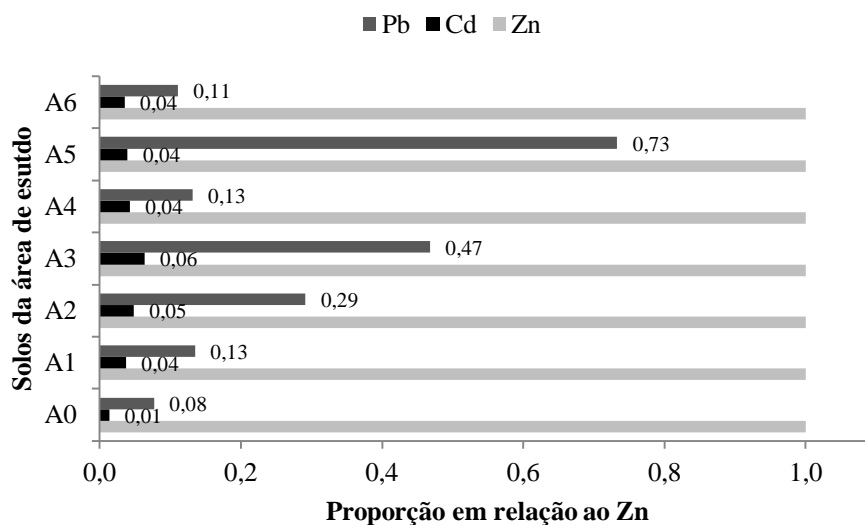
Cyperus ligularis também possui alta capacidade de bioacumulação de Cd, mesmo em solos com baixa fitodisponibilidade desse elemento. Isso foi observado nos solos A1, A3 e A5, que apresentam os menores teores fitodisponíveis desse elemento. O teor total dos elementos na planta em A5, na ordem Zn:Cd:Pb, é de 1:0,04:0,73; sendo a maior proporção de absorção de Pb em relação ao Zn, quando comparada às plantas das demais áreas. A maior proporção de absorção de Cd em relação ao Zn foi observada em A3, com valores de 1: 0,06:0,47, sendo a segunda maior taxa de proporção para o Pb em relação ao Zn.

No solo de A4, observa-se elevado teor fitodisponível de Cd, com a maior proporção de Cd e a menor proporção de Pb para o teor de Zn, configurando o maior desequilíbrio entre o teor fitodisponível de Zn em relação aos elementos fitotóxicos,

podendo ser essa a razão de *Cyperus ligularis* apresentar a menor proporção Zn: Cd: Pb, muito semelhante ao encontrado em A1, com valores de 1:0,04:0,13.

Cyperus ligularis parece desenvolver um mecanismo de controle na absorção de Cd em relação ao Zn. A proporção média geral de absorção dos elementos pela planta, na ordem Zn: Cd: Pb, é de 1:0,05:0,35 (FIGURA 8).

Figura 8 Proporção total média dos elementos-traço em plantas de *Cyperus ligularis*.

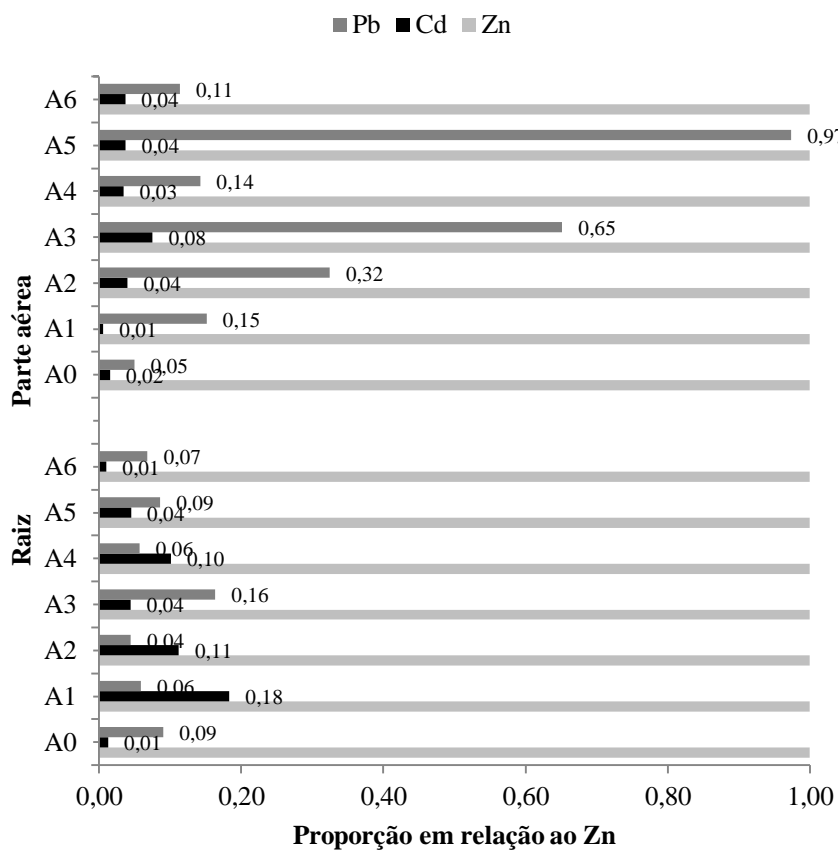


Fonte: Do autor (2016).

Entretanto, a absorção raramente ultrapassa o valor de 0,04 Cd para cada unidade de Zn, seja isoladamente nas partes aéreas, raízes ou no teor total. Sendo assim, os valores encontrados em *Cyperus ligularis* em A3 e A5 são considerados satisfatórios, mesmo que o teor total venha a ser considerado baixo, pois as proporções permanecem semelhantes, sugerindo a possibilidade de aumento na absorção com o crescimento da planta e/ou ao longo do tempo. Uma elevada taxa de bioacumulação total de Cd também foi observada nessas áreas.

Separadamente, a proporção média geral de Zn: Cd: Pb nas partes aéreas da planta em solos contaminados é de 1:0,06:0,08, nessa ordem. Na raiz, essa proporção é de 1:0,04:0,44 (FIGURA 9). Essa relação demonstra a capacidade de *Cyperus ligularis* em translocar o Cd para as partes aéreas e de bioacumular o Pb nas raízes. As maiores proporções de Pb em relação ao Zn são observadas nas raízes de plantas que cresceram nos solos A3 e A5, com valores de 1:0,65 e 1:0,97, respectivamente.

Figura 9 Proporção média dos elementos-traço em relação ao zinco nas partes aéreas e raízes de *Cyperus ligularis* após 90 dias de contato com solos contaminados.



Do autor (2016).

Os resultados referentes ao crescimento de *Cyperus ligularis* mostram que a espécie investe mais energia na manutenção fisiológica em detrimento ao crescimento rápido inicial como estratégia de sobrevivência aos altos níveis dos contaminantes encontrados nas áreas A2 e A6. Em campo, a espécie é encontrada ocorrendo nesses solos, que são as áreas com os maiores teores fitodisponíveis dos elementos-traço de estudo, quando comparadas às demais e onde a espécie apresentou plantas com menor tamanho médio ao final de 90 dias. A espécie não é vista nas demais áreas de estudo.

A maior influência negativa no crescimento das plantas em relação ao teor fitodisponível dos elementos no solo foi a presença de Pb ($r=-0,63$). Nas plantas que cresceram nos solos A2 a A6 observa-se que o teor de Pb fitodisponível no solo retarda o crescimento das plantas consideravelmente ($r=-0,83$). A translocação de Cd ($r=-0,94$) e o acúmulo de Pb ($r=-0,81$) também exigiram muita energia da planta.

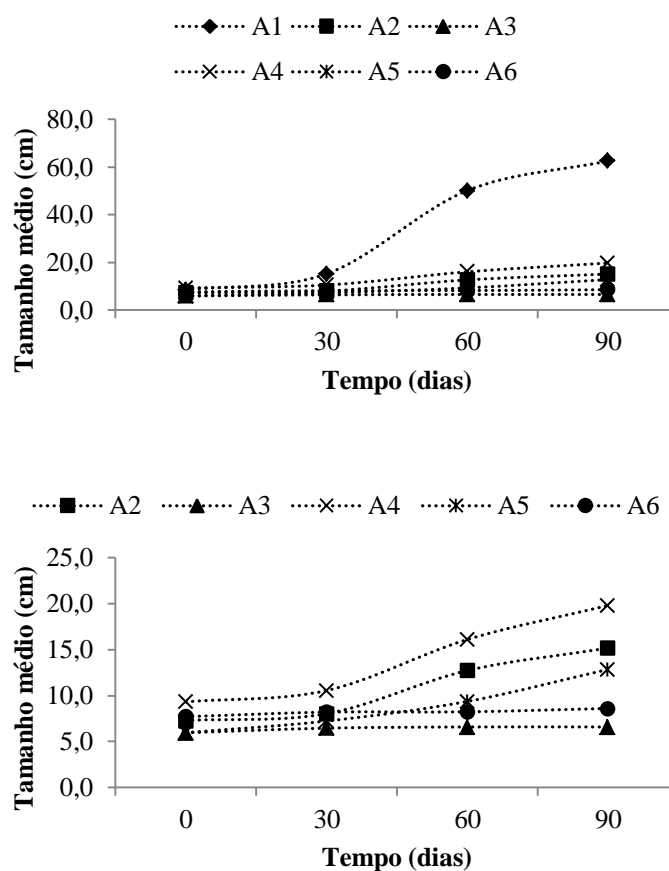
Aos 60 dias, as plantas do solo A1 mantiveram alta taxa de crescimento e as plantas nos solos A2 e A4 desenvolveram-se em maior velocidade, diferenciando-se das demais. As plantas em A5 apresentaram crescimento mais acentuado ao final dos 90 dias. As plantas dos solos A3 e A6 apresentaram as menores taxas de crescimento, sendo 11% e 12%, respectivamente.

A maior taxa de mortalidade de plantas jovens foi observada no solo A2 (10% em 40 dias / 20% em 50 dias / 30% em 70 dias), especialmente em plantas iniciais com menos de 7 cm. Nas áreas A3 e A4 não houve perda de plantas. Em A5, a mortalidade foi maior em plantas com menos de 5 cm e, em plantas com menos de 6 cm em A6, com taxa de 10% em 70 dias, em ambas as áreas.

Cyperus ligularis possui capacidade de suportar os altos níveis dos elementos-traço, mesmo quando submetida ao contato em estado muito jovem. Isso pode ser comprovado pelas taxas de crescimento acima de 100% após 90 dias nos solos A2, A4 e A5 (FIGURA 10).

Em solo A6, *Cyperus ligularis* apresenta crescimento muito lento, com taxa de 12% ao final de 90 dias. Entretanto, a espécie manteve o desenvolvimento de 70% das plantas jovens e pode ser encontrada ocorrendo nesta área de estudo de forma natural.

Figura 10 Crescimento (cm) de *Cyperus ligularis* em solos com diferentes teores de elementos-traço



Legenda: Representação gráfica do crescimento em todos os solos (acima). Representação gráfica do crescimento em solos contendo elevado teor de elementos-traço (abaixo). A1: Planta em solo natural de Cerrado coletado na área de estudo (controle); A2 – A6: Planta em solos com diferentes condições de contaminação por elementos-traço.
 o autor (2016).

Os espessamentos observados nos tecidos radiculares de *Cyperus ligularis* podem estar relacionados com a alta bioacumulação de Cd, Pb e com a translocação de todos os elementos-traço. Tendo em vista que as plantas apresentaram baixa taxa de crescimento, sugerindo uma estratégia de prevenção contra a entrada desses elementos no sistema vascular. Vaculík et al. (2012) relatam espessamento do córtex como barreira apoplástica em *Salix caprea* após exposição ao Cd e Zn.

Segundo a mesma lógica, o espessamento do córtex em A1 também pode estar relacionado com a alta bioacumulação de Pb, no entanto em combinação com uma alta taxa de crescimento. De forma geral, foi possível observar que os maiores espessamentos da epiderme radicular ocorrem, predominantemente, em plantas que apresentaram altos teores de Zn, Cd e Pb na raiz.

No solo A2 foi observado um alto índice de vulnerabilidade do sistema vascular, que é um fator inversamente relacionado à condutividade hídrica (CASTRO; PEREIRA; PAIVA, 2009). Assim, a condutividade hídrica no solo A2 tende a ser alta que, junto com a baixa espessura do córtex, pode ajudar a explicar os altos valores de translocação de Zn e Cd, enquanto a bioacumulação permaneceu baixa. Plantas que apresentam alta condutividade hídrica tendem a ter maior densidade estomática e estômatos mais funcionais, aumentando o fluxo transpiratório e a movimentação de nutrientes e de outros elementos que são absorvidos do substrato (MAGALHÃES et al., 2009; PEREIRA et al., 2008). Segundo Drew et al. (1981), o ambiente pode interferir diretamente na formação de aerênquima, inibindo ou estimulando a produção e atuação do etileno nas plantas, o que pode explicar o retardo na formação dessa estrutura nas plantas que cresceram em A4.

Nas folhas, a única característica anatômica que demonstrou certo nível de antagonismo com o crescimento das plantas de *Cyperus ligularis* foi a espessura das células buliformes, que se espessaram em plantas do solo A3,

onde a taxa de crescimento foi baixa. As células buliformes são células grandes e aclorofiladas cujo citoplasma abriga vacúolos, organelas responsáveis pelo dobramento da lâmina foliar variando a sua pressão de turgor (DICKINSON, 2000). Para todos os solos onde as células buliformes foram maiores, observou-se uma alta translocação de Cd, corroborando com o trabalho de Solís-Domínguez et al. (2007) onde as células buliformes acumularam Cd em seus vacúolos em folhas de *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc.

5 CONCLUSÃO

Cyperus ligularis L. é uma espécie tolerante aos elementos-traço estudados (Zn, Cd e Pb), podendo ser utilizada na recuperação de áreas contendo contaminantes em concentrações semelhantes pelo transplante de plantas jovens. *C. ligularis* é eficaz na fitoextração e translocação dos elementos-traço para a parte aérea ou estabilização desses contaminantes nas raízes.

A espécie apresenta crescimento lento em solos contendo elevados teores desses elementos, especialmente em solos contendo elevados teores de Pb.

As modificações anatômicas tanto nas raízes quanto nas folhas seguem o padrão da taxa de crescimento de *Cyperus ligularis*. Entretanto, a alta bioacumulação de Pb e translocação de todos os elementos-traço induzem a formação de epiderme e córtex radiculares mais espessos. Elevados teores de Cd inibem a formação de aerênquima nas raízes. O atraso na formação dessas estruturas não interfere no crescimento da planta.

As plantas que efetuaram alta translocação de Cd apresentaram aumento nas células buliformes na nervura central das folhas.

REFERÊNCIAS

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C.E. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v. 1, p. 299-352.

CARNEIRO, D. A.; LUCAS PAULO, G. A biorremediação como ferramenta para a descontaminação de ambientes terrestres e aquáticos. **Revista Tecer**, Belo Horizonte, v. 3, n. 4, p. 82, 2010.

CARVALHO, M. T. V. et al. *Gomphrena claussenii*, the first South-American metallophyte species with indicator-like Zn and Cd accumulation and extreme metal tolerance. **Frontiers in Plant Science**, Melbourne, v. 4, p. 1-10, 2013.

CASTRO, E. M.; PEREIRA, F. J.; PAIVA, R. **Histologia vegetal: estruturas e funções de órgãos vegetativos**. Lavras: UFLA, 2009. 234 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 30 dez. 2009.

DICKISON, W. C. **Integrative Plant Anatomy**. San Diego: Academic, 2000.

DREW, M. C. et al. Inhibition by silver ions of gas space (aerenchyma) formation in adventitious roots of *Zea mays* L. subjected to exogenous ethylene or to oxygen deficiency. **Planta**, Berlin, v. 153, n. 3, p. 217-224, 1981.

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

JENSEN, W. A. **Botanical histochemistry**: principle and practice. San Francisco: W. H. Freeman, 1962. 408 p.

JOHANSEN, D. A. **Plant microtechnique**. New York: McGraw- Hill, 1940. 523 p.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4th ed. Flórida: CRC, 2011. 505 p.

LOPES, G. et al. Binding intensity and metal partitioning in soils affected by mining and smelting activities in Minas Gerais, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsburg, v. 22, p. 13442–13452, 2015.

MAGALHÃES, P. C. M. et al. Anatomia radicular ao longo dos ciclos de seleção do milho Saracura sob alagamento intermitente do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FISILOGIA VEGETAL, 12., 2009, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: SBFV, 2009.

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**, Viçosa, MG, v. 35, n. 1, p. 1, 2011.

MARQUES, T. C. L. L. S. M.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 1, p. 121-132, 2000.

PAIVA, J. G. A. et al. Verniz vitral incolor 500: Uma alternativa de meio de montagem economicamente viável. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 257-264, 2006.

PAPOYAN, A.; PIÑEROS, N.; KOCHIAN, L.V. Plant Cd²⁺ and Zn²⁺ status effects on root and shoot heavy metal accumulation in *Thlaspi caerulescens*. **New Phytologist**, Lancaster, v. 175, p. 51–58, 2007.

PEREIRA, F. J. et al. Evolução da anatomia radicular do milho 'Saracura' em ciclos de seleção sucessivos, **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, n. 12, p. 149-151, 2008.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 256 p.

SOLÍS-DOMÍNGUEZ, F. A. et al. Accumulation and localization of cadmium in *Echinochloa polystachya* grown within a hydroponic system. **Journal of hazardous materials**, Amsterdam, v. 141, n. 3, p. 630-636, 2007.

UNITED ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Test methods for evaluating soil waste, physical/chemical methods SW-846**. 3th ed. Washington, 1995. Disponível em: <<http://www.epa.gov/SW-846/3051a.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2015.

VACULÍK, M. et al. Root anatomy and element distribution vary between two *Salix caprea* isolates with different Cd accumulation capacities. **Environmental Pollution**, Barking, n. 163, p. 117-126, 2012.

VASCONCELOS, L. A. T. V. T. D. **Utilização da casca de pinheiro na remoção de metais pesados em águas contaminadas**. 1989. 356 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 1989.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mesmo áreas impactadas por mineração de superfície podem ser revegetadas com uso de espécies nativas. Isso foi comprovado pela maior parte de espécies desse grupo que já se estabeleceram na área de estudo. Ecologicamente, a riqueza de espécies da área de estudo é baixa. Mas, dadas as condições ambientais em que se encontram, o número é expressivo.

Os estudos realizados confirmam mais uma espécie da família Cyperaceae como tolerante aos elementos-traço no solo. *Cyperus ligularis* L. possui alta capacidade de sobrevivência, reprodução, bioacumulação e translocação de zinco, cádmio e chumbo. O alto teor de Zn, mesmo em nível tóxico, desempenha um importante papel na proteção das plantas contra a fitotoxicidade dos outros elementos. Essa proteção só é reduzida quando a proporção de Cd aumenta para 0,03 para cada unidade de Zn, inibindo a germinação e se tornando letal quando ela acontece. O uso da técnica de chuva de sementes não é recomendado para revegetação de área degradada nessa condição. Entretanto, quando essa situação se apresenta, a técnica de uso de plantas jovens da espécie se torna uma boa alternativa. A presença de Pb retarda a germinação, mas não impede que ela aconteça.

As modificações em estruturas anatômicas observadas nas plantas são adaptações que as mesmas desenvolvem para driblar os efeitos tóxicos dos elementos, evidenciando os seus mecanismos de tolerância.