



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE
OURO PRETO
ESCOLA DE MINAS
DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA**



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM EVOLUÇÃO CRUSTAL
E RECURSOS NATURAIS**

**Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais
Áreas Degradadas pela Indústria Mínero-Metalúrgica**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**Efeito de diferentes granulometrias de substrato laterítico nas
relações geoquímicas, hídricas e no crescimento de *Eremanthus
erythropappus* em uma área degradada pela mineração.**

por

Maurílio Assis Figueiredo

Orientadora: Alessandra Rodrigues Kozovits

Coorientadora: Mariangela Garcia Praça Leite

Ouro Preto – Dezembro 2014

Efeito de diferentes granulometrias de substrato laterítico nas relações geoquímicas, hídricas e no crescimento de *Eremanthus erythropappus* em uma área degradada pela mineração.



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO

Reitor

Marcone Jamilson Freitas Souza

Vice-Reitora

Célia Maria Fernandes Nunes

Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação

Valdei Lopes de Araújo

ESCOLA DE MINAS

Diretor

Issamu Endo

Vice-Diretor

Wilson Trigueiro de Souza

DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA

Chefe

Fernando Flecha Alkmim



EVOLUÇÃO CRUSTAL E RECURSOS NATURAIS

CONTRIBUIÇÕES ÀS CIÊNCIAS DA TERRA – VOL 73

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Nº 320

Efeito de diferentes granulometrias de substrato laterítico nas relações geoquímicas, hídricas e no crescimento de *Eremanthus erythropappus* em uma área degradada pela mineração.

Maurílio Assis Figueiredo

Alessandra Rodrigues Kozovits

Orientadora

Mariangela Garcia Praça Leite

Coorientadora

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais do Departamento de Geologia da Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto como Requisito Parcial para à obtenção do Título de Mestre em Ciências Naturais, Área de Concentração: Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais.

OURO PRETO

2014

Universidade Federal de Ouro Preto – <http://www.ufop.br>
Escola de Minas - <http://www.em.ufop.br>
Departamento de Geologia - <http://www.degeo.ufop.br/>
Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais
Campus Morro do Cruzeiro s/n - Bauxita
35.400-000 Ouro Preto, Minas Gerais
Tel. (31) 3559-1600, Fax: (31) 3559-1606 e-mail: pgrad@degeo.ufop.br

Os direitos de tradução e reprodução reservados.

Nenhuma parte desta publicação poderá ser gravada, armazenada em sistemas eletrônicos, fotocopiada ou reproduzida por meios mecânicos ou eletrônicos ou utilizada sem a observância das normas de direito autoral.

ISSN:85-230-0108-6
Depósito Legal na Biblioteca Nacional
Edição 1ª

Catálogo elaborado pela Biblioteca Prof. Luciano Jacques de Moraes do
Sistema de Bibliotecas e Informação - SISBIN - Universidade Federal de Ouro Preto

F475e Figueiredo, Maurílio Assis.
Efeito de diferentes granulometrias de substrato laterítico nas relações geoquímicas, hídricas e no crescimento de *Eremanthus erythropappus* em uma área degradada pela mineração [manuscrito] / Maurílio Assis Figueiredo. - 2014. 81f.: il.: color; grafs; tabs. (Contribuições às Ciências da Terra, v.73, n.320).
ISSN: 85-230-0108-6

Orientadora: Alessandra Rodrigues Kozovits.
Coorientadora: Mariangela Garcia Praça Leite.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Departamento de Geologia. Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais. Área de Concentração Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais.

1. Degradação. 2. Substratos. 3. Fitorremediação. 4. Laterita. I. Kozovits, Alessandra Rodrigues. II. Leite, Mariangela Garcia Praça. III. Universidade Federal de Ouro Preto. IV. Título.

CDU: 621.6.04:504:62



ATA DA REUNIÃO DA BANCA EXAMINADORA DA DISSERTAÇÃO DE Mestrado INTITULADA:

Efeito de diferentes granulometrias de substrato laterítico nas relações geoquímicas, hídricas e no desenvolvimento de *Eremanthus erythropappus* em uma área degradada pela mineração.”

APRESENTADA POR : MAURÍLIO ASSIS FIGUEIREDO

ÀS 14 HORAS DO DIA 17 DE DEZEMBRO DE 2014, NO AUDITÓRIO II DO DEGEO/EM/UFOP, DEU-SE INÍCIO A DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO ACIMA REFERIDA PELO CANDIDATO AO GRAU DE MESTRE. A APRESENTAÇÃO DUROU 25 MINUTOS, PASSANDO-SE, A SEGUIR, À ARGUMENTAÇÃO PELOS MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA ABAIXO RELACIONADOS, DURANTE A QUAL O CANDIDATO DEMONSTROU DOMÍNIO DO TEMA E UM NÍVEL DE CONHECIMENTO COMPATÍVEL COM A TITULAÇÃO PRETENDIDA. A SEGUIR, EM REUNIÃO SECRETA, A BANCA EXAMINADORA DECIDIU APROVAR O CANDIDATO POR UNANIMIDADE. DE ACORDO COM O ART. 45, PARÁGRAFO ÚNICO, DO REGULAMENTO DO PPG/ECRN, O CANDIDATO DEVERÁ APRESENTAR À ORIENTADORA, NUM PRAZO DE TRINTA DIAS, OS VOLUMES FINAIS DA DISSERTAÇÃO COM OS AJUSTES SUGERIDOS PELOS MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA PARA O RECEBIMENTO DO GRAU DE MESTRE.

BANCA EXAMINADORA

Profª. Drª. Alessandra Rodrigues Kozovits
Presidente

Prof. Dr. Luiz Eduardo Dias

Profª. Drª. Maria Cristina Braga Teixeira Messias.

Ouro Preto, 17 de dezembro de 2014

Agradecimentos

A todos que de alguma forma contribuíram no desenvolvimento deste trabalho ou em algum momento da minha vida acadêmica.

A toda minha família, em especial meus pais, Pedro e Alzira, pelo apoio e principalmente pelos ensinamentos.

A minha orientadora, professora Alessandra, pela orientação no desenvolvimento deste mestrado, pela confiança em meu trabalho, pelas oportunidades, por todos os ensinamentos e por ter sido um exemplo de profissional docente neste mais de seis anos de orientação.

A professora Mariangela, minha coorientadora, pela confiança, oportunidades, apoio e ensinamentos, importantíssimos para realização deste trabalho.

A todos os atuais e ex- membros do Laboratório de Ecofisiologia Vegetal pelo apoio, troca de experiências, mas principalmente pela amizade e boa convivência. Em especial quero agradecer ao Eduardo Valim no auxílio da definição de alguns métodos utilizados no trabalho, ao Hudson pelo apoio em campo na instalação e operação dos equipamentos eletrônicos, à Dani, Laís, Antonella e Iuri pelos valiosos auxílios no campo e no laboratório.

A todos que tive a oportunidade de conhecer e conviver no Laboratório de Geoquímica, em especial ao professor Hermínio, Adriana, Celso e Leonardo pela imensa boa vontade em me auxiliarem e pela simpatia, dedicação e profissionalismo com que realizam seus trabalhos, zelando pela qualidade do laboratório e tornando-o um agradável local de trabalho.

À Cristiane pela ajuda em campo, pela parceria no inglês, pela torcida e amizade.

Ao Rodrigo, Bruna, Michele e Jéssica pelo apoio nos trabalhos de campo.

Aos amigos da PPGECRN, pelos momentos de descontração que sempre tornavam o trabalho mais suave.

Um agradecimento especial a Evelize por ter me auxiliado tanto na preparação para o intercâmbio na França, sua ajuda foi importantíssima.

A todos os amigos do Biomas pelos bons momentos de descontração e de discussões sérias.

Ao DEBIO por permitir que eu utilizasse diversos equipamentos e a estrutura do Horto Botânico para a realização de algumas atividades do meu trabalho. Ao senhor Mário, responsável pelo Horto Botânico, pela dedicação em cuidar de minhas plantas e me auxiliar nos trabalhos que desenvolvi no horto.

Ao professor Jorge Lena pelo apoio com as análises estatísticas e pelo empenho para que eu conseguisse triturar as lateritas.

Ao Laboratório de Preparação de Amostras por permitir que eu triturasse as lateritas utilizadas no meu trabalho. Em especial ao Senhor Cirilo pelo auxílio nesse trabalho tão difícil.

Às secretárias, Vânia e Aparecida pela presteza e boa vontade em atender as minhas solicitações, a Simone (Xerox) pelo bom atendimento, simpatia e eficiência.

Ao IEF pela doação das mudas utilizadas neste trabalho e por conceder a licença para realização dos experimentos de campo na APA Cachoeira das Andorinhas.

Ao setor de Transporte da UFOP que constantemente se esforçava para atender as requisições de transporte, em especial aos motoristas que sempre me atenderam com muita simpatia e eficiência.

Ao SISBIN/UFOP pelo apoio e compreensão, em especial a Neide Nativa, Gracilene Carvalho e aos demais amigos da Biblioteca do IFAC e do Repositório Institucional da UFOP.

A UFOP por todas as oportunidades e contribuição a minha formação.

Ao Projeto ARCUS pela oportunidade do intercâmbio na Universidade de Lille I, e a todos que convivi na Universidade de Lille, pela maravilhosa forma que fui recebido.

A CAPES pela bolsa.

A todos o meu MUITO OBRIGADO!

Sumário

AGRADECIMENTOS.....	IX
LISTA DE FIGURAS	XIII
LISTA DE TABELAS.....	XVII
RESUMO	XIX
ABSTRACT	XXI
CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO	01
1.1. Introdução	01
CAPÍTULO 2. REVISÃO NA LITERATURA	05
2.1. Campos Rupestres Ferruginosos : Vegetação e Mineração	05
2.2. Recuperação de Áreas Degradadas pela Mineração.....	07
2.3. Efeito do Manejo de Substratos Degradados pela Mineração no Estabelecimento e Desenvolvimento de Plantas	09
2.4. Plantas como Promotoras de Alterações em Substratos Degradados pela Mineração	11
CAPÍTULO 3. OBJETIVO	13
3.1. Objetivo Geral.....	13
3.2. Objetivos Específicos.....	13
CAPÍTULO 4. METODOLOGIA	15
4.1. Área de Estudo	15
4.2. Microclima na Área dos Experimentos de Campo	17
4.3. Coleta e Preparação dos Substratos.....	18
4.4. Preparação das Plantas	19
4.5. Tratamentos.....	20
4.6. Caracterização dos Substratos.....	21
4.6.1. Análises Granulométricas	22
4.6.2. Fertilidade	22
4.6.5. Geoquímica.....	23
4.6.3.1. Digestão total	23
4.6.3.2. Extração Sequencial	24
4.7. Caracterização das Plantas	25
4.7.1. Determinação da Biomassa e Crescimento das plantas	25
4.7.2. Determinação da Composição Química das Plantas	26
4.8. Determinação do Coeficiente de Absorção Biológica e de Translocação	27
4.9. Coleta de Dados Microclimáticos e de Potencial Mátrico na Área Experimental	28
4.10. Procedimentos Estatísticos.....	30

CAPÍTULO 5. RESULTADOS	31
5.1. Caracterização dos Substratos quanto ao Potencial Mátrico	31
5.2. Parâmetros Relacionados à Fertilidade	34
5.3. Caracterização Geoquímica dos Substratos	35
5.4. Sobrevivência e Crescimento das Plantas	47
5.5. Composição Química das Plantas	49
CAPÍTULO 6. DISCUSSÃO	55
6.1. Granulometria e Potencial Mátrico dos Substratos	55
6.2. Caracterização e Comportamento Geoquímico dos Substratos	57
6.3. Crescimento de <i>E. erythropappus</i> nos Substratos Testados	59
6.4. Absorção, Translocação e Armazenamento de Elementos Químicos por <i>E. erythropappus</i>	62
CAPÍTULO 7. CONCLUSÃO	69
REFERÊNCIAS	71

Lista de Figuras

- Figura 4.1-** Vista geral da área de estudo. Os pontos A, B, C e D delimitam a área de coleta dos blocos de laterita. O ponto E representa o centro da parcela experimental que possui área de 250 m² (25X10 m). Os pontos F, G, H e I delimitam a área de coleta de *Topsoil*. O ponto I indica também a localização da estação meteorológica.....16
- Figura 4.2** Detalhe de uma parte da área degradada com acúmulo de material fino e estabelecimento espontâneo da vegetação nativa da região. (B) Detalhe de uma porção da área degradada com substrato íntegro e conseqüentemente sem vegetação.....16
- Figura 4.3-** Vista geral da área experimental (A). Detalhe de uma parcela antes do preenchimento com o substrato (B), preenchida com *Topsoil* e com uma muda de candeia (C), e com laterita fina (D) Observa-se uma muda de *E. erythropappus* no centro das parcelas.....17
- Figura 4.4-** Pluviosidade mensal e médias mensais de temperatura na área de estudo no período de fevereiro de 2012 a janeiro 2013. Fonte: Estação meteorológica (Watch Dog 2000) do Laboratório de Ecofisiologia Vegetal, DEBIO, Universidade Federal de Ouro Preto18
- Figura 4.5-** Porcentagem média das diferentes frações granulométricas nos substratos utilizados LG- Laterita grossa; LF- Laterita fina, TS- *Topsoil*. CA- cascalho (>4mm); GR – grânulo (>2 mm); AMG- areia muito grossa (>1mm); AG- areia grossa (>0,5mm), AM- areia média (>0,25mm), AF- areia fina (>0,125mm); AMF- areia muito fina (>0,063mm); S/A – silte e argila (<0,063mm). Classificação das frações conforme classes nominais de Wentworth (1922). Letras diferentes em uma mesma classe granulométrica indicam diferenças significativas entre as médias de massa dos substratos naquela classe granulométrica (p<0,05)19
- Figura 4.6-** Mudanças de *E. erythropappus* recém chegadas do viveiro. A- Muda antes da remoção do substrato aderido as raízes. B- Muda após remoção do substrato aderido as raízes e indivíduo transplantado em recipientes preenchidos com um dos substratos avaliados no estudo.....20
- Figura 4.7-** Esquema mostrando a distribuição ao acaso dos tratamentos na área experimental. Legenda: LGP-Parcela preenchida com laterita grossa e com o crescimento de planta. LFP- Parcela preenchida com laterita fina e com o crescimento de planta. TSP- Parcela preenchida com *Topsoil* e com o crescimento de planta. LG- Parcela preenchida com laterita grossa sem crescimento de planta. LF- Parcela preenchida com laterita fina sem o crescimento de planta. TS- Parcela preenchida com *Topsoil* sem crescimento de planta. VZ- Parcela vazia. *# indicam respectivamente as parcelas nas quais foram instalados os sensores para aferição da temperatura e do potencial mátrico dos substratos.....21
- Figura 4.8-** Esquema do programa de aquecimento utilizado no Micro ondas Milestone/Ethos one para auxílio na digestão das amostras vegetais.....27
- Figura 4.9:** (A) Detalhe de uma parcela contendo um sensor de resistência elétrica para determinação do potencial mátrico do substrato. (B) *Datalogger* utilizador para converter as leituras de resistência elétrica em valores de potencial mátrico e para armazenar os dados.....29
- Figura 5.1-** Pluviosidade e média de temperatura na área de estudo. Média semanal de potencial mátrico nos diferentes substratos avaliados. As semanas referem-se ao período de 01 de fevereiro a 30 de novembro do ano de 2012. TS= *Topsoil*, LF = laterita fina e LG = laterita grossa. Marcação na figura refere-se aos períodos detalhados nas figuras seguintes.....32

Figura 5.2- Média diária de potencial mátrico nos diferentes substratos no período de 10 de maio a 06 de junho de 2012. TS= *Topsoil*, LF = laterita fina e LG = laterita grossa.....33

Figura 5.3- Média diária de potencial mátrico nos diferentes substratos no período de 07 de junho a 05 de julho de 2012. TS= *Topsoil*, LF = laterita fina e LG = laterita grossa.....33

Figura 5.4- A - Distribuição das diferentes amostras do substrato *Topsoil* com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa trocável da extração sequencial. TS= substrato inicial, TSC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados na separação das amostras. (Componente 1 = 92%, componente 2= 4%).42

Figura 5.5- A - Distribuição das diferentes amostras de laterita fina com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa trocável da extração sequencial. LF= substrato inicial, LFC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 69%, componente 2= 13%).....42

Figura 5.6- A - Distribuição das diferentes amostras de laterita grossa com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa trocável da extração sequencial. LG= substrato inicial, LGC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 49%, componente 2= 14%).....43

Figura 5.7- A - Distribuição das diferentes amostras do substrato *Topsoil* com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa redutível da extração sequencial. TS= substrato inicial, TSC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados na separação das amostras. (Componente 1 = 49,5%, componente 2= 16%).....43

Figura 5.8- A - Distribuição das diferentes amostras de laterita fina com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa redutível da extração sequencial. LF= substrato inicial, LFC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 44%, componente 2= 16%).44

Figura 5.9- A - Distribuição das diferentes amostras de laterita grossa com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa redutível da extração sequencial. LG= substrato inicial, LGC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 31%, componente 2= 18%).....44

Figura 5.10- Distribuição das diferentes amostras do substrato *Topsoil* com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa oxidável da extração sequencial. TS= substrato inicial, TSC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados na separação das amostras. (Componente 1 = 44,5%, componente 2= 14,7%).....45

- Figura 5.11-** A - Distribuição das diferentes amostras de laterita fina com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa oxidável da extração sequencial. LF= substrato inicial, LFC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 42%, componente 2= 20%).45
- Figura 5.12-** A - Distribuição das diferentes amostras de laterita grossa com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa oxidável da extração sequencial. LG= substrato inicial, LGC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 23,5, componente 2= 16,5%).....46
- Figura 5.13-** A e B - Imagens destacando a presença de pequenos ácaros vivendo nas raízes de *E. erythropappus* que desenvolveu-se no substrato *Topsoil*.....47
- Figura 5.14-** A e B – Imagens destacando mudas de *E. erythropappus* em que ocorreu a morte da parte aérea e lançamento de novos brotos na base do caule.....47
- Figura 5.15-** Porcentagem de massa seca dos diferentes órgãos dos indivíduos de *E. erythropappus* após um ano de crescimento nos substratos avaliados. TS = *Topsoil*, LF= laterita fina e LG = Laterita grossa. Letras diferentes ao lados dos valores de cada um dos órgãos nos diferentes tratamentos representam diferenças significativas entre os valores.....48
- Figura 5.16-** Taxa de crescimento relativo em altura de *E. erythropappus* nos substratos avaliados. TS = *Topsoil*, LF = laterita fina, LG = laterita grossa.....49
- Figura 5.17-** Taxa de crescimento relativo em diâmetro do caule de *E. erythropappus* nos diferentes substratos avaliados. TS = *Topsoil*, LF = laterita fina, LG = laterita grossa.....49
- Figura 5.18:** Pluviosidade trimestral na área de estudo no período de dezembro de 2011 a novembro de 2012. Parte dos dados pluviométricos do primeiro trimestre foram obtidos de outro trabalho desenvolvido na mesma área (Baêta 2012).....49

Lista de Tabelas

- Tabela 5.1-** Média dos valores de alguns parâmetros relacionados a fertilidade avaliados nos substratos antes do plantio das mudas. TS = *Topsoil*, LF = laterita fina, LG = laterita grossa. N = nitrogênio total, P = Fósforo disponível, P-rem = Fósforo remanescente, SB = soma de bases trocáveis, CTC efetiva= capacidade de troca catiônica efetiva, CTC pH 7= capacidade de troca catiônica a pH 7,0, Sat. bases = Índice de saturação por bases, Ind. Sat. Al = Índice saturação por Alumínio, MO= Matéria orgânica.....34
- Tabela 5.2-** Média das concentrações totais (mg/kg) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais presentes nos substratos *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa. Média ± desvio padrão.....36
- Tabela 5.3-** Média das concentrações (mg/kg) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais determinados na etapa trocável da extração sequencial nos substratos *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa antes do início dos experimentos em campo. Média ± desvio padrão.....37
- Tabela 5.4-** Média das concentrações (mg/kg) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais determinados na etapa redutível da extração sequencial nos substratos *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa antes do início dos experimentos em campo. Média ± desvio padrão.....37
- Tabela 5.5-** Média das concentrações (mg/kg) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais determinados na etapa oxidável da extração sequencial nos substratos *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa antes do início dos experimentos em campo. Média ± desvio padrão.....38
- Tabela 5.6-** Porcentagem de variação na concentração dos macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais, determinados na etapa trocável da extração sequencial após os substratos serem expostos as condições de campo com e sem o crescimento de *E. erythropappus* por 12 meses. TSC = *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LFC = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LGC = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*.....39
- Tabela 5.7-** Porcentagem de variação na concentração dos macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais, determinados na etapa redutível da extração sequencial após os substratos serem expostos as condições de campo com e sem o crescimento de *E. erythropappus* por 12 meses. TSC = *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LFC = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LGC = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*.....40
- Tabela 5.8-** Porcentagem de variação na concentração dos macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais, determinados na etapa oxidável da extração sequencial após os substratos serem expostos as condições de campo com e sem o crescimento de *E. erythropappus* por 12 meses. TSC = *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LFC = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano,

LFP = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LGC = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*.....41

Tabela 5.9- - Concentração média (mg kg⁻¹) dos elementos químicos nas raízes das plantas de *E. erythropappus* que se desenvolveram por um ano nos substratos: *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa. Média ± desvio padrão.....50

Tabela 5.10- Concentração média (mg kg⁻¹) dos elementos químicos no caule das plantas de *E. erythropappus* que se desenvolveram por um ano nos substratos: *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa. Média ± desvio padrão.....51

Tabela 5.11- Concentração média (mg kg⁻¹) dos elementos químicos nas folhas das plantas de *E. erythropappus* que se desenvolveram por um ano nos substratos: *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa. Média ± desvio padrão.....51

Tabela 5.12- Porcentagem média de variação na concentração dos elementos químicos nos diferentes órgãos das plantas que desenvolveram-se nos substratos *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa em relação a concentração nos órgãos das plantas iniciais.....53

Tabela 5.13- Média dos valores do coeficiente de absorção biológica (CAB) das plantas que desenvolveram-se nos substratos *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa. Os valores de concentração dos elementos dos substratos utilizados para o cálculo do CAB e o somatório dos valores das três etapas da extração sequencial. Os valores das plantas são as médias dos valores encontrados nos três órgãos das plantas.....54

Tabela 5.14- Média do coeficiente de translocação das plantas de *E. erythropappus* nos diferentes substratos avaliados: *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa.....54

RESUMO

Em todo o mundo, a recuperação de áreas degradadas (RAD) tem sido considerada oportunidade ímpar de se devolver ao ambiente parte da diversidade local de plantas e outros organismos e, com isso, promover o restabelecimento dos serviços ambientais característicos dos ecossistemas nativos. Em áreas pós-mineração de ferro e bauxita, entretanto, a implantação de projetos de RAD que contribuam para o restabelecimento dos serviços ambientais é limitada pelo pouco conhecimento sobre a biologia de espécies nativas de fitofisionomias que ocorrem sobre as jazidas minerais e a carência de metodologias que promovam melhorias nos substratos degradados de forma a facilitar o estabelecimento vegetal. Técnicas como a redução granulométrica de substratos degradados podem melhorar diversas características destes, facilitando assim o estabelecimento vegetal. O presente estudo teve como objetivo avaliar o crescimento e a absorção de elementos químicos por *Eremanthus erythropappus*, espécie pioneira e nativa dos campos ferruginosos, em diferentes substratos: (1) *topsoil* retirado da área de referência e laterita, retirada da área degradada, triturada em dois conjuntos granulométricos diferentes (2) laterita grossa e (3) laterita fina. Buscou-se também verificar os efeitos da presença das plantas sobre a disponibilidade de elementos químicos nos substratos. Na área experimental, foram dispostos ao acaso os seis tratamentos que consistiam dos três diferentes substratos com e sem o plantio de mudas de *E. erythropappus*. Os substratos utilizados foram caracterizados quanto a granulometria, fertilidade e concentração dos diferentes elementos químicos. Também foi determinada a concentração de elementos químicos nos órgãos das plantas, o crescimento relativo dessas, e o potencial mátrico dos substratos. A redução granulométrica das lateritas possibilitou o crescimento das plantas, sendo que não houve diferenças entre as plantas das distintas granulometrias, que por sua vez cresceram menos que as plantas do *topsoil*. Os substratos com e sem *E. erythropappus* apresentaram comportamento semelhante, observando-se redução da concentração dos elementos químicos após um ano em condições de campo. A granulometria interferiu na disponibilidade de água nos substratos. A laterita grossa apresentou maior infiltração e menor capacidade de retenção da água da chuva. *Eremanthus erythropappus* demonstrou capacidade de controlar a absorção dos elementos químicos independentemente da concentração destes nos substratos. Em adição, a espécie mostrou-se tolerante a concentrações elevadas de Al e Fe. Tendo em vista a ausência de diferenças significativas no crescimento das plantas entre as distintas granulometrias das lateritas, conclui-se que a utilização da laterita grossa é melhor, pois a preparação desta demanda menor custo financeiro. Além disso, a textura mais grossa pode contribuir para a redução da erosão hídrica e eólica e aumento da recarga do lençol freático. *Eremanthus erythropappus* apresentou plasticidade às alterações edáficas e tolerância a substratos distróficos com altas concentrações de alguns elementos tóxicos como o Al e o Fe, indicando ser apta para o uso em projetos de revegetação em áreas degradadas pela mineração de Fe e Al

ABSTRACT

Worldwide the restoration of degraded areas has been considered the only opportunity to return to environment the local diversity of plants and other organisms, and thereby, to promote the reestablishment of the native ecosystem services. In iron ore and bauxite post-mining areas, however, the implantation of restoration projects is limited by the still incipient knowledge about the biology of native plant species naturally occurring on mineral deposits and about efficient methods to promote plant establishment. Particle size reduction of degraded substrates has been shown to be a method which can improve several substrate aspects and facilitate plant establishment. The present study aimed to evaluate the growth and uptake of chemical elements by *Eremanthus erythropappus*, a pioneer and native species in ferruginous fields, on different substrates: (1) topsoil removed from the reference area, and laterite, removed of the degraded area, crushed into two different textures (2) coarse laterite and (3) fine laterite. It was also checked the effects of plants presence on the availability of chemical elements in the substrates. In the experimental area, were randomly set six treatments consisted in three different substrates with and without the planting of *E. erythropappus*. The substrates used were characterized for particle size, fertility and concentration of different chemical elements. The concentration of chemicals elements in the plants organs, the plants growth, and the matric potential of substrates were also determined. The particle size reduction of laterite enabled the development of plants and there were no differences between the plants growing on the two different laterites. Growth was higher on topsoil. Reduction of the chemical elements concentration were observed after a year under field conditions. The substrates with and without *E. erythropappus* presented similar geochemical behavior. The particle size interfered in water availability in the substrates. The coarse laterite absorbed and lost rainwater more rapidly than the fine laterite. *E. erythropappus* demonstrated ability to control the uptake of chemical elements independent of their concentration in the substrates. In addition, the species was tolerant to high concentrations of Fe and Al. Given the lack of significant differences in the plants growth between the different granulometries of laterites, it is concluded that the use of coarse laterite can be better since its preparation demands represent lower financial cost. *E. erythropappus* presented plasticity to the substrate changes and tolerance to high concentrations of some toxic elements such as Al and Fe, indicating that it is suitable for use in revegetation projects in degraded areas by Fe and Al mining.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1-INTRODUÇÃO

A atividade minerária tem relevante participação na economia nacional, sendo responsável por grande parte das exportações e da geração de renda e emprego em muitas regiões brasileiras (Brasil 2013). No entanto, esta atividade destaca-se também pelos severos danos provocados ao meio ambiente (Carmo 2010). O Quadrilátero Ferrífero (QF), em Minas Gerais, exemplifica bem essa relação conflituosa. Se por um lado esta região destaca-se no cenário nacional e mundial pela exploração mineral, sobretudo de minério de ferro (Brasil 2013), por outro, tem perdido extensas áreas de campos rupestres ferruginosos e, conseqüentemente, de sua biodiversidade e de seus serviços ambientais (Carmo 2010).

Uma vez que a exploração minerária de novas áreas deve continuar a crescer e a aumentar (Brasil 2013), espera-se o aumento da extensão das áreas impactadas no QF, dessa forma a implantação de projetos de recuperação de áreas degradadas (RAD), que promovam o reestabelecimento dos serviços ambientais característicos das áreas de referência, ou seja, dos ecossistemas naturais preservados, constitui uma demanda urgente da sociedade.

Até o momento, os projetos de RAD pela mineração, na maioria das vezes, contribuem muito pouco para a devolução dos serviços ambientais das áreas de referência. Parte desse insucesso parece relacionar-se ao manejo inadequado dos substratos, como a fertilização exagerada destes (Barbosa *et al.* 2010), e ao uso de espécies exóticas (Hilário *et al.* 2011), que conduzem o ambiente a ser recuperado à uma condição muito distante de seu estado original (Santos 2010). Em adição, as espécies exóticas que se estabelecem nos ambientes degradados podem competir com as espécies nativas, acarretando danos aos ambientes adjacentes (Freitas & Pivello 2005), impedindo ou dificultando a sucessão natural.

Os principais fatores limitantes ao desenvolvimento vegetal em áreas degradadas pela mineração a céu aberto são as condições químicas do substrato, como a carência de nutrientes, valores extremos de pH e a presença de altas concentrações de elementos tóxicos (Vega *et al.* 2004). Em adição, substratos de áreas degradadas geralmente são compactados e apresentam alta dureza tanto pelas suas características intrínsecas como pelo trânsito de máquinas durante as operações da mina (Bradshaw 1997, Teixeira & Lemos Filho 1998, Wang *et al.* 2008). Mesmo tomando-se medidas que amenizem as limitações químicas do substrato, como a adição de compostos orgânicos e a redução dos efeitos nocivos dos elementos tóxicos (Stradic *et al.* 2013), na maioria dos casos, essas não são

suficientes para possibilitar o estabelecimento vegetal. As limitações físicas de substratos degradados dificultam a captação e armazenamento de água, o que por sua vez, dificultará o estabelecimento vegetal tanto pelo elevado transporte superficial (Moreira 2004) como pela carência de água no substrato (Silva 2012, Stradic *et al.* 2013). Somando-se a isso, substratos compactados e de alta dureza dificultam o desenvolvimento radicular das plantas (Mengler *et al.* 2006). De fato, tais condições podem retardar imensamente o processo natural de recolonização e sucessão natural. A área do presente estudo, por exemplo, foi minerada para extração de bauxita na década de 1960 e até o presente, apresenta-se praticamente desprovida de cobertura vegetal. Pequenas ilhas de vegetação herbácea ou arbustiva ocorrem onde depressões no terreno acumularam delgada camada de substrato fino e desagregado, em geral com poucos centímetros de profundidade (Machado *et al.* 2013).

Diante das condições inóspitas ocorrentes nas áreas degradadas pela mineração, faz-se necessária a interferência humana no sentido de adotar medidas que facilitem o desenvolvimento radicular e aumentem a aeração e armazenamento de água pelos substratos, facilitando, desta forma, o estabelecimento de espécies vegetais. A depender das características dos substratos da área degradada, essas melhorias podem ser alcançadas por uma fragmentação adequada dos mesmos (Machado *et al.* 2013).

Aliado as melhorias nas condições do substrato, é necessário também ampliar o conhecimento a respeito de espécies vegetais adaptadas aos ambientes com condições edáficas e climáticas semelhantes às ocorrentes nas áreas degradadas. Madejón *et al.* (2003) destacam que, normalmente, as espécies mais adaptadas a recuperação de áreas degradadas pela mineração, são as espécies nativas das áreas adjacentes às minas. No Quadrilátero Ferrífero, a flora dos campos rupestres, que comumente ocorre nas mesmas áreas ou nas proximidades dos depósitos minerais é composta por alta diversidade de espécies adaptadas a ambientes com solos rasos, distróficos, com baixa retenção de água e sujeitos a grandes variações diárias de temperatura, alta radiação solar e presença constante de ventos (Benites *et al.* 2007, Vincent & Meguro 2008, Schaefer *et al.* 2008, Messias *et al.* 2013). Em grande parte, tais condições são similares às ocorrentes em áreas degradadas pela mineração de ferro e bauxita.

Machado *et al.* (2013) demonstraram que a redução granulométrica da superfície de laterita presente em uma mina abandonada de bauxita, que se encontrava desprovida de cobertura vegetal desde a década de 1960, facilitou o estabelecimento e sobrevivência de indivíduos jovens de *E. erythropappus*, espécie nativa dos campos rupestres, inclusive os ferruginosos. Os resultados das análises de sobrevivência, crescimento, capacidade de fitoestabilização de metais e geoquímica do substrato obtidos por Machado *et al.* (2013) sugerem que a redução granulométrica do substrato pode facilitar o estabelecimento dessa espécie, assim como o estabelecimento desta pode alterar as condições químicas do substrato. No entanto, por não ser objetivo daquele estudo, o delineamento

experimental não permitiu separar os efeitos da planta dos efeitos do ambiente sobre aspectos químicos da laterita triturada.

No presente estudo, pretendeu-se quantificar a contribuição apenas das condições ambientais (chuva, temperatura etc.) e destas somadas à presença de plantas jovens de *E. erythropappus*, na promoção mudanças na constituição química dos substratos pós-mineração em experimento de campo por 12 meses. Além disso, avaliou-se o crescimento de *E. erythropappus* em laterita triturada para formar dois conjuntos texturais, um com maiores proporções das frações maiores como cascalho e grânulos (chamada aqui de laterita grossa) e outro com maiores proporções das frações de menor diâmetro (laterita fina). Os dois conjuntos texturais das lateritas trituradas devem afetar, em algum grau a ser mensurado, a disponibilidade de água, aeração, a capacidade de trocas catiônicas, adsorção de ânions, e oferecer diferentes ambientes para o desenvolvimento radicular. O crescimento das plantas nos dois substratos lateríticos foi comparado ao mensurado em solo superficial (*topsoil*) retirado das áreas de referência dos campos ferruginosos. Machado *et al.* (2013) encontraram, como esperado, maiores taxas de crescimento de *E. erythropappus* no *topsoil*, entretanto, grandes perdas de nutrientes foram observadas no solo após um ano de experimentação em condições de campo (Machado 2011), sugerindo que o uso deste recurso, sem uma devida preocupação com a reposição contínua de fontes de matéria orgânica ou sua proteção, possa não ser sustentável no curto prazo.

A avaliação de parâmetros físico-químicos dos substratos testados, além do crescimento e sobrevivência das plantas e de seus potenciais de fitoextração ou fitoestabilização de metais, pode auxiliar na determinação de métodos que visem melhorias nas condições de substratos minerados de forma a facilitar o estabelecimento de maior número de espécies neste tipo de ambiente com menor gasto de recursos financeiros e de tempo.

CAPÍTULO 2

REVISÃO NA LITERATURA

2.1- CAMPOS RUPESTRES FERRUGINOSOS: VEGETAÇÃO E MINERAÇÃO

Os campos ferruginosos são também conhecidos popularmente como vegetação de canga, sendo este último nome a denominação que, na verdade, recebe o substrato característico destes ecossistemas. Essas formações apresentam pequena distribuição no território brasileiro, sendo as áreas mais representativas encontradas no Quadrilátero Ferrífero (QF) em Minas Gerais, em Carajás no Pará e em Corumbá no Mato Grosso do Sul (Castro 2008). As áreas de canga localizadas no QF ocupam cerca de 90.800 hectares, ou seja, 13% da área do QF, ocorrendo majoritariamente entre 900 e 1200m de altitude em platôs elevados e cristas de montanhas (Schaefer *et al.* 2008). Em muitos casos, as formações de canga estão associadas a depósitos de minério de ferro (Jacobi 2008), produto de extrema relevância para a economia brasileira, que tem a sua exploração em contínuo crescimento, sobretudo no QF, responsável por quase 70% da produção brasileira de minério de Ferro (IBRAM 2012, Brasil 2013). Essa íntima associação com os depósitos de ferro e a localização em áreas isoladas de difícil acesso colocam os campos rupestres ferruginosos como as áreas mais ameaçadas e menos estudadas do Estado de Minas Gerais (Jacobi & Carmo 2008).

A ocorrência de rochas e minerais ricos em ferro como o itabirito e a hematita aliada ao clima úmido são os principais fatores determinantes da formação da couraça laterítica das formações ferruginosas (Castro 2008). Nestas, os substratos presentes são mediamente duros, altamente resistentes à erosão e ao intemperismo, bem consolidados e de permeabilidade intermediária (Dorr 1964). O processo de formação das cangas se dá pela ação intempérica que promove a lixiviação do quartzo, dentre outros minerais, fazendo com que reste na superfície um substrato rico em hematita, que em um ambiente com boa disponibilidade hídrica, poderá ser cimentado pela limonita (Castro 2008). Sucintamente, as cangas ferruginosas podem ser consideradas como o produto do intemperismo do itabirito em clima úmido (Castro 2008).

Devido à ação intempérica que promove boa permeabilidade ao itabirito, a água das chuvas penetra com maior facilidade e fica retida neste, podendo ocorrer a formação de aquíferos, já que as rochas adjacentes têm menor permeabilidade (Castro 2008). Outra ocorrência subsuperficial dos campos rupestres ferruginosos do QF é a presença de cavernas que, embora em sua maioria apresentem pequenas dimensões quando comparadas a outros sistemas cavernícolas, possuem grande riqueza e diversidade biológica (Ferreira 2008).

Os solos de substratos ferríferos possuem muito das características da rocha matriz. Além da alta concentração de ferro, os solos dos campos rupestres ferruginosos são pobres em elementos essenciais como Ca, K, Mg e N. Fisicamente, eles são definidos como rasos e cascalhosos. Quimicamente, eles são oligotróficos (Schaefer *et al.* 2008), ácidos e possuem baixa saturação por bases (Vincent 2004, Jacobi *et al.* 2007). A capacidade de troca catiônica deles depende quase que totalmente da ciclagem da matéria orgânica. Dos elementos essenciais para o desenvolvimento vegetal, o fósforo parece ser o mais limitante, tanto pela sua escassez como pela sua adsorção favorecida pelas características mineralógicas do solo (Schaefer *et al.* 2008).

A escassez de nutrientes no solo é apenas um dos fatores que exigem da vegetação dos campos rupestres ferruginosos adaptações especiais para suportarem as adversidades destes ambientes que são também caracterizados por flutuações acentuadas de temperatura e umidade no decorrer do dia, déficit hídrico, altos níveis de insolação e ação dos ventos, além da presença de elementos químicos tóxicos e incidência de fogo (Silva *et al.* 1996, Vincent 2004, Jacobi *et al.* 2007). Estas pressões seletivas, aliada ao fato de no QF esses campos se encontrarem em um ecótono (Cerrado – Mata Atlântica) (Jacobi *et al.* 2007), ao relativo isolamento das áreas de canga nas partes mais altas da paisagem (Schaefer *et al.* 2008, Jacobi 2008), e a variedade de microambientes presente neste ecossistema (Viana 2008), atuaram na formação de uma flora altamente diversa e rica em endemismo. Tais características foram decisivas para a classificação do QF como região prioritária para a conservação (Drummond *et al.* 2005).

Além de sua raridade e importância para a conservação da biodiversidade, as espécies da flora dos campos rupestres ferruginosos apresentam potencial para aplicação na recuperação de áreas degradadas, visto que as adaptações morfológicas e fisiológicas que as permitem sobreviver nas condições limitantes das áreas de canga são as mesmas desejáveis para espécies a serem aplicadas na recuperação de áreas degradadas pela mineração de ferro e bauxita (Jacobi 2008). O estudo da biologia e aplicação das espécies da canga em projetos de RAD podem contribuir com o conhecimento a respeito de espécies nativas aptas ao uso na recuperação de áreas degradadas e auxiliar na compreensão sobre essas espécies nativas e assim garantir a conservação dos campos rupestres ferruginosos. A preservação destes campos encontra-se ameaçada principalmente pela perda de áreas para a mineração a céu aberto (Carmo 2010), que retira a vegetação nativa para a implantação do empreendimento e posteriormente os revegeta com espécies exóticas.

Dentre as espécies vegetais mais amplamente encontradas nos campos rupestres ferruginosos pode-se citar *Eremanthus erythropappus* (DC.) Macleish (Messias *et al.* 2012), conhecida popularmente como candeia. Além de sua ocorrência nos campos ferruginosos (Teixeira & Lemos Filho 1998, Jacobi *et al.* 2007), esta espécie distribui-se também em outros substratos, como os campos rupestres quartzíticos e sobre xistos (Soelzl 2009, Messias *et al.* 2013), o que demonstra sua

alta plasticidade (Amaral *et al.* 2013). De forma geral, a candeia é mais comumente encontrada em locais de solos rasos e de baixa fertilidade (Scolforo *et al.* 2003), parecendo tolerar condições ambientais extremas, características essas, relevantes para plantas a serem usadas em projetos de RAD pós-mineração de Fe e Al. Diversos trabalhos relatam a sobrevivência e crescimento de *E. erythropappus* em substrato distróficos com baixa capacidade de retenção de água em diferentes áreas degradadas pela mineração (Silva 2012, Machado *et al.* 2013, Amaral *et al.* 2013).

Em adição às características morfológicas e fisiológicas que tornam *E. erythropappus* eficiente na recuperação de áreas degradadas, essa espécie possui também relevância econômica devido à produção do óleo essencial alfa-bisabolol, de ampla aplicação na indústria farmacêutica e de cosméticos, além do uso de sua madeira para produção de moirão para cerca (Scolforo *et al.* 2003). Essa aptidão para produção de moirão foi uma das principais causas da exploração descontrolada da espécie, o que fez com que ela fosse considerada como presumivelmente ameaçada de extinção (Fundação Biodiversitas 1997).

O fato da candeia se encontrar em risco de extinção, apresentar importância econômica e possuir características fisiológicas e morfológicas adequadas para aplicação em RAD são importantes justificativas para investigações a respeito do estabelecimento desta em áreas degradadas. O uso da candeia em projetos de RAD poderá além de auxiliar na recuperação de áreas degradadas, contribuir para a redução do risco de extinção da espécie e oferecer uma alternativa de renda para as comunidades do entorno da região previamente minerada.

2.2- RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS PELA MINERAÇÃO

A degradação visual promovida pela mineração atinge, na maioria das vezes, reduzidas dimensões territoriais quando comparada a outras atividades degradantes, como a agropecuária e a produção de energia hidrelétrica. No entanto, a mineração é extremamente danosa, pois as áreas mineradas, em muitos casos, perdem totalmente sua capacidade de regeneração natural, expõem substratos ricos em metais pesados, além de possuir rejeitos tóxicos provenientes dos tratamentos dos minerais explorados (Cunha 2007, Mechi & Sanches 2010).

Para amenizar os impactos negativos da mineração sobre o meio ambiente a legislação ambiental brasileira impõem a execução de medidas mitigadoras como a recuperação de áreas degradadas. A preocupação com a RAD no Brasil surgiu no início da década de 1980. Nessa época, os projetos de RAD objetivavam apenas recuperar ou manter alguns serviços ambientais como a fertilidade do solo, a ciclagem de nutrientes e a recarga hídrica. Para isso, as técnicas de RAD aplicadas primariamente eram baseadas em modelos da silvicultura comercial (Kageyama 1989 *apud* Jakovac 2007) priorizando a monocultura e o plantio de espécies de crescimento rápido (Rodrigues & Gandolfi 2004).

Com o passar dos anos e, conseqüentemente, aumento das áreas degradadas e a mobilização da sociedade em algumas regiões mineradoras do país, houve algumas adequações na legislação ambiental brasileira no que tange a recuperação de áreas degradadas (Griffith & Toy 2001). Dentre essas alterações, destaca-se a resolução CONAMA 001/86 (CONAMA 1986) e o decreto federal de 1989 (BRASIL 1989), que a regulamentou. Esta resolução obrigou as empresas a apresentarem um projeto de recuperação de áreas degradadas (PRAD). Este planejamento tinha de prever o retorno do sítio degradado a uma forma de utilização, de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo, visando assim a obtenção de estabilidade do meio ambiente (Decreto nº 97.632/89, Art. 3º). Com a entrada em vigor desse decreto houve um grande avanço na recuperação de áreas degradadas no país. Porém, como pode de ser visto no próprio decreto, não há uma definição clara de como a área deve ser recuperada. Aliado a isso, a carência de conhecimento a respeito de espécies nativas aptas a aplicação em projetos de RAD fez com que as empresas optassem majoritariamente pelo uso de espécies exóticas, que podem ser invasoras, afetando assim a biodiversidade local (Freitas & Pivello 2005).

Com o avanço do conhecimento ecológico, e maior conscientização ambiental da sociedade, esse modelo de RAD que priorizava o uso de espécies exóticas começou a ser questionado. Iniciou-se então uma nova série de estudos no intuito de desenvolver metodologias de RAD que priorizassem o uso de espécies nativas e que, desta forma, pudessem contribuir para a condução do ambiente degradado a uma condição semelhante ao seu estado original. Dentre as principais linhas de ações pode-se citar estudos relacionados ao plantio de mudas de espécies nativas (Braga 2010, Silva 2012, Stradic *et al.* 2014), uso de técnicas de nucleação (Melo 1997, Regensburger *et al.* 2008), biologia de gramíneas nativas com potencial para uso na recuperação de áreas degradadas (Carmona *et al.* 1999, Giotto 2010, Figueiredo *et al.* 2012), uso de banco de sementes e nutrientes presentes em *topsoil* ou serapilheira (Ozório 2000, Jakovac 2007, Santos 2010). Além disso, alguns estudos buscam técnicas mais eficientes e baratas para melhorar as condições físicas e químicas de substratos de áreas degradadas (Moreira 2004, Cipriani *et al.* 2010, Machado *et al.* 2013).

Concomitantemente ao avanço do conhecimento acerca de espécies nativas indicadas para a RAD e metodologias que facilitam o estabelecimento destas em áreas degradadas, houve também um avanço na legislação. Tendo em vista a falta de especificidade do decreto 97.639/89, que não definia claramente como deveria ser o PRAD, o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA) publicou uma Instrução Normativa em abril de 2011 que estabelece os procedimentos para a elaboração de um PRAD. Entre os pontos mais relevantes desta normativa destaca-se a exigência de que quando o PRAD propuser a implantação de espécies vegetais, seja por mudas ou sementes, essas deverão ser nativas da região, incluindo-se também espécies ameaçadas de extinção. A escolha e manejo destas espécies devem orientar-se pelos conhecimentos disponíveis na

literatura, buscando sempre compatibilidade com a fitofisionomia local (Instrução Normativa IBAMA Nº4 13-04-2011).

A instrução normativa citada anteriormente aliada aos interesses comerciais das empresas em obterem certificados de qualidade ambiental como a 14001 da Organização Internacional de Normatização (ISO) devem contribuir significativamente para implantação de um modelo de RAD mais ecologicamente correto (Griffith & Toy 2001), que devolva ao ambiente degradado ao menos parte dos serviços ambientais presentes antes da degradação (Gardner 2001). No entanto, essas exigências legais só surtirão efeito se junto a elas houver uma continuidade das pesquisas com espécies nativas e técnicas de RAD que privilegiem o uso de tais espécies e reduzam ou eliminem o uso de espécies exóticas. Somente desta forma ocorrerá um contínuo avanço do conhecimento sobre a temática, o que permitirá que as mineradoras implantem projetos de RAD em conformidade com a legislação e, sobretudo, com as necessidades ambientais.

2.3- EFEITO DO MANEJO DE SUBSTRATOS DEGRADADOS PELA MINERAÇÃO NO ESTABELECIMENTO E CRESCIMENTO DE PLANTAS

Em áreas degradadas pela mineração, é comum a ocorrência de ambientes nos quais o solo é escasso ou até mesmo ausente (Moreira 2004). Nestes casos, há um desbalanço entre a disponibilidade de nutrientes e água no substrato e as necessidades das plantas, sendo estes alguns dos fatores que dificultam a sobrevivência dos vegetais. Desta forma, são necessárias intervenções que melhorem as condições físicas do substrato no intuito de facilitar e acelerar o estabelecimento e crescimento vegetal nestes locais.

A importância das características dos substratos de áreas degradadas para o sucesso da recuperação destes ambientes já é conhecido há algumas décadas. Desde 1990, o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA) já sugere o uso de *topsoil* para recobrimento de áreas degradadas pela mineração (IBAMA, 1990). De fato, o uso do *topsoil* traz muitas vantagens a RAD, além de contribuir com o banco de sementes, este melhora as condições químicas e físicas do ambiente a ser recuperado (Jasper 2007, Tibbet 2010), facilitando o estabelecimento das plantas. Apesar de sua eficiência, o uso do *topsoil* apresenta algumas limitações relacionadas ao custo e necessidade de grandes áreas para o seu armazenamento (Tibbet 2010). Além disso, o uso do *topsoil* muitas vezes fica restrito a novos empreendimentos, nos quais esse material ainda está disponível, ou seja, onde há áreas recém abertas ou a serem decapeadas, o que não ocorre em minas antigas ou abandonadas (Santos 2010).

Apesar do reconhecimento das restrições ao uso do *topsoil* (Tibbet 2010), e da importância da qualidade dos substratos no estabelecimento das plantas em áreas degradadas, ainda são poucos os estudos dedicados a buscar técnicas alternativas que promovam melhorias no substrato que facilitem o

crescimento dos vegetais. Alguns poucos trabalhos nessa temática estão direcionados em compreender a relação das características físicas dos substratos e o estabelecimento e crescimento vegetal (Craw *et al.* 2007, Amaral *et al.* 2013), enquanto outros buscam métodos que melhorem as condições físicas dos substratos disponíveis nas áreas degradadas, de forma a incrementar a ocupação vegetal pela facilitação do desenvolvimento do sistema radicular e melhorias na retenção hídrica (Craw *et al.* 2007, Kew *et al.* 2007, Machado *et al.* 2013)

Alguns trabalhos que avaliaram tanto os parâmetros físicos do substrato como os padrões de cobertura vegetal observaram que a textura é um fator importante atuando no crescimento das plantas. Juhász *et al.* (2007), trabalhando em área de cerrado, observaram que a baixa retenção de água promovida pela alta porosidade do solo influencia a ocupação vegetacional. Da mesma forma, Teixeira & Lemos (1998), Craw *et al.* (2007), Kew *et al.* (2007), Tibbet (2010) e Amaral (2013), concluíram que diferenças granulométricas e de compactação no substrato podem interferir na retenção hídrica e no padrão de desenvolvimento radicular, fatores que juntos corroboram para um melhor estabelecimento e crescimento vegetal.

Além da granulometria dos substratos de áreas degradadas interferir diretamente na cobertura vegetal (Craw *et al.* 2007), ela pode afetar o ambiente de outras formas. Ao influenciar a taxa de infiltração da água, a granulometria do substrato afetará todos os outros processos ligados ao ciclo hidrológico (Brakensiek & Rawls 1994), como transporte superficial, lixiviação, recarga do lençol freático e erosão hídrica. Em adição, a textura do solo pode influenciar também na disponibilização de elementos, pois quanto menores as partículas maior será a superfície de contato dos agentes intempéricos (Vega *et al.* 2004) e na perda de nutriente e substratos finos pelo transporte eólico (Yan *et al.* 2013).

Considerando-se que as áreas degradadas pela mineração geralmente apresentam substratos com baixa capacidade de retenção de água, baixa fertilidade e riqueza em metais (Teixeira & Lemos Filho 1998, Moreira 2004, Szota *et al.* 2007), características essas relevantes no impedimento ao estabelecimento vegetal, é importante que se investigue para cada tipo de substrato, qual granulometria apresenta menos danos aos ambientes adjacentes e maiores vantagens ao crescimento das plantas, tendo em vista a retenção de água e a fitodisponibilização de nutriente e de elementos químicos tóxicos.

2.4- PLANTAS COMO PROMOTORAS DE ALTERAÇÕES EM SUBSTRATOS DEGRADADOS PELA MINERAÇÃO

A revegetação de áreas degradadas pela mineração é um dos primeiros e mais importantes passos na recuperação desses ambientes. O estabelecimento de plantas nestas áreas além de contribuir para amenização do impacto visual do ambiente degradado, reduz a taxa de erosão, o potencial poluidor destas áreas (Wong 2003) e auxilia em melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas do substrato (Singh *et al.* 2002, Vega *et al.* 2004, Cerqueira *et al.* 2012, Menta *et al.* 2013).

No entanto o estabelecimento de plantas em projetos de RAD sempre foi um desafio, devido às características inhóspitas destes ambientes como abundância de elementos tóxicos, ausência ou escassez de solo e baixa disponibilidade de água (Vega *et al.* 2004, Moreira 2004). Devido a essas características extremas dos substratos de áreas degradadas é necessário se buscar espécies tolerantes às condições impostas pelos ambientes degradados (Wong 2003). Além de sobreviver nas áreas degradadas, é desejável que tais espécies possam se reproduzir, permitir a sucessão ecológica, estabelecer relações com a flora e fauna locais, além de contribuir para melhorias no substrato no que tange a fertilidade e redução do potencial poluidor (Singh *et al.* 2002).

A necessidade de espécies que apresentem relações benéficas com a biota local pode ser atendida pela utilização de espécies nativas. Além dessa característica, as espécies nativas são bem adaptadas as condições do ambiente (Singh *et al.* 2002), sem falar na vantagem de não oferecerem o risco de atuarem como invasoras, como acontece com muitas exóticas, prejudicando a biodiversidade local (Freitas & Pivello 2005, Li 2006) .

Um grupo de plantas que contempla as características de serem tolerantes as concentrações elevadas de elementos tóxicos no substrato, sobretudo metais e metaloides, resistência às condições inhóspitas das áreas degradadas, capacidade de contribuir para melhorias no substrato e redução do potencial poluidor destes são as plantas nativas metalófitas (Tordoff *et al.* 2000, Whiting *et al.* 2010). A depender da relação das espécies metalófitas com as elevadas concentrações de elementos tóxicos, elas podem atuar como fitoestabilizadoras ou fitoextratoras em áreas degradadas (Li 2006). As espécies fitoestabilizadoras atuam contribuindo para a estabilização dos elementos tóxicos no ambiente, reduzindo a disponibilidade dos mesmos. Esta redução na disponibilidade dos elementos tóxicos pode se dar tanto pela absorção e imobilização ou adsorção desses elementos nos tecidos radiculares como pela liberação de exsudados radiculares que reduzem a mobilidade desses elementos no solo (Raskin *et al.* 1997, Wong 2003). Enquanto as plantas fitoestabilizadoras evitam os elementos tóxicos, as fitoextratoras absorvem quantidades elevadas destes elementos (Ernst 2006). Muitas vezes as espécies fitoextratoras atuam ativamente para aumentar a absorção e translocação dos elementos tóxicos para a parte aérea, onde esses elementos são imobilizados em tricomas, vacúolos, paredes

celulares ou outras estruturas (Sheoran *et al.* 2009). A porção aérea dessas plantas pode ser coletada reduzindo assim a concentração desses elementos no ambiente. No entanto, caso isso não ocorra, essa porção aérea pode ser depositada sobre o solo, retornando assim os elementos via degradação da serapilheira.

O maior benefício do emprego de metalófitas na revegetação de áreas degradadas em recuperação é a redução da mobilidade e biodisponibilidade dos elementos tóxicos no substrato (Shah & Nongkynrih 2007), minimizando, assim, a contaminação de áreas adjacentes e dos corpos d'água com os elementos tóxicos. A redução da disponibilidade dos metais no substrato poderá ainda facilitar o estabelecimento de espécies de plantas e micro-organismos mais sensíveis às condições extremas, e que não sobreviveriam nas condições previamente existentes na área degradada (Wong 2003).

Além de reduzir a disponibilidade de elementos tóxicos no substrato, as plantas podem também atuar alterando a química e a mineralogia dos substratos degradados (Cerqueira *et al.* 2012). Um dos principais promotores dessas alterações é a liberação de exsudados radiculares, principalmente ácidos orgânicos de baixo peso molecular. Estes exsudados facilitam a associação de microrganismos com as raízes das plantas, promovem mudanças no pH e conseqüentemente na taxa de dissolução dos elementos químicos, facilitando assim a disponibilização deste para as plantas (Drever & Stillings 1997, Lucas 2001, Oburger *et al.* 2009). Em adição, os ácidos orgânicos contribuem de forma significativa para o intemperismo, acelerando de 2 a 4 vezes o ritmo de dissolução mineral em comparação à ação da água da chuva sozinha neste processo (Jones 1998). Tal intensificação do intemperismo pode facilitar a recuperação de áreas degradadas pois contribui para pedogênese local, importante para o bom desenvolvimento das plantas

Tendo em vista a importância do uso de espécies nativas na fitoestabilização de elementos tóxicos no solo em áreas degradadas pela mineração, é importante se avaliar as possíveis alterações promovidas no substrato pelo crescimento destas plantas. No caso das áreas mineradas para extração de Fe e Al no QF, destaca-se a necessidade de maior entendimento do comportamento de espécies como a *E. erythropappus* no que tange a absorção e translocação de elementos químicos, tendo em vista seu alto potencial de uso nos projetos sustentáveis de RAD.

CAPÍTULO 3

OBJETIVOS

3.1- OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo principal avaliar o crescimento de *E. erythropappus* em diferentes substratos (*topsoil*, laterita grossa e laterita fina), dispostos em uma mina abandonada de bauxita. O trabalho também buscou mensurar os efeitos do ambiente e do crescimento de plantas sobre as características geoquímicas dos substratos estudados.

3.2- OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar quais alterações geoquímicas ocorrem nos diferentes substratos quando estes são expostos as condições de campo por 12 meses, com e sem a presença de mudas de *E. erythropappus*;
- Investigar quais os efeitos do crescimento de *E. erythropappus* sobre fitodisponibilidade dos elementos químicos nos diferentes substratos testados;
- Monitorar o comportamento dos três substratos no que tange aos valores de potencial mátrico no decorrer de um ano.
- Avaliar a interferência dos distintos substratos e da diferença de granulometria entre as lateritas no crescimento, absorção e alocação dos elementos químicos por *E. erythropappus*;
- Mensurar ao fim do experimento, a concentração dos elementos químicos nos diferentes órgãos de *E. erythropappus*, ou seja, avaliar o potencial de fitoestabilização desta espécie nos substratos avaliados.

CAPÍTULO 4

METODOLOGIA

4.1- ÁREA DE ESTUDO

A parte experimental do trabalho foi desenvolvida próximo à nascente do rio das Velhas, na Serra da Brígida, localizada na porção sul da Área de Proteção Ambiental (APA) Cachoeira das Andorinhas, no município de Ouro Preto, Minas Gerais. A APA está inserida na porção leste do Quadrilátero Ferrífero e, como característica comum desta região, apresenta acentuada ocorrência de serras. As serras da APA são recobertas por quartzitos ou couraças lateríticas, que reduzem o processo erosivo contribuindo assim, para o elevado nível topográfico da região que apresenta altitude média de 1168m. Parte destas serras está localizada na porção sul da APA como a Serra da Brígida, Serra do Veloso e Serra de Ouro Preto, que são formadas por rochas do Supergrupo Minas. Nestas serras, o Supergrupo Minas está representado pelo Grupo Itabira, composto majoritariamente por itabiritos, itabiritos filíticos e dolomíticos (IEF/UFV/IBAMA 2005). A Serra da Brígida é formada por rochas da formação Cauê, com ocorrência de itabiritos intemperizados formando depósitos superficiais de bauxitas e cangas (Nalini Jr. 1993). As áreas de canga são caracterizadas pela ocorrência de solos rasos, resistentes a erosão, com grande horizonte laterítico profundo (IEF/UFV/IBAMA 2005).

Os locais com formações de canga, ocorrentes na Serra da Brígida, propiciam a ocorrência dos campos rupestres ferruginosos caracterizados por uma vegetação rica em espécies endêmicas (Jacobi 2008). Na APA Cachoeira das Andorinhas, os campos rupestres ferruginosos representam apenas 0,4% da cobertura vegetal dos 18500 hectares que são cobertos majoritariamente por porções florestais (60%) e outras formações de campos rupestres (11%) (IEF/UFV/IBAMA 2005).

A área de implantação dos experimentos de campo situa-se em uma mina de bauxita abandonada (Figura 4.1), na qual a exploração foi cessada por volta do ano de 1970. Após cerca de quatro décadas do fechamento da mina, a área encontra-se, em sua maior parte, ainda desprovida de vegetação, apesar de seu entorno ser composto por remanescentes de vegetação nativa, ou seja, apesar da existência de fonte de diásporos que poderiam contribuir para a regeneração espontânea da área degradada (Figura 4.1). A lentidão deste processo parece dever-se à ausência de solo ou de um substrato que permita o estabelecimento das plantas. Em alguns pontos da área, onde suaves depressões no terreno acumularam uma camada de material de menor tamanho de partículas, observam-se ilhas de vegetação dominadas por espécies pioneiras nativas da região (Figura 4.2A). De fato, a maior parte da área minerada é coberta por substrato caracterizado pela presença da laterita argilosa, não havendo acúmulo de qualquer material desagregado, devido ao constante transporte promovido pela ação eólica e hidráulica (Figura 4.2B).

O experimento de campo foi instalado em parcelas previamente usadas no estudo sobre o crescimento de plantas em substratos fragmentado, realizado por Machado *et al.* (2013). A área de 250m² possui 72 parcelas de 50x50 cm (0,25 m²) distribuídas em quatro blocos (Figura 4.3 A). Cada parcela encontra-se delimitada por tábuas de 15 cm de altura fixadas ao substrato. As parcelas possuem ainda em seu centro uma perfuração com dimensão aproximada de 17 cm de diâmetro e 11 cm de profundidade, para permitir o crescimento em profundidade de raízes e facilitar o estabelecimento das plântulas. (Figura 4.3 B-D). Cada parcela foi preenchida, inclusive a perfuração no centro desta, com 0,025 m³ de um dos substratos avaliados.

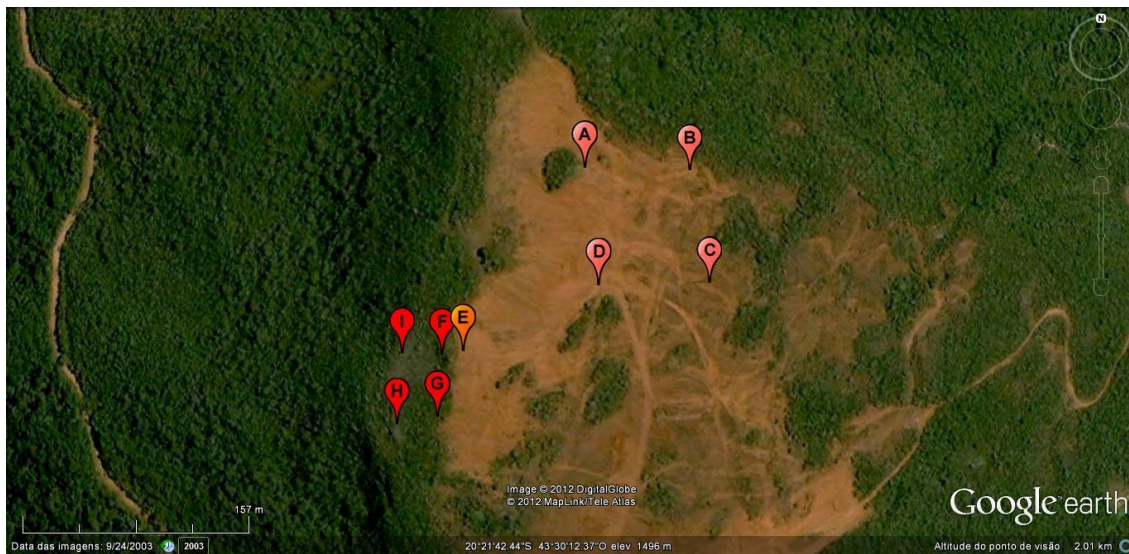


Figura 4.1: Vista geral da área de estudo. Os pontos A, B, C e D delimitam a área de coleta dos blocos de laterita. O ponto E representa o centro da parcela experimental com as unidades amostrais. Os pontos F, G, H e I delimitam a área de coleta de *topsoil*. O ponto I indica também a localização da estação meteorológica.

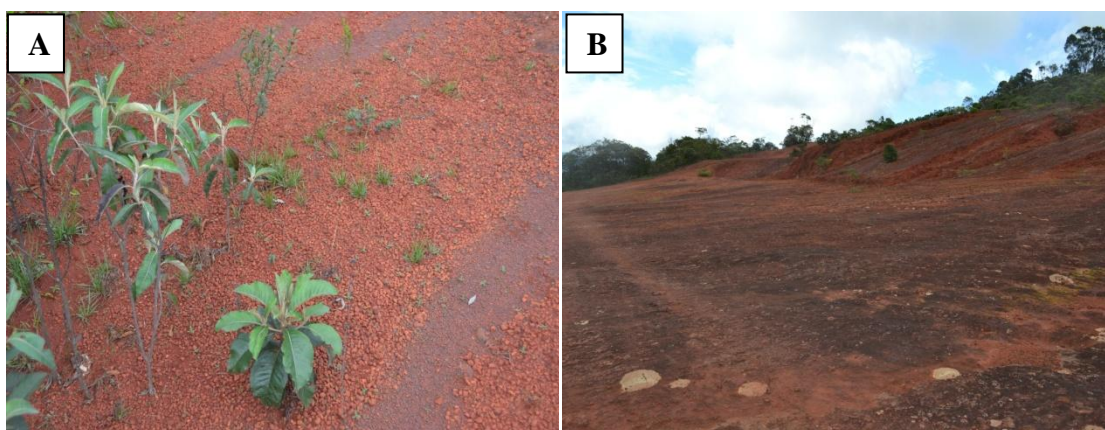


Figura 4.2 Detalhe de uma parte da área degradada com acúmulo de material fino e estabelecimento espontâneo da vegetação nativa da região. (B) Detalhe de uma porção da área degradada com substrato íntegro e consequentemente sem vegetação.

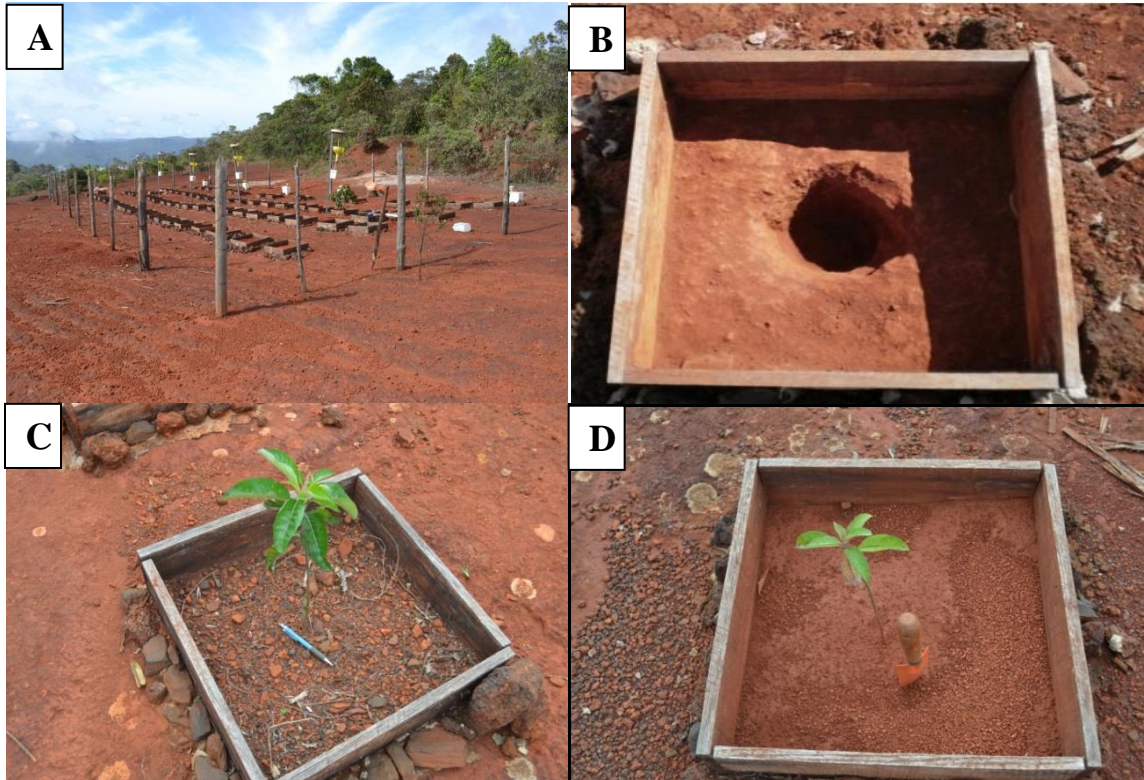


Figura 4.3 Vista geral da área experimental (A). Detalhe de uma parcela antes do preenchimento com o substrato (B), preenchida com *topsoil* (C), e com laterita fina (D). Em (C) e (D) observa-se uma planta jovem de *Eriophorum erythropappus* no centro das parcelas.

4.2- MICROCLIMA NA ÁREA DOS EXPERIMENTOS DE CAMPO

No período de fevereiro de 2012 a janeiro de 2013, na área de estudo, foram mensurados 1172 mm de chuva pela estação meteorológica do Laboratório de Ecofisiologia Vegetal da Universidade Federal de Ouro Preto, instalada na área de estudo (Figura 4.4, ver seção 4.9). Tal valor de precipitação pluviométrica foi inferior à média histórica anual para a região de Ouro Preto. Dados coletados de 1990 a 2008 em uma estação localizada no bairro Saramenha (localizado a aproximadamente quatro quilômetros, em linha reta, da área de estudo) na cidade de Ouro Preto e operada pela empresa Novelis (antiga ALCAN) mostram que a média pluviométrica na cidade de Ouro Preto é de 1576 mm de chuva. Entretanto, quantificações pluviométricas realizadas na área de estudo (serra da Brígida) nos períodos de novembro de 2009 a dezembro de 2010 e de fevereiro de 2011 a janeiro de 2012 também demonstraram menores valores de pluviosidade, respectivamente 1204 e 1072 mm (Valim 2012, Baêta 2012). É importante ressaltar que 71,5% da pluviosidade no período avaliado no presente estudo ocorreram de novembro a janeiro, com destaque para os meses de novembro e janeiro que, juntos, foram responsáveis por 68% da pluviosidade anual.

A média de temperatura anual na serra da Brígida, durante o período monitorado, foi 1°C inferior a média histórica para região de Ouro Preto, que é de 18 °C (CEMIG, 2002).

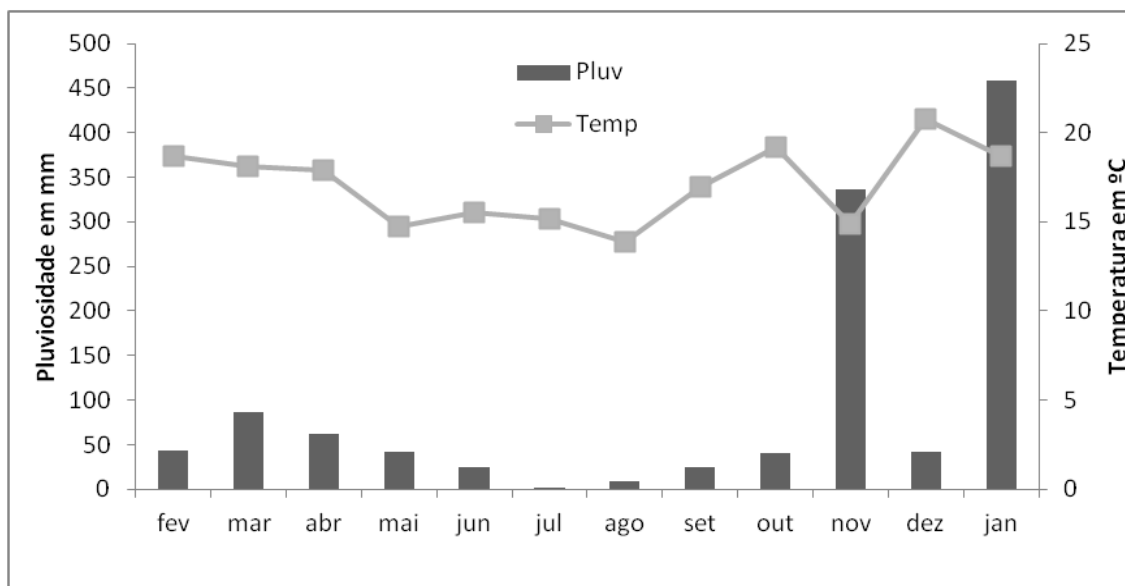


Figura 4.4: Pluviosidade mensal e médias mensais de temperatura na área de estudo no período de fevereiro de 2012 a janeiro 2013. Fonte: Estação meteorológica (Watch Dog 2000) do Laboratório de Ecofisiologia Vegetal, DEBIO, Universidade Federal de Ouro Preto.

4.3- COLETA E PREPARAÇÃO DOS SUBSTRATOS

O solo superficial (*topsoil*) utilizado como substrato em um dos tratamentos foi coletado em uma área nativa de campo ferruginoso (área de referência), próxima a área experimental (Figura 4.1). Para a coleta do *topsoil*, usou-se um quadro de 50x50 cm confeccionado com canos de PVC. Os pontos de coleta foram escolhidos aleatoriamente, sempre respeitando uma distância mínima de 10 m da borda da área de referência e 5 m de outros pontos de coleta de *topsoil* (Machado 2011). Todo o material delimitado pelo gabarito de PVC, inclusive a serapilheira, foi coletado até a obtenção de 0,025 m³ de material por ponto de coleta, volume este que foi alcançado retirando-se material até a profundidade de aproximadamente 10 cm.

Após a coleta em 24 pontos, o material foi homogeneizado pelo método de pilhas cônicas e pilha longitudinal (Luz *et al.* 2002) e em seguida, foi distribuído nas 24 parcelas sorteadas para este tratamento (Figura 4.7).

Na área minerada adjacente a parcela experimental (Figura 4.1), foram coletados, aproximadamente, 1800 kg de blocos de laterita. Estes blocos foram levados ao Laboratório de Preparação de Amostras LOPAG/DEGEO/EM/UFOP onde foram divididos em dois lotes e posteriormente triturados. Ambos os lotes passaram pelo britador de mandíbulas por duas vezes. O lote destinado à obtenção de uma granulometria mais fina foi, posteriormente, passado uma vez por um britador de mandíbulas pequeno, utilizado na preparação de amostras de rochas para análises químicas.

Após o processo de redução granulométrica, 0,6 m³ de cada um destes substratos, laterita grossa e laterita fina, foram transportados para a área experimental onde foram individualmente homogeneizados pelo método de pilhas cônicas e pilha longitudinal (Luz *et al.* 2002) e posteriormente dispostos nas 24 parcelas sorteadas para cada um dos substratos (Figura 4.7)

Os substratos testados apresentaram diferenças significativas na quantidade de material pertencente a cada uma das classes granulométricas avaliadas. A laterita fina foi a menos cascalhosa, e a mais homogênea na distribuição das demais frações, tendo diferido estatisticamente dos demais substratos em todas as frações granulométricas. O *topsoil* e a laterita grossa, de forma geral, apresentaram maiores semelhanças. Diferenças significativas foram encontradas somente nas frações cascalho, areia muito grossa, areia grossa e silte/argila. Exceto pelo cascalho e pela areia média, a laterita grossa apresentou massas mais elevadas das frações granulométricas que o *topsoil* (Figura 4.5).

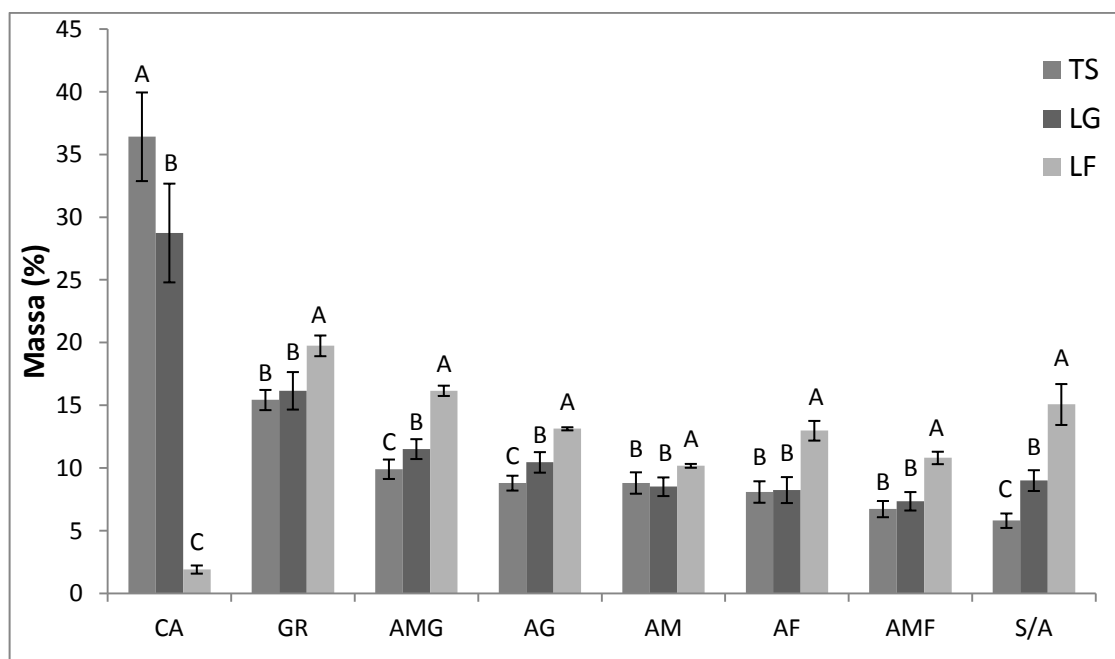


Figura 4.5: Porcentagem média das diferentes frações granulométricas nos substratos utilizados LG- Laterita grossa; LF- Laterita fina, TS- *Topsoil*. CA- cascalho (>4mm); GR – grânulo (>2 mm); AMG- areia muito grossa (>1mm); AG- areia grossa (>0,5mm), AM- areia média (>0,25mm), AF- areia fina (>0,125mm); AMF- areia muito fina (>0,063mm); S/A – silte e argila (<0,063mm). Classificação das frações conforme classes nominais de Wentworth (1922). Letras diferentes em uma mesma classe granulométrica indicam diferença significativa entre as médias de massa dos substratos naquela classe granulométrica ($p > 0,05$).

4.4- PREPARAÇÃO DAS PLANTAS

As mudas de *Eremanthus erythropappus* utilizadas neste estudo foram obtidas no viveiro do Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF- MG) no mês de outubro de 2011. Nessa ocasião, as plantas apresentavam média de 30 cm de altura da parte aérea, diâmetro da base do caule de 4 mm

(Figura 4.6A) e média de biomassa seca de 2,64 g. Foram sorteados 36 indivíduos do lote total para a determinação da biomassa seca de folhas, caule e raízes (ver seção 4.7.1, abaixo). As demais mudas passaram por um período de 45 dias de aclimação nos substratos a serem testados nas parcelas experimentais.

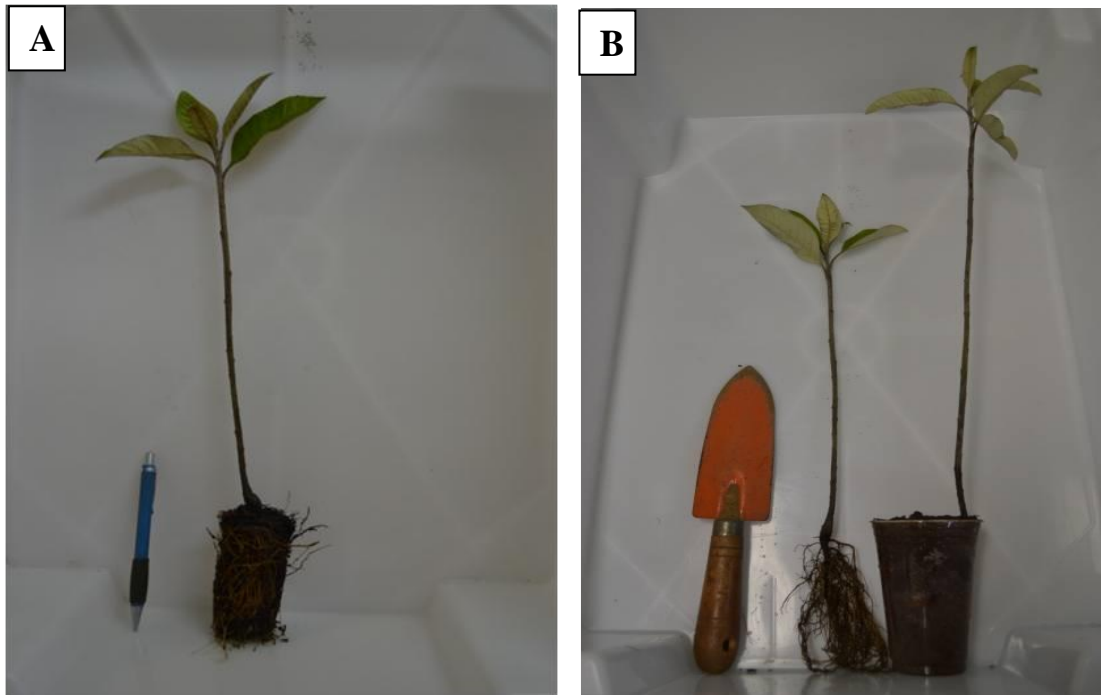


Figura 4.6 Mudas de *E. erythropappus* recém chegadas do viveiro. (A) Muda antes da remoção do substrato aderido as raízes. (B) Muda após remoção do substrato aderido as raízes e indivíduo transplantado em recipientes preenchidos com um dos substratos avaliados no estudo

Cuidadosamente, o substrato proveniente do viveiro aderido ao sistema radicular foi retirado mergulhando-se e agitando-se suavemente as raízes das plantas em recipiente com água. Após a retirada do substrato, as mudas foram separadas aleatoriamente em três lotes contendo 18 mudas cada. Posteriormente, cada muda foi plantada, individualmente, em recipientes (copos descartáveis) de 300 ml de volume contendo o substrato para o qual elas seriam transplantadas quando levadas para o campo no início de dezembro de 2011 (Figuras 4.6A e B). A remoção do substrato proveniente do viveiro do sistema radicular das plantas foi necessária, pois este poderia contaminar os substratos em campo e interferir nos resultados das análises geoquímicas. Nos 45 dias que antecederam o plantio das mudas em campo, elas permaneceram no Horto Botânico DEBIO/UFOP em condições ambientais recebendo irrigação uma vez ao dia.

4.5- TRATAMENTOS

As 54 mudas foram plantadas no campo na segunda semana de dezembro de 2011. Setenta e duas parcelas foram instaladas de forma a compor os seguintes tratamentos (Figuras 4.7):

- 06 parcelas – Laterita grossa sem vegetação
- 18 Parcelas – Laterita grossa + *E. erythropappus*
- 06 Parcelas – Laterita fina sem vegetação
- 18 Parcelas – Laterita fina + *E. erythropappus*
- 06 Parcelas – *Topsoil* sem vegetação
- 18 Parcelas – *Topsoil* + *E. erythropappus*

LGP	LG	LFP	LFP	LF	LGP	LGP	LFP	VZ	LFP	VZ	LGP	VZ	LFP	LFP						
LGP	LFP*	TS	LGP	LG*	TSP	TSP	LF	LGP	LF	TSP	TSP	LG	LGP	LFP*	TSP	LGP	LFP*	TSP*	LGP*	
TS*	TSP*	LGP	TSP	LFP*	TSP*#	LG	LFP	LG	TS	TSP	LFP	LGP	TSP	LFP	LF*	TSP	LGP*#	TS	TSP*	
LF	LGP	LFP	LFP	TS	TSP	TSP	LFP	LGP	TSP	LFP	LG	LGP	LGP	TSP	TSP	LFP	LF	LGP	TS	

Figura 4.7: Esquema mostrando a distribuição ao acaso dos tratamentos na área experimental. Legenda: LGP- Parcela preenchida com laterita grossa com planta. LFP- Parcela preenchida com laterita fina com planta. TSP- Parcela preenchida com *topsoil* com planta. LG- Parcela preenchida com laterita grossa sem planta. LF- Parcela preenchida com laterita fina sem planta. TS- Parcela preenchida com *topsoil* sem planta. VZ- Parcela vazia. #* indicam respectivamente as parcelas nas quais foram instalados os sensores para aferição da temperatura e do potencial mátrico dos substratos.

Das 18 plantas colocadas nas parcelas por tratamento, algumas foram destinadas para outros experimentos que não estão descritos neste trabalho. Desta forma, ao final dos experimentos de campo foram coletadas 10 plantas de cada um dos tratamentos com as lateritas, e seis plantas do substrato *topsoil*. O menor número de plantas do substrato *topsoil* se deu devido a elevada taxa de mortalidade destas, que será descrita nos resultados. Ao final de um ano de experimento, os indivíduos utilizados para as análises geoquímicas e de biomassa seca no presente estudo foram sorteados.

Os cálculos das taxas de sobrevivência e do padrão de crescimento em altura e diâmetro do caule apresentados neste trabalho foram realizados levando em consideração as 18 plantas em cada tratamento.

4.6- CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS

Com o objetivo de identificar se o crescimento da candeia promove alguma alteração nos substratos utilizados estes foram caracterizados química e fisicamente antes e 12 meses depois do plantio das mudas no campo e comparados com os substratos desprovido de vegetação. A caracterização inicial dos substratos também foi utilizada para determinar as diferenças químicas e físicas entre os substratos.

Para as análises iniciais dos substratos, cinco amostras de cada um dos substratos foram coletadas antes da distribuição nas parcelas no campo. Para caracterização após 12 meses de experimento, foram utilizadas amostras obtidas em cada uma das parcelas, inclusive naquelas sem a presença de indivíduos de *Eremanthus erythropappus*. Para a coleta do substrato nas parcelas com

plantas, buscou-se coletar o maior volume possível do substrato aderido as raízes das plantas (rizosfera).

As amostras iniciais e finais dos substratos tiveram a concentração dos elementos químicos (Al, As, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sr, Th, Ti, V, Y, Zn, e Zr), determinada por meio da extração sequencial. Essa metodologia permite determinar a concentração dos elementos químicos conforme suas formas na amostra. Desta maneira, determina-se a concentração dos elementos livres, associados a óxidos e associados a matéria orgânica e a sulfetos. (a metodologia da extração sequencial está descrita detalhadamente na secção 4.6.3.2). Como a metodologia de extração sequencial é mais sensível às alterações químicas no substrato, ela foi aplicada nas amostras iniciais e finais no intuito de verificar diferenças entre um mesmo substrato nessas duas condições.

Para caracterização inicial dos substratos, as amostras foram analisadas também quanto a: granulometria, fertilidade e concentração total de Al, As, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sr, Th, Ti, V, Y, Zn, e Zr) determinada após digestão total dos substratos. A metodologia detalhada destas análises está apresentada nas secções seguintes.

4.6.1- Análises Granulométricas

Amostras dos três substratos foram secas em estufa a 40 °C por 72 horas, homogeneizadas e quarteadas. Em seguida, subamostras com 800 g foram encaminhadas para análise granulométrica a seco, utilizando-se peneiras com malhas de 5, 10, 18, 35, 60, 120, e 230 mesh, que foram submetidas a agitação mecânica por 20 minutos para separação do material. Após o peneiramento a massa de cada fração granulométrica foi determinada e o material foi classificado segundo classes nominais de Wentworth (1992).

4.6.2- Fertilidade

Subamostras dos substratos foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV), onde foram realizadas as análises de diversos parâmetros relacionados à fertilidade como: pH em água, N total, P total, P remanescente, K, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H+Al, soma de bases, capacidade de troca catiônica efetiva e em pH 7, saturação por bases, índice de saturação por alumínio e teor de matéria orgânica. A determinação do nitrogênio foi realizada pelo método Kjeldahl. Para determinação do P e K utilizou-se o extrator Mehlich 1, já para determinação do Ca, Mg, e Al utilizou-se como extrator solução de KCl 1mol/l. A determinação do Al associados aos íons H⁺ foi conduzida pela extração com solução de acetato de cálcio 0,5 mol/l em pH 7.0. Os

procedimentos analíticos para as variáveis citadas acima seguiram metodologia descrita pela Embrapa (1997).

4.6.3- Geoquímica

Amostras dos substratos foram submetidas a dois processos de caracterização geoquímica: definição do *background* geoquímico por meio da digestão total e análise da concentração dos elementos associados a diferentes frações dos substratos por meio da extração sequencial.

A digestão total solubiliza todos os elementos presentes no substrato, fornecendo então informações sobre a concentração total dos elementos nos substratos. No entanto, com essa metodologia não é possível obter informações sobre a fitodisponibilidade dos elementos ou de que forma eles se encontram ligados às frações do solo. Diante disso, neste estudo optou-se também por realizar a metodologia de extração sequencial proposta pela Community Bureau of Reference –BCR (posteriormente nomeada Standards, Measurements and Testing Programme) (Rauret *et al.* 2001). A extração sequencial determina a concentração dos elementos conforme suas associações no substrato (concentração dos elementos livres, elementos associados a óxidos, matéria orgânica e sulfetos).

Após a secagem, homogeneização e quarteamento das amostras, porções destas passantes na peneira de 260 mesh foram encaminhadas para o Laboratório de Geoquímica DEGEO/UFOP/EM, onde os elementos químicos das amostras foram colocados em solução pela digestão total e pela extração sequencial. Após a solubilização das amostras a concentração dos elementos Al, As, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sr, Th, Ti, V, Y, Zn, e Zr foi determinada por meio de espectrometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICPOES - Agilent 725).

4.6.3.1- Digestão Total

As amostras dos substratos, passantes na peneira de 260 mesh, foram colocadas na estufa a 100° C por duas horas para secagem. Posteriormente, pesou-se 0,250 gramas de amostra em frascos de teflon (Savillex) de massa previamente determinada. Após a pesagem adicionou-se em cada um destes frascos 3 ml de ácido clorídrico 10 mol/l e 1 ml de ácido nítrico 10 mol/L. Após as adições, os frascos de teflon foram colocados abertos sobre placa aquecedora a 100°C até a secagem completa da solução. Posteriormente à secagem, adicionou-se 2 ml de ácido fluorídrico concentrado em cada frasco e estes foram novamente colocados abertos sobre a chapa a aproximadamente 140°C até a completa evaporação da porção líquida da solução. Após a secagem foram adicionados, novamente, 2 ml de ácido fluorídrico concentrado a cada frasco, e dessa vez eles foram tampados e deixados sobre a placa aquecedora a aproximadamente 140 °C, por 30 horas.

Findadas as 30 horas, os frascos foram colocados para resfriar e em seguida foram abertos e colocados sobre a chapa a 110°C para que o ácido fluorídrico evaporasse. Após a secagem adicionou-se 2 ml de ácido nítrico 10 mol/l e procedeu-se o processo de secagem. Esse último passo foi realizado mais uma vez e em seguida foi adicionado 2 ml de ácido clorídrico 10 mol/l que foram levados a secar na chapa aquecedora a 110°C. Na última etapa foram adicionados 25 ml de ácido nítrico 2 mol/l nos frascos que foram tampados e colocados na chapa a 100°C por mais duas horas. Após o resfriamento, os frascos foram pesados e o volume final da solução determinado. Em seguida as amostras solubilizadas foram encaminhadas para determinação da concentração dos elementos químicos no ICPOES.

O procedimento da digestão total foi acompanhado por um branco para certificação da qualidade dos reagentes utilizados e da ausência de contaminação. Para validação do procedimento de digestão total e determinação dos elementos químicos por ICPOES foi utilizado o material de referência, certificado, GBW 07406 (solo).

4.6.3.2- Extração Sequencial

Para a extração sequencial sub-amostras dos substratos foram colocadas em estufa a 100°C por duas horas. Em seguida, pesou-se 0,5 g de amostras que imediatamente foram transferidas para tubos de centrífugas de 50 ml de capacidade, onde foram inicialmente umedecidas com cerca de 1 ml de água deionizada até que se observasse a formação de uma massa pastosa.

Feito isso, iniciou-se o procedimento de extração da etapa trocável da extração sequencial, ou seja, obtenção da solução contendo os elementos livres no substrato. Para extração desses elementos adicionou-se a cada tubo 20 ml de solução de ácido acético 0,11 mol/L, e os tubos foram mantidos em constante agitação por 16 horas em um agitador do tipo *end over end*. Findadas as 16 horas, os tubos foram centrifugados a 300g por 20 minutos para a separação da fase sólida da líquida. Em seguida, a fase líquida de cada tubo foi cuidadosamente recolhida com uma seringa que foi acoplada a um filtro equipado com membrana 0,45µm. Após a passagem pelo filtro, a solução líquida foi vertida em frascos previamente limpos.

Após a retirada da porção líquida de cada tubo, resquícios da solução extratora usada anteriormente foram removidos com a adição de 20 ml de água deionizada e posterior movimentação dos tubos no agitador *end over end* por 15 minutos. Após passarem pelo processo de agitação, os tubos foram novamente colocados na centrífuga por 20 minutos a 300 g. Em seguida, a fase líquida foi retirada com uma seringa e desprezada, deixando assim a porção sólida presente nos tubos pronta para o início do processo de obtenção da etapa redutível.

Para extração da etapa redutível, na qual são extraídos os elementos associados a óxidos, foram adicionados a cada tubo 20 ml da solução de cloridrato de hidroxilamina 0,5 mol/L com pH 2. Após a adição, realizou-se o mesmo processo descrito anteriormente para extração da etapa trocável.

Finalizada a extração da solução da etapa redutível e o processo de remoção dos resquícios de solução extratora da etapa redutível, iniciou-se o processo de extração da etapa oxidável, ou seja, dos elementos associados a matéria orgânica e a sulfetos. Inicialmente adicionou-se 5 ml de peróxido de hidrogênio 8,8 mol/l em cada tubo. Após essa adição, esses tubos foram colocados em béqueres parcialmente preenchidos com água e colocados sobre a chapa aquecedora de forma que a água contida no béquer mantivesse temperatura por volta de 85°C. Os tubos foram deixados nesse banho Maria até que o volume da solução alcançasse o volume aproximado de 1,5 ml, ou seja, a solução se apresentasse com aspecto pastoso. Após isto, foram novamente adicionados 5 ml de peróxido de hidrogênio e aguardou-se que a solução, novamente, reduzisse o volume para cerca de 1,5 ml. Posteriormente a esse procedimento, foram adicionados 25 ml de solução de acetato de amônio 1 mol/L a cada tubo. Após essa adição, iniciou-se novamente o procedimento de agitação centrifugação e separação da porção líquida das soluções como descrito acima para as etapas trocável e redutível.

Após o processo de extração, todas as soluções foram armazenadas sobre refrigeração até a determinação da concentração dos elementos químicos por ICPOES.

Todas as rodadas de amostras foram acompanhadas por um branco para certificação da qualidade dos reagentes utilizados e da ausência de contaminação. Para validação do procedimento de extração sequencial e determinação dos elementos químicos foi utilizado o material de referência, certificado, BCR 701 (sedimento de lago).

4.7 - CARACTERIZAÇÃO DAS PLANTAS

4.7.1 – Determinação da Biomassa e Crescimento das Plantas

Para compreender como cada um dos substratos interferiu no crescimento de *E. erythropappus* a biomassa seca dos indivíduos antes do plantio e após um ano de crescimento em campo foi mensurada, além da taxa de crescimento relativo das mesmas.

No momento de preparação das mudas a serem transplantadas em campo, 36 indivíduos de candeia tiveram o substrato aderido as suas raízes retirado, e em seguida foram divididos em raízes, caule e folhas. Esses tecidos foram cuidadosamente lavados em água destilada e passados em água deionizada. Posteriormente, essas porções vegetais foram acondicionadas em sacos de papel e colocadas para secar em estufa de circulação por 96 h a 40 °C, ou seja, até peso constante, sendo em

seguida determinado em balança de precisão o peso dos diferentes órgãos destas plantas (plantas controle).

Para se avaliar o crescimento das plantas em campo, no decorrer do ano as mudas foram mensuradas mensalmente quanto à altura e diâmetro da base do caule. Pontos foram marcados com tinta para tecido têxtil na base do caule, servindo de referência para a realização de todas as mensurações no decorrer do ano. A altura foi mensurada com uma trena, enquanto as medidas de diâmetro eram tomadas com um paquímetro digital. Os dados obtidos dessas mensurações foram utilizados para calcular a taxa de crescimento relativo das plantas. Esse cálculo foi feito pela seguinte fórmula: $INC = (\varnothing_f - \varnothing_i) \times 100 / \varnothing_i$, onde INC indica incremento em altura ou diâmetro, \varnothing_f indica altura ou diâmetro do caule no final e \varnothing_i no início de cada período avaliado. Ao final de 12 meses de experimento, os indivíduos passaram pelo mesmo processo de preparação e determinação da massa seca descrito para o lote de plantas preparados antes do início dos experimentos de campo.

4.7.2 – Determinação da Composição Química das Plantas

No intuito de se conhecer como cada um dos substratos interferiu na absorção translocação e acúmulo de elementos químicos em *E. erythropappus*, a concentração química de diversos elementos foi mensurada em seus órgãos (raízes, caule e folhas). Esse procedimento foi realizado com as plantas controle e com as plantas que permaneceram em campo por um ano.

Após passarem pelo processo de lavagem, secagem e determinação da massa seca, já descrito para plantas controle (Secção 4.7.1), as plantas foram trituradas em moinho de facas e encaminhadas para o Laboratório de Geoquímica DEGEO/EM/UFOP onde as amostras foram solubilizadas por digestão ácida e em seguida tiveram a concentração de Al, As, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sr, Th, Ti, V, Y, Zn, e Zr determinada no ICPOES.

Para solubilização das amostras vegetais utilizou-se metodologia de digestão ácida com auxílio de micro-ondas (Gonzalez *et al.* 2009). Inicialmente as amostras foram mantidas em estufa a 50°C por 3 horas para eliminação da umidade, em seguida pesou-se 0,25 gramas, que foram imediatamente transferidas para os tubos do equipamento de micro-ondas nos quais foram adicionados 7 ml de ácido nítrico 2 mol/L e 1 ml de peróxido de hidrogênio. Posteriormente, os frascos foram frouxamente tampados e mantidos em capela por 12 horas para a pré-digestão das amostras. Finalizado esse período, procedeu-se o procedimento de fechamento dos frascos e a colocação destes no equipamento de micro-ondas (Milestone/Ethos one) com programação de aquecimento conforme demonstrado na figura 4.8.

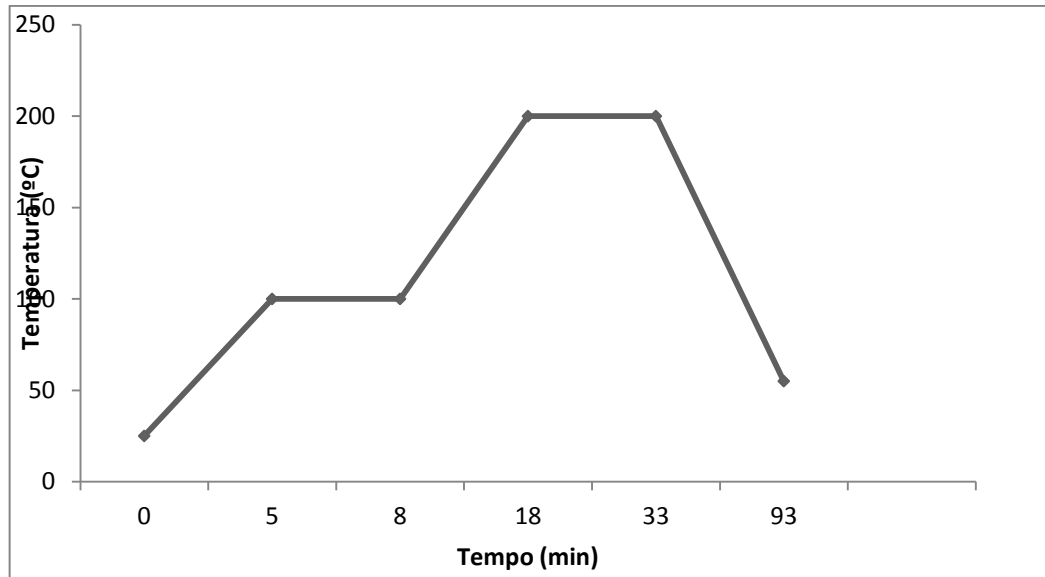


Figura 4.8: Programa de aquecimento utilizado no microondas Milestone/Ethos one para auxílio na digestão das amostras vegetais.

Após o desligamento do micro-ondas aguardou-se cerca de duas horas para que as soluções atingissem a temperatura ambiente e então os frascos foram abertos. Após a abertura, as soluções foram transferidas para tubos de centrifuga de 15 ml de capacidade previamente limpos e pesados. Durante a transferência foi utilizada água ultrapura para retirada de toda a solução dos frascos de micro-ondas e para elevar o volume da solução para 15 ml. Posteriormente, os frascos de centrifuga contendo as soluções foram novamente pesados, o volume final da solução de plantas solubilizadas foi determinado e estas foram encaminhadas para determinação da concentração dos elementos no ICPOES.

Todas as rodadas de amostras foram acompanhadas por um branco para certificação da qualidade dos reagentes utilizados e da ausência de contaminação. Para validação do procedimento de solubilização e determinação da concentração dos elementos químicos foi utilizado o material de referência, certificado, NIST 1515 (folhas de maçã).

4.8 - DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE ABSORÇÃO BIOLÓGICA E DE TRANSLOCAÇÃO.

De posse da concentração dos elementos químicos nos diferentes órgãos vegetais calculou-se o coeficiente de absorção biológica e de translocação no intuito de entender como ocorreu a absorção, translocação e armazenamento dos elementos químicos por *E. erythropappus* nos substratos avaliados.

O Coeficiente de Absorção Biológica das plantas (CAB) mostra a relação do vegetal com o substrato quanto a absorção dos elementos químicos. Valores de CAB acima de um indicam que o vegetal apresenta concentração do elemento químico em questão superior à concentração encontrada no substrato.

No presente estudo, o CAB foi avaliado levando-se em conta a concentração dos elementos químicos apontados pelas três primeiras etapas da extração sequencial, ou seja, os elementos disponíveis ou facilmente disponibilizáveis para plantas. Essa metodologia de cálculo tem a vantagem de não considerar a fração dos elementos químicos imobilizados no solo, ou seja, que dificilmente serão captados pelas plantas ou entrarão na biosfera (Chojnacka *et al.* 2005).

Para o cálculo do CAB, obteve-se a média da concentração de cada um dos elementos em todo corpo da planta ($[\text{raiz}] + [\text{caule}] + [\text{folha}] / 3$) e dividiu-se pelo somatório da concentração destes nas três primeiras etapas da extração sequencial ($[\text{etapa trocável}] + [\text{etapa redutível}] + [\text{etapa oxidável}]$).

Além de se calcular o coeficiente de absorção biológica, avaliou-se também o coeficiente de translocação dos elementos pelas plantas (CT) no diferentes substratos. Este coeficiente indica em qual parte das plantas, aérea ou radicular, cada elemento químico é preferencialmente armazenado. O coeficiente de translocação é determinado pela razão entre a média de concentração de um dado elemento na parte aérea da planta pela concentração deste no sistema radicular ($([\text{folha}] + [\text{caule}] / 2) / ([\text{raiz}])$). Coeficientes de translocação acima de um indicam preferência por armazenamento do elemento na porção aérea da planta, enquanto valores menores que um indicam acúmulo preferencial do elemento no sistema radicular.

4.9- COLETA DE DADOS MICROCLIMÁTICOS E DE POTENCIAL MÁTRICO NA ÁREA EXPERIMENTAL

O clima pode interferir decisivamente no crescimento das plantas e na ocorrência de alterações nos substratos. Dessa forma, para melhor entendimento dos resultados obtidos neste estudo a temperatura e pluviosidade na área experimental foram monitoradas constantemente. Esse acompanhamento se deu por meio de uma estação meteorológica (Watch Dog 2000) do Laboratório de Ecofisiologia Vegetal DEBIO/ICEB/UFOP, instalada próxima a área experimental (Figura 4.1).

Para monitoramento da disponibilidade hídrica dos substratos utilizados foram escolhidas quatro parcelas de cada um destes (Figura 4.7). Em cada uma das parcelas escolhidas foi instalado um sensor de resistência elétrica (Watermark 200SS). Estes sensores são compostos por um bloco de resistências elétricas inseridas em uma matriz granular delimitada por um tubo metálico com perfurações. Os sensores foram instalados a 5 cm de profundidade e eram conectados por meio de cabos a um *datalogger* (Watermark 900m) (Figura 4.9 A e B) que converte as medidas de resistência aferidas pelos sensores em medidas de potencial mátrico (Shock *et al.* 1998). Este sistema de mensuração foi programado para fazer leituras do potencial mátrico dos substratos a cada hora.

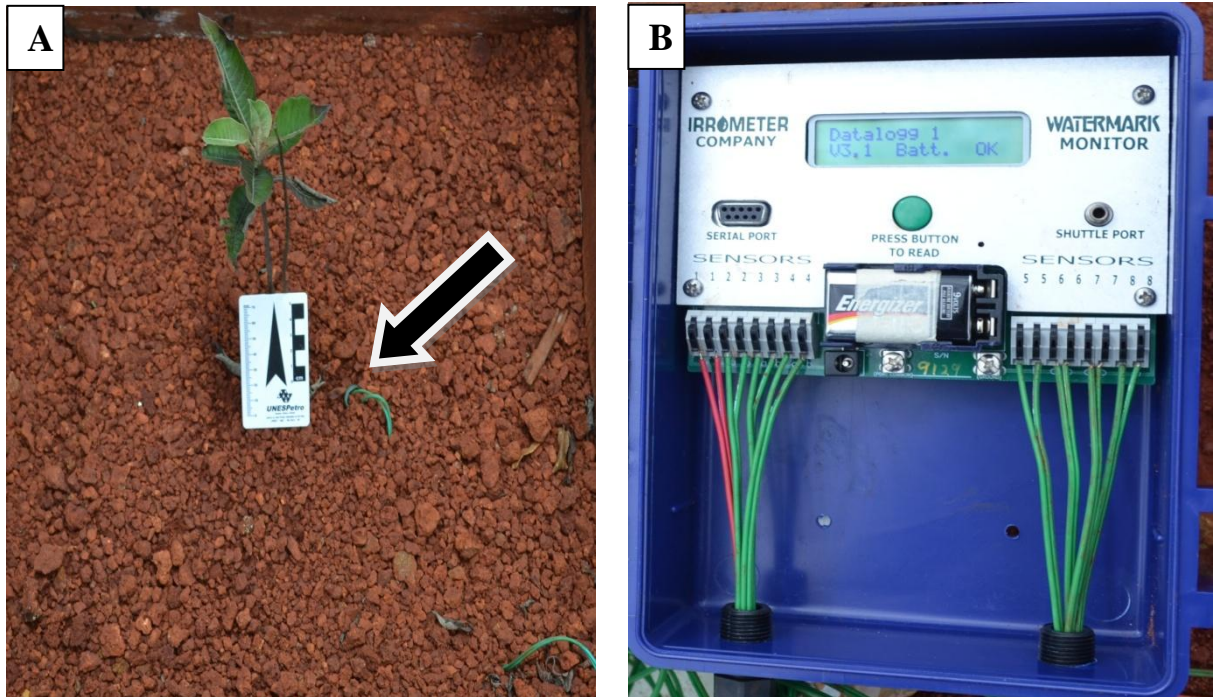


Figura 4.9: (A) Detalhe de uma parcela contendo um sensor de resistência elétrica para determinação do potencial mátrico do substrato. (B) *Datalogger* utilizador para converter as leituras de resistência elétrica em valores de potencial mátrico e para armazenar os dados.

O conjunto de equipamentos descrito acima para mensuração do potencial mátrico do solo apresenta limite de quantificação de potencial mátrico de aproximadamente - 0,239 Mpa, (<http://www.irrometer.com>) valores bem acima dos esperados para substratos em ambientes savânicos na estação seca. Desta forma, a partir do momento que os substratos alcançavam valores de potencial mátrico de aproximadamente - 0,239 Mpa todas as medidas realizadas até que os valores ficassem novamente acima desta faixa eram sempre as mesmas. Essa limitação fez com que eventuais diferenças de potencial mátrico dos substratos, ocorridas abaixo do limite mínimo do equipamento não fossem apontadas pelo mesmo. Em adição a essa limitação do equipamento, o fato dos valores de potencial mátrico apresentarem grande variância devido as sazonalidade das precipitações contribui para que algumas diferenças de valores de potencial mátrico ocorridas entre os substratos fossem mascaradas pelas médias, sobretudo quando se considera um intervalo de tempo com períodos chuvosos e períodos secos.

No intuito de minimizar tal problema, optou-se por avaliar o comportamento do potencial mátrico dos substratos em duas condições distintas, com maior e menor pluviosidade. Escolheu-se para tal análise em maior detalhe um conjunto de dias chuvosos (10 de maio a 06 de junho de 2012) seguidos de dias secos (07 de junho a 05 de julho de 2012), para que o dessecamento dos substratos pudesse ser visualizado. No período selecionado para avaliação em que houve menor incidência de chuvas os valores de potencial mátrico dos substratos não alcançaram o limite de quantificação do equipamento.

4.10- PROCEDIMENTOS ESTATÍSTICOS

Inicialmente avaliou-se a normalidade dos dados por meio da aplicação do teste Kolmogorov-Smirnov, com 5% de significância. Posteriormente, a existência de diferenças estatísticas entre as comparações realizadas foi avaliada por meio de teste t de student quando se tratavam de comparações de dois tratamentos com dados normais. Em caso de dados não-paramétricos, diferenças estatísticas entre comparações de dois tratamentos eram realizadas com a aplicação do teste de Mann-Whitney.

A avaliação da existência de diferenças significativas nas comparações de três ou mais tratamentos em que os dados tinham distribuições normais foi realizada com aplicação de ANOVA, seguida de teste de Tuckey quando necessário. Já as comparações de três ou mais tratamentos quando os dados não eram paramétricos foram avaliadas por meio da aplicação do teste Kruskal-Wallis, seguido do teste Mann-Whitney quando necessário.

A diferenciação dos substratos nas distintas condições em que os mesmos foram testados foi avaliada, graficamente, por meio da Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando-se os dados da extração sequencial. A PCA reduz as variáveis que interferem na distinção das amostras avaliadas em componentes principais. Além dessa redução a PCA aponta a intensidade da participação de cada uma das variáveis na composição das componentes principais. No presente estudo, as variáveis que podiam interferir na segregação dos diferentes grupos de amostras era a concentração dos elementos químicos. Desta forma a PCA mostrou como os grupos de amostra se separavam e a participação de cada um dos elementos químicos nesta separação.

Todos os testes estatísticos foram realizados com 5 % de significância e para realização destes foi utilizado o programa estatístico MINITAB 16®.

CAPÍTULO 5

RESULTADOS

5.1- CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS QUANTO AO POTENCIAL MÁTRICO

Ao comparar as médias anuais de potencial mátrico dos três substratos no período de fevereiro a novembro de 2012, observou-se que os valores apresentados pela laterita fina (-0,087 MPa) e pela laterita grossa (-0,089 MPa) não diferiram-se estatisticamente. No entanto, as duas lateritas apresentaram valores significativamente diferentes do *topsoil* (-0,072 MPa) (Figura 5.1).

No período de maior pluviosidade escolhido, de 10 de maio a 6 de junho de 2012, o volume de precipitação foi de 44,8 mm. Neste período, o potencial mátrico dos substratos não diferiram significativamente, apresentando valores próximos a -0,023MPa. Entre 7 de junho a 5 de julho, no qual a precipitação pluviométrica foi de apenas 5,4 mm, os valores de potencial mátrico foram estatisticamente diferentes entre os três substratos, sendo que a laterita grossa apresentou média de potencial mátrico mais baixa (-0,146 MPa) seguida pela laterita fina (-0,110 MPa) e pelo *topsoil* (-0,073 MPa) (Figuras 5.2 e 5.3).

Dos 324 dias em que o potencial mátrico foi analisado, em 23,1% deles as lateritas apresentaram medias significativamente diferentes, sendo que destes, em 18,8% dos dias a laterita grossa apresentou médias diárias inferiores a laterita fina. É importante ressaltar que em outros 22,8% dos dias a os valores de potencial mátrico estavam acima do limite de quantificação dos equipamentos o que indica que provavelmente a laterita grossa apresentava valores menores, pois esse substrato sempre alcançava o limite de quantificação do equipamento primeiro (Figura 5.3).

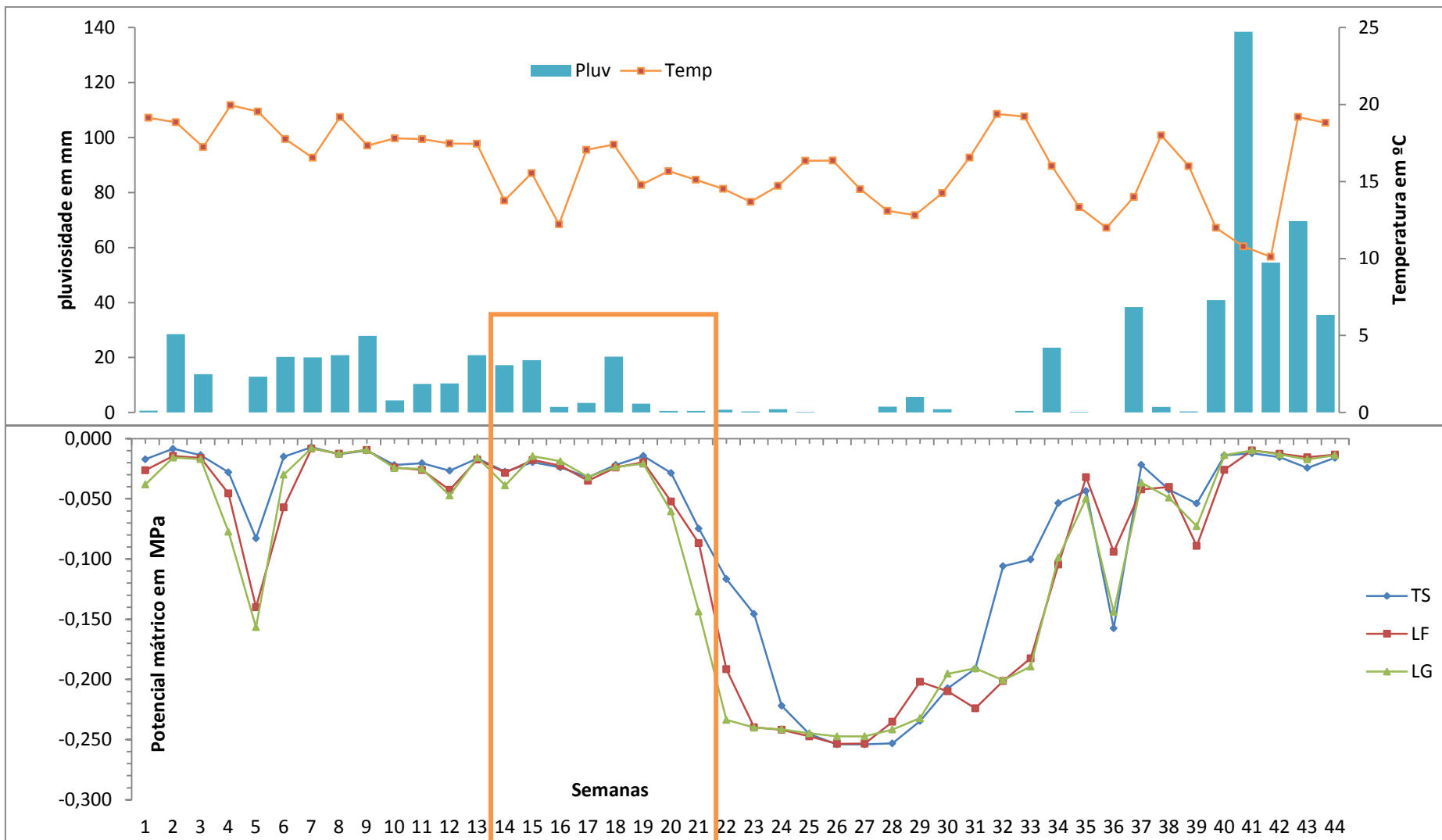


Figura 5.1: Pluviosidade e média de temperatura semanal na área de estudo. Média semanal de potencial mátrico nos diferentes substratos avaliados. As semanas referem-se ao período de 01 de fevereiro a 30 de novembro do ano de 2012. TS= *topsoil*, LF = laterita fina e LG = laterita grossa. Marcação na figura refere-se aos períodos detalhados nas figuras seguintes.

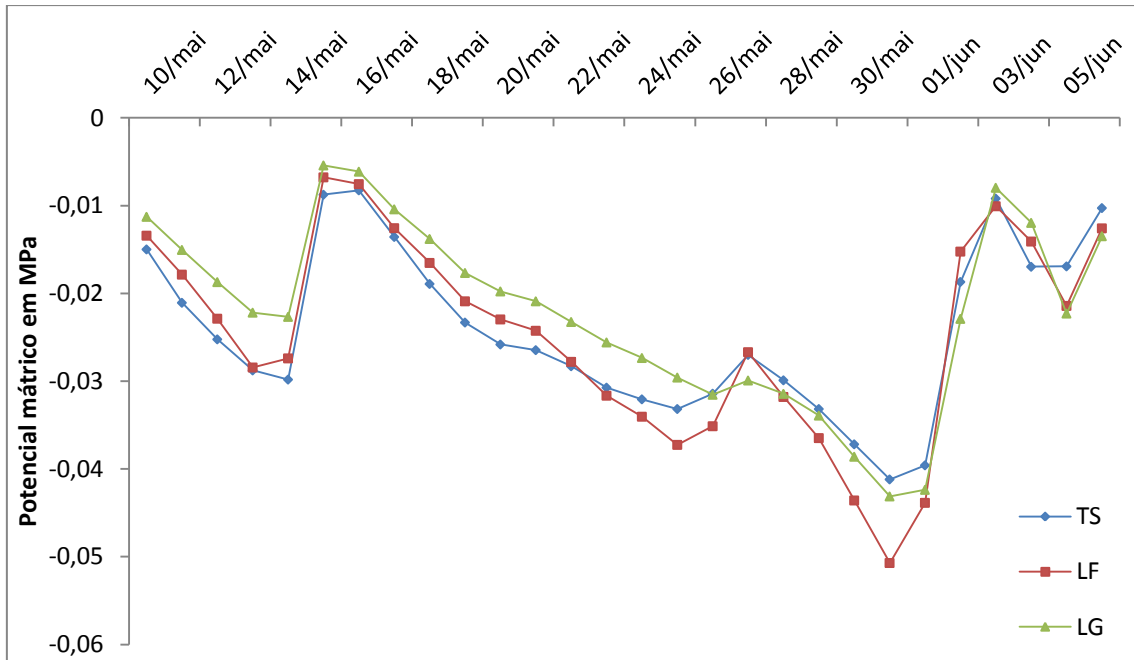


Figura 5.2: Média diária de potencial mátrico nos diferentes substratos no período de 10 de maio a 6 de junho de 2012. Na figura esse período corresponde as semanas 14 a 17. TS= *topsoil*, LF = laterita fina e LG = laterita grossa.

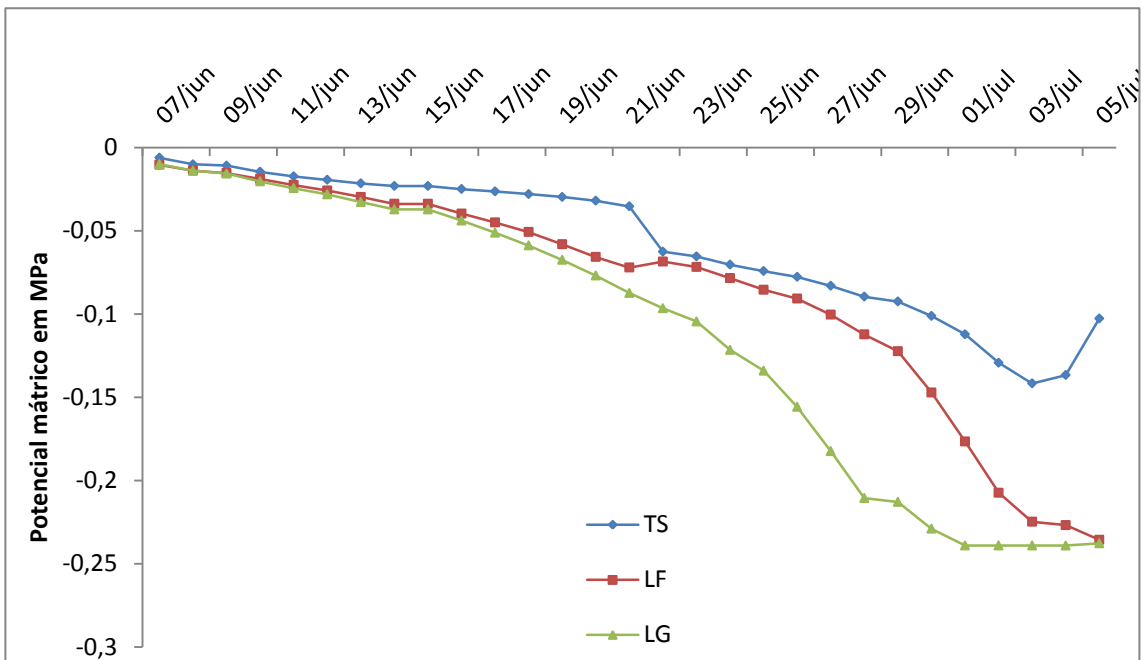


Figura 5.3: Média diária de potencial mátrico nos diferentes substratos no período de 7 de junho a 5 de julho de 2012. Na figura esse período corresponde às semanas 18 a 21. TS= *topsoil*, LF = laterita fina e LG = laterita grossa.

5.2- PARÂMETROS RELACIONADOS À FERTILIDADE

Os valores das variáveis relacionadas à fertilidade dos substratos, como esperado, mostraram-se semelhantes entre as lateritas fina e grossa, e bastante diferentes entre esses dois substratos e o *topsoil* (Tabela 5.1). Comparando-se as lateritas entre si, diferenças pequenas, porém significativas, foram encontradas para os seguintes parâmetros: pH capacidade de troca catiônica, concentração de fósforo, potássio e alumínio associado a íons H⁺.

Tabela 5.1: Média dos valores de alguns parâmetros relacionados à fertilidade avaliados nos substratos antes do plantio das mudas. TS = *topsoil*, LF = laterita fina, LG = laterita grossa. N = nitrogênio total, P = Fósforo total, P-rem = Fósforo remanescente, SB = soma de bases trocáveis, CTC efetiva= capacidade de troca catiônica efetiva, CTC pH 7= capacidade de troca catiônica a pH 7,0, Sat. bases = Índice de saturação por bases, Ind. Sat. Al = Índice saturação por Alumínio, MO= Matéria orgânica.

Parâmetro	Substratos		
	<i>Topsoil</i>	Laterita Fina	Laterita grossa
N dag/kg	0,39 ^a	0,04 ^b	0,04 ^b
P mg/dm ³	6,40 ^a	1,76 ^b	1,04 ^c
P-rem mg/L	10,68 ^b	19,14 ^a	19,30 ^a
K mg/dm ³	65,40 ^a	13,40 ^b	11,00 ^c
Ca ²⁺ cmolc/dm ³	0,65 ^a	0,15 ^b	0,15 ^b
Mg ²⁺ cmolc/dm ³	0,18 ^a	0,05 ^b	0,04 ^b
Al ³⁺ cmolc/dm ³	1,66 ^a	0,00 ^b	0,00 ^b
H+Al cmolc/dm ³	22,56 ^a	2,22 ^c	2,42 ^b
SB cmolc/dm ³	0,99 ^a	0,24 ^b	0,23 ^b
CTC ef. cmolc/dm ³	2,65 ^a	0,24 ^b	0,23 ^b
CTC pH 7 cmolc/dm ³	23,55 ^a	2,46 ^c	2,65 ^b
Sat. Bases %	4,20 ^b	9,72 ^a	8,56 ^a
Ind. Sat. Al. %	62,54 ^a	0 ^b	0 ^b
pH	4,80 ^c	5,28 ^b	5,42 ^a
MO dag/kg	11,15 ^a	1,00 ^b	1,07 ^b

Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias (p<0,05).

O *topsoil* apresentou valores de nitrogênio total, capacidade de troca catiônica, matéria orgânica e alumínio associado a íons H⁺ cerca de dez vezes superiores aos encontrados nas lateritas. Considerando-se o P disponível, K, Ca, Mg e soma das bases trocáveis, os valores no *topsoil* foram cerca de cinco vezes superiores aos encontrados na laterita. Por outro lado, nas lateritas os valores de P

remanescente e a saturação por alumínio foram cerca de duas vezes superiores aos encontrados no *topsoil*. (Tabela 5.1)

5.3- CARACTERIZAÇÃO GEOQUÍMICA DOS SUBSTRATOS

Diferenças relevantes foram encontradas entre a concentração total dos elementos e as frações disponíveis ou facilmente disponibilizáveis (Tabelas 5.2, 5.3, 5.4 e 5.5). Os elementos Mg, Mo, As, Co, Ni, Sc, Th e Zr foram quantificados na digestão total, no entanto, não apresentaram concentrações fitodisponíveis quantificáveis pelo ICPOES.

No que se refere à extração total (Tabela 5.2) o *topsoil* apresentou valores significativamente superiores àqueles mensurados nas lateritas para todos os macro e micronutrientes. O único micronutriente que apresentou comportamento diferente foi o Mo que estava abaixo do limite de quantificação nas amostras do *topsoil*. Manganês, P e Cu apresentaram diferenças mais expressivas entre o *topsoil* e as lateritas. As médias de concentração destes elementos foram, respectivamente, cerca de quatro, três e duas vezes maiores no *topsoil*.

Em contraposição, os elementos não essenciais apresentaram concentrações totais estatisticamente superiores nas lateritas, exceto o Ba e Na, o Pb por sua vez não foi quantificado nas amostras das lateritas. As maiores diferenças nas concentrações dos elementos não essenciais entre o *topsoil* e as lateritas foram encontradas para Al, Sr, Ti, V, Y. (Tabela 5.2).

Comparando-se somente as lateritas, valores médios de concentração de K, Mg, Mn, Ba, Cr, Na, Ni, Sc e Sr foram significativamente maiores na laterita fina. Por outro lado, a laterita fina apresentou concentrações significativamente inferiores de P, S, Al, Ti e Y (Tabela 5.2).

Quando se compara o *topsoil* e as lateritas quanto às concentrações dos elementos químicos determinados pela extração sequencial (Tabelas 5.3, 5.4 e 5.5) observa-se, no geral, diferenças menos expressivas de concentração dos elementos químicos entre esses substratos. No entanto, alguns poucos elementos apresentaram um incremento nas diferenças de concentração entre os substratos. As maiores diferenças entre o *topsoil* e as lateritas na concentração de elementos na extração sequencial foram encontradas para os elementos Mn e Sr que na etapa trocável apresentaram respectivamente, concentrações cerca de 100 e 10 vezes superiores as concentrações encontradas nas lateritas. Na etapa redutível, os valores foram cerca 200 e 80 vezes superiores (Tabelas 5.3 e 5.4).

Alguns elementos que apresentaram concentração total mais elevada nas lateritas mostraram menores concentrações nas frações disponíveis e disponibilizáveis que às presentes no *topsoil*. Esse comportamento pode ser observado para elementos não essenciais Al, Cr, Sr (Tabelas 5.2, 5.3, 5.4 e 5.5).

Tabela 5.2: Média das concentrações totais (mg/kg) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais presentes nos substratos *topsoil*, laterita fina e laterita grossa. Média \pm desvio padrão.

Elementos	Substratos		
	<i>Topsoil</i>	Laterita fina	Laterita grossa
Macronutrientes			
Ca	374,2 \pm 109,9 ^a	133,1 \pm 5,9 ^b	152,4 \pm 71,2 ^b
K	530,0 \pm 18,3 ^a	327,2 \pm 3,6 ^c	405,1 \pm 4,1 ^b
Mg	340,2 \pm 9,5 ^a	258,7 \pm 2,5 ^c	275,6 \pm 2,9 ^b
P	1392,0 \pm 22,1 ^a	450,2 \pm 15,9 ^b	428,5 \pm 4,2 ^c
S	700,0 \pm 25,3 ^a	434,1 \pm 8,5 ^b	369,7 \pm 1,9 ^c
Micronutrientes			
Cu	43,2 \pm 16,8 ^a	20,4 \pm 2,1 ^b	21,8 \pm 1,3 ^b
Fe	359049,9 \pm 11509,9 ^a	207172,8 \pm 3262,6 ^b	214119,2 \pm 1682,2 ^b
Mn	2014,5 \pm 40,4 ^a	529,7 \pm 8,3 ^c	552,2 \pm 4,3 ^b
Mo	<LQ	5,5 \pm 0,2 ^a	5,2 \pm 0,2 ^a
Zn	68,4 \pm 18,4 ^a	42,0 \pm 1,9 ^b	43,4 \pm 1,7 ^b
Não essenciais			
Al	69982,7 \pm 2223,7 ^c	213005,8 \pm 1645,3 ^a	203725,4 \pm 1117,9 ^b
As	29,3 \pm 9,0 ^b	73,1 \pm 2,7 ^a	72,0 \pm 1,6 ^a
Ba	66,8 \pm 1,2 ^a	30,8 \pm 0,2 ^c	32,2 \pm 0,3 ^b
Co	13,1 \pm 0,3 ^b	22,1 \pm 0,6 ^a	21,4 \pm 0,3 ^a
Cr	188,0 \pm 4,6 ^c	327,1 \pm 6,7 ^b	344,3 \pm 2,6 ^a
Na	182,7 \pm 5,3 ^a	136,1 \pm 1,6 ^c	147,8 \pm 1,4 ^b
Ni	17,7 \pm 0,3 ^c	19,2 \pm 0,7 ^b	23,7 \pm 0,2 ^a
Pb	15,4 \pm 1,2	<LQ	<LQ
Sc	9,1 \pm 0,2 ^c	17,2 \pm 0,1 ^b	18,7 \pm 0,2 ^a
Sr	33,2 \pm 0,7 ^c	88,8 \pm 0,9 ^b	91,1 \pm 0,8 ^a
Th	23,8 \pm 0,7 ^b	46,3 \pm 0,4 ^a	47,0 \pm 0,9 ^a
Ti	7946,9 \pm 153,6 ^c	16696,6 \pm 257,8 ^a	16421,1 \pm 107,4 ^b
V	178,2 \pm 4,7 ^b	402,8 \pm 4,4 ^a	405,5 \pm 2,7 ^a
Y	12,9 \pm 0,3 ^c	27,0 \pm 0,6 ^a	25,9 \pm 0,5 ^b
Zr	235,3 \pm 7,6 ^b	459,4 \pm 5,7 ^a	451,5 \pm 3,9 ^a

<LQ - indica concentrações abaixo do limite de quantificação do equipamento (ICPOES).

Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias ($p < 0,05$).

Quanto às variações nas concentrações dos elementos químicos nos substratos analisados no início e no fim do experimento, verificou-se que, no geral, os três substratos apresentaram redução na concentração dos elementos após um ano no campo. Reduções mais acentuadas ao final do experimento foram observadas no *topsoil*. A presença de indivíduos de *E. erythropappus* não parece ter modificado a concentração dos elementos além das alterações observadas nos substratos sem a planta.

Utilizando-se os dados de concentração dos elementos químicos apontados por cada uma das etapas da extração sequencial avaliou-se, por meio da aplicação da Análise de Componentes Principais (PCA), a distinção entre os substratos no início e no final do experimento de campo e na presença e na ausência das plantas de *E. erythropappus*.

Tabela 5.3: Média das concentrações (mg/kg) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais determinados na etapa trocável da extração sequencial nos substratos *topsoil*, laterita fina e laterita grossa antes do início dos experimentos em campo. Média \pm desvio padrão.

Elementos	Etapa Trocável		
	<i>Topsoil</i>	Laterita Fina	Laterita Grossa
Macronutrientes			
Ca	159,43 \pm 5,16 ^a	50,07 \pm 5,24 ^b	48,08 \pm 10,31 ^b
K	90,32 \pm 3,70	<LQ	<LQ
P	24,85 \pm 1,36 ^a	17,46 \pm 0,21 ^b	17,17 \pm 0,38 ^b
S	64,48 \pm 5,72	<LQ	<LQ
Micronutrientes			
Cu	0,90 \pm 0,66 ^a	0,60 \pm 0,18 ^a	0,82 \pm 0,20 ^a
Fe	45,32 \pm 4,66 ^a	43,55 \pm 4,62 ^a	24,43 \pm 0,80 ^b
Mn	515,90 \pm 30,58 ^a	5,74 \pm 0,11 ^b	5,07 \pm 0,23 ^c
Zn	11,71 \pm 1,95 ^a	4,94 \pm 1,83 ^b	5,19 \pm 2,03 ^b
Não essenciais			
Al	1575,76 \pm 67,87 ^a	466,32 \pm 38,00 ^b	440,97 \pm 10,54 ^c
Ba	7,58 \pm 0,36 ^a	1,82 \pm 0,13 ^b	0,32 \pm 0,01 ^c
Cr	0,78 \pm 0,05 ^a	0,45 \pm 0,03 ^b	0,45 \pm 0,03 ^b
Na	27,04 \pm 1,34 ^a	7,96 \pm 1,21 ^b	5,69 \pm 1,24 ^c
Sr	1,88 \pm 0,07 ^a	0,18 \pm 0,01 ^b	0,15 \pm 0,01 ^c

<LQ - indica concentrações abaixo do limite de quantificação do equipamento (ICPOES).

Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias ($p < 0,05$).

Tabela 5.4: Média das concentrações (mg/kg) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais determinados na etapa redutível da extração sequencial nos substratos *topsoil*, laterita fina e laterita grossa antes do início dos experimentos em campo. Média \pm desvio padrão.

Elementos	Etapa Redutível		
	<i>Topsoil</i>	Laterita Fina	Laterita Grossa
Macronutrientes			
Ca	43,75 \pm 8,51 ^a	20,31 \pm 3,32 ^b	20,59 \pm 5,24 ^b
P	27,10 \pm 0,91 ^a	19,93 \pm 0,24 ^b	19,60 \pm 0,44 ^b
S	69,51 \pm 2,45 ^a	32,05 \pm 1,94 ^b	31,61 \pm 1,11 ^b
Micronutrientes			
Cu	2,28 \pm 0,64 ^a	0,74 \pm 0,17 ^b	1,17 \pm 0,27 ^b
Fe	2100,75 \pm 111,34 ^a	251,81 \pm 12,86 ^b	270,45 \pm 17,22 ^b
Mn	493,10 \pm 21,80 ^a	2,25 \pm 0,25 ^b	2,82 \pm 0,32 ^c
Zn	7,13 \pm 0,96 ^a	2,38 \pm 0,32 ^b	2,32 \pm 0,24 ^b
Não essenciais			
Al	3006,07 \pm 121,82 ^a	441,89 \pm 23,34 ^b	424,45 \pm 11,86 ^b
Ba	12,63 \pm 0,71 ^a	0,35 \pm 0,06 ^b	0,14 \pm 0,04 ^c
Be	0,03 \pm 0,00	<LQ	<LQ
Cr	2,37 \pm 0,10 ^a	1,03 \pm 0,05 ^b	0,98 \pm 0,07 ^b
Na	10,73 \pm 1,42 ^a	5,31 \pm 2,86 ^b	5,58 \pm 2,00 ^b
Pb	9,87 \pm 0,78	<LQ	<LQ
Sr	0,84 \pm 0,03 ^a	0,02 \pm 0,00 ^b	0,02 \pm 0,00 ^b
Ti	<LQ	0,68 \pm 0,07 ^a	0,61 \pm 0,07 ^a
V	1,24 \pm 0,05 ^c	9,80 \pm 0,24 ^b	13,45 \pm 0,56 ^a
Y	0,40 \pm 0,01	<LQ	<LQ

<LQ - indica concentrações abaixo do limite de quantificação do equipamento (ICPOES).

Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias ($p < 0,05$).

Tabela 5.5: Média das concentrações (mg/kg) de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais determinados na etapa oxidável da extração sequencial nos substratos *topsoil*, laterita fina e laterita grossa antes do início dos experimentos em campo. Média \pm desvio padrão.

Elementos	Etapa Oxidável		
	<i>Topsoil</i>	Laterita Fina	Laterita Grossa
Macronutrientes			
Ca	77,49 \pm 5,02 ^a	64,23 \pm 6,96 ^b	64,87 \pm 5,78 ^b
P	82,99 \pm 2,19 ^a	41,39 \pm 1,81 ^b	45,11 \pm 2,37 ^b
S	313,91 \pm 5,80 ^a	109,02 \pm 2,18 ^b	104,29 \pm 1,97 ^c
Micronutrientes			
Cu	6,70 \pm 1,16 ^a	0,91 \pm 0,03 ^b	0,99 \pm 0,08 ^b
Fe	1652,20 \pm 50,75 ^a	57,83 \pm 4,29 ^b	62,40 \pm 2,20 ^b
Mn	15,98 \pm 1,29 ^a	1,15 \pm 0,05 ^b	1,20 \pm 0,05 ^b
Zn	3,91 \pm 0,47 ^a	2,94 \pm 0,44 ^b	2,71 \pm 0,25 ^b
Não essenciais			
Al	2674,55 \pm 168 ^a	1059,17 \pm 167,38 ^b	911,18 \pm 17,04 ^c
Ba	1,38 \pm 0,03 ^a	0,27 \pm 0,03 ^b	0,13 \pm 0,03 ^c
Be	0,03 \pm 0,00	<LQ	<LQ
Cr	16,47 \pm 0,44 ^a	8,66 \pm 0,83 ^b	6,66 \pm 0,33 ^c
Na	294,95 \pm 7,06 ^b	320,65 \pm 13,99 ^a	302,99 \pm 9,49 ^a
Sr	0,26 \pm 0,01 ^a	0,07 \pm 0,01 ^b	0,07 \pm 0,00 ^b
Ti	23,54 \pm 0,94 ^c	217,21 \pm 25,99 ^a	163,75 \pm 19,52 ^b
V	7,17 \pm 0,06 ^c	28,12 \pm 0,54 ^b	38,41 \pm 0,64 ^a

<LQ - indica concentrações abaixo do limite de quantificação do equipamento (ICPOES).

Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias ($p < 0,05$).

As maiores diferenças na concentração dos elementos entre a condição inicial e final de cada substrato ocorreram na etapa trocável da extração sequencial (Figuras 5.4, 5.5 e 5.6, Tabela 5.6). De forma geral, após um ano em campo, os substratos testados sofreram reduções significativas das concentrações de praticamente todos os elementos mensurados, exceto pelo P, nas lateritas. As perdas foram superiores a 50% para nove (Ca, K, S, Fe, Mn, Zn, Ba, Na e Sr) dos doze elementos mensurados no *topsoil*, para o Fe, Ba, Na e Sr na laterita fina e para Fe e Ba na laterita grossa (Tabela 5.6).

Na etapa trocável observou-se leve aumento na concentração do P nas duas lateritas após um ano em campo (Figuras 5.5 e 5.6, Tabela 5.6). Entretanto, tais diferenças não foram significativas (Tabela 5.6). Ficou evidente ainda a baixa redução, quando comparada a redução dos demais elementos, na concentração do Mn em ambos os substratos. (Figuras 5.5 e 5.6, Tabela 5.6).

Na etapa redutível, no geral, observou-se menor perda dos elementos entre a condição inicial e final dos substratos do que as reduções observadas na etapa trocável (Tabela 5.6 e 5.7). Somente os elementos Cu e Zn sofreram perdas maiores que 40% no *topsoil*. Neste substrato, ao contrário, houve incremento na concentração de Al, Ba, Mn, Sr após um ano no experimento em campo (Figura 5.7, Tabela 5.7). Aumentos na concentração de elementos também foram verificados em ambas as lateritas (Mn) e na laterita grossa (Ba e S). (Figuras 5.8 e 5.9, Tabela 5.7).

Tabela 5.6: Porcentagem de variação na concentração dos macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais, determinados na etapa tocável da extração sequencial após os substratos serem expostos as condições de campo com e sem o crescimento de *E. erythropappus* por 12 meses. TSC = *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LFC = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LGC = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*.

Etapa Trocável	<i>Topsoil</i>		Laterita Fina		Laterita Grossa	
	TSC	TSP	LFC	LFP	LGC	LGP
Macronutrientes						
Ca	-52,4*	-50,4*	-46,3*	-28,1*	-24,2	-15,9
K	-53,4*	-50,0*	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
P	-14,2*	-11,6*	0,3	0,7	1,7	1,2
S	-50,4*	-51,9*	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Micronutrientes						
Cu	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-12,4	<LQ
Fe	-60,7*	-58,3*	-78,5*	-76,6*	-64,6*	-66,0*
Mn	-51,7*	-53,7*	-0,8	-6,7	-11,2	-3,2
Zn	-54,8*	-51,4*	-40,4*	-36,8*	-45,5*	-21,4
Não essenciais						
Al	-7,3*	-8,4*	-40,9*	-41,6*	-41,2*	-40,7*
Ba	-54,6*	-99,5*	-87,8*	-88,7*	-55,8*	-14,8
Cr	-28,6*	-27,6*	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Na	-84,6*	-81,7*	-67,1*	-64,9*	<LQ	<LQ
Sr	-56,8*	-55,5*	-65,1*	-66,7*	-40,3*	-37,8*

<LQ - indica concentrações abaixo do limite de quantificação do equipamento (ICPOES).

Valores seguidos de * indicam que a concentração do elemento em questão na condição do substrato analisada é significativamente diferente da concentração do elemento no substrato na condição inicial ($p < 0,05$)

Não encontrou-se diferença significativa na concentração dos elementos químicos em cada um dos substratos, nas condições com e sem o crescimento de plantas.

As análises de componentes principais da etapa oxidável da extração sequencial apresentaram menor separação entre os substratos na condição inicial e após um ano no campo. No *topsoil* observou-se incremento na concentração de vários elementos (P, S, Fe, Ba, Cr, V). Por outro lado Zn, Cu, Be, Mn e Sr sofrem reduções em suas concentrações. Já a laterita fina apresentou incremento na concentração do Fe e do P. Os demais elementos apresentaram baixas taxas de redução em suas concentrações. A laterita grossa, por sua vez, apresentou leve incremento na concentração do

Al, Fe, P e Ca enquanto os demais elementos mostraram redução em suas concentrações. É importante frisar que a ocorrência de variações menos expressivas de concentração tanto na laterita fina como na grossa (Tabela 5.8), contribuiu para redução da separação entre as amostras dos diferentes tratamentos nas PCAs (Figuras 5.10, 5.11 e 5.12).

Tabela 5.7: Porcentagem de variação na concentração dos macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais, determinados na etapa redutível da extração sequencial após os substratos serem expostos as condições de campo com e sem o crescimento de *E. erythropappus* por 12 meses. TSC = *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LFC = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LGC = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*.

Etapa Redutível	<i>Topsoil</i>		Laterita Fina		Laterita Grossa	
	TSC	TSP	LFC	LFP	LGC	LGP
Macronutrientes						
Ca	-27,4*	-24,8*	-27,1*	-31,1*	-18,6	-32,0*
P	-6,7*	-9,3*	-0,7	-2,1	-0,5	-3,9*
S	-10,3*	-12,0*	-7,8*	-6,7	3,1	3,0
Micronutrientes						
Cu	-81,6*	-82,6*	-30,4	-18,1	-15,2	-31,6*
Fe	-6,1	-10,9*#	-16,8*	-14,4*	-14,5*	-10,1
Mn	27,6*	21,7*	39,1*	24,8*	28,8*	7,6
Zn	-45,5*	-44,4*	-18,5*	-17,0	-13,6	-14,4
Não essenciais						
Al	4,1	10,0*	-0,6	-2,7	-3,7	0,2
Ba	11,6	16,0*	-54,1*	-47,6*	25,7*	26,3*
Be	-0,8	-11,4*#	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cr	-9,7	-4,4	-14,8*	-26,0*#	-16,7*	-14,4*
Na	-27,1*	-33,2*	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Pb	-13,4*	-6,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Sr	8,6	3,9	-36,4*	-16,6	-39,0	-0,7
Ti	<LQ	<LQ	-31,6*	-36,6	<LQ	<LQ
V	-4,0	-2,9	-3,3	-9,5*	-1,8	0,2
Y	-7,6	-9,8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

<LQ - indica concentrações abaixo do limite de quantificação do equipamento (ICPOES).

Valores seguidos de * indicam que a concentração do elemento em questão na condição do substrato analisada é significativamente diferente da concentração do elemento no substrato na condição inicial (P<0,05)

Valores seguidos # indicam que a concentração do elemento em questão é significativamente diferente entre o substrato com e sem o crescimento de *E. erythropappus*.(P<0,05)

Alguns elementos como o Cu e o Cr na etapa trocável e o Na e o Ti na etapa redutível foram quantificados nos substratos iniciais (Tabela 5.3, 5.4 e 5.5) e não foram nos substratos finais

(Tabela 5.6, 5.7 e 5.8), o que indica que os mesmos também apresentaram reduções em suas concentrações, que não puderam ser mensuradas devido a ausência de valores na condição final.

Tabela 5.8: Porcentagem de variação na concentração dos macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais, determinados na etapa oxidável da extração sequencial após os substratos serem expostos as condições de campo com e sem o crescimento de *E. erythropappus* por 12 meses. TSC = *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= *Topsoil* exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LFC = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Laterita fina exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. LGC = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Laterita grossa exposta as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*

Etapa Oxidável	<i>Topsoil</i>		Laterita Fina		Laterita Grossa	
	TSC	TSP	LFC	LFP	LGC	LGP
Macronutrientes						
Ca	-6,2	4,9	-10,2	-12,4	9,0	4,0
P	6,6*	9,2*	4,0	-0,6	8,0	10,1
S	15,5*	13,4*	-7,4*	-9,0*	2,2	-3,1
Micronutrientes						
Cu	-61,5*	-60,2*	-16,0*	-12,0*	-16,5*	-6,7
Fe	7,3*	8,0	4,9	5,0	0,4	2,1
Mn	-9,7	-13,5*	-23,7*	-15,7*	-15,2*	-2,8
Zn	-35,0*	-31,3*	-30,4*	-26,0*	-14,5	-16,3
Não essenciais						
Al	6,4	13,7	-7,8	-9,7	4,1	6,3
Ba	4,9	-1,0	-24,8*	-22,3*	2,2	-8,4
Be	-6,2	-20,0	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cr	9,9*	18,6*	-21,2*	-26,5*	-7,8	-1,8
Na	0,7	0,5	-8,0*	-10,5*	-0,8	-7,3*
Sr	-6,5	-5,3*	11,74	0,10	-1,3	4,7
Ti	3,2	5,9	-11,6	-6,8	-14,5	-5,9
V	13,1*	17,5*	-8,3*	-6,0*	-5,6	-8,1*

<LQ - indica concentrações abaixo do limite de quantificação do equipamento (ICPOES).

Valores seguidos de * indicam que a concentração do elemento em questão na condição do substrato analisada é significativamente diferente da concentração do elemento no substrato na condição inicial (P<0,05)

Não encontrou-se diferença significativa na concentração dos elementos químicos em cada um dos substratos, nas condições com e sem o crescimento de plantas.

Quanto as concentrações dos elementos químicos nos substratos com e sem o crescimento de plantas, apenas em alguns casos houve diferenças expressivas, mas que no entanto, não foram significativas, em sua maioria ou capazes de promover uma separação das amostras nas PCAs (Tabelas 5.6, 5.7 e 5.8, Figuras 5.4-5.12). Apenas na etapa redutível os elementos Fe e Be no substrato *topsoil* e o Cr na laterita fina apresentaram diferenças significativas entre os substratos com e sem o crescimento de *E. erythropappus* (Tabela 5.7).

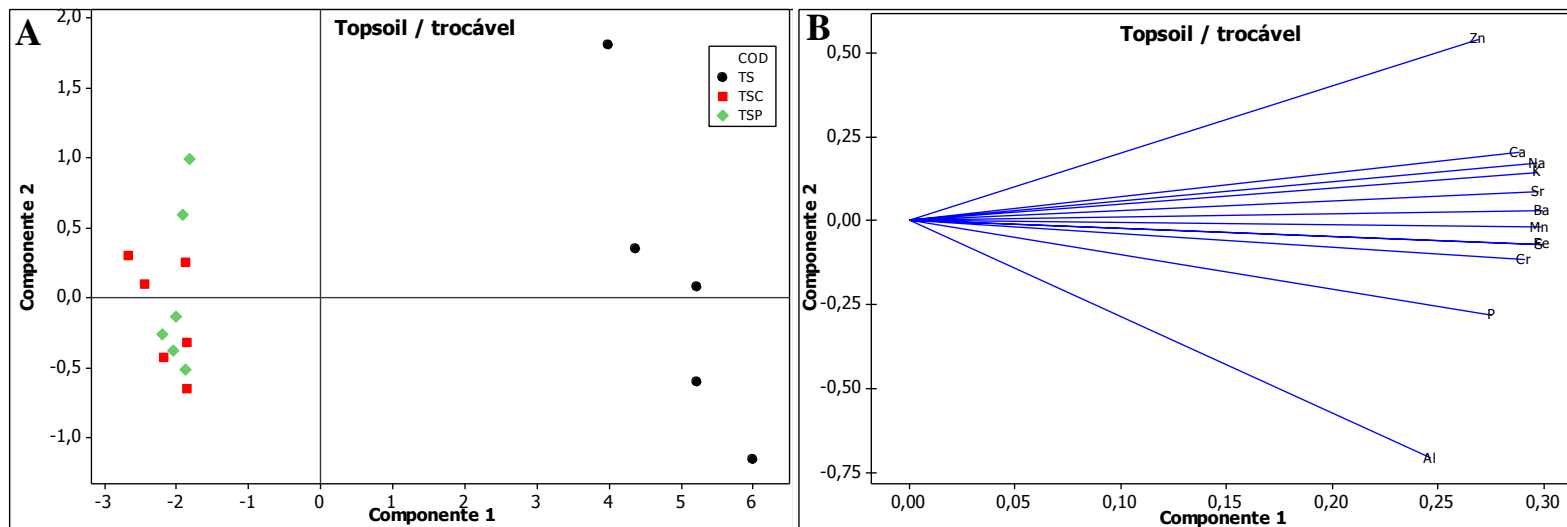


Figura 5.4: A - Distribuição das diferentes amostras do substrato *topsoil* com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa trocável da extração sequencial. TS= substrato inicial, TSC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados na separação das amostras. (Componente 1 = 92%, componente 2= 4%).

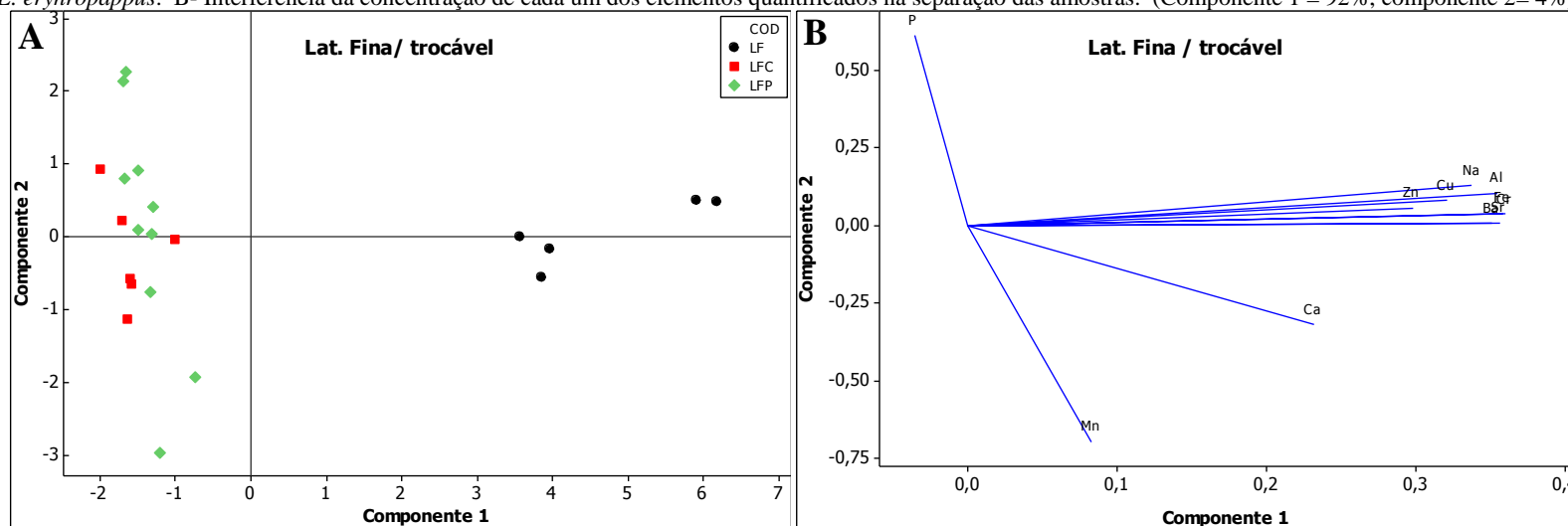


Figura 5.5: A - Distribuição das diferentes amostras de laterita fina com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa trocável da extração sequencial. LF= substrato inicial, LFC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 69%, componente 2= 13%).

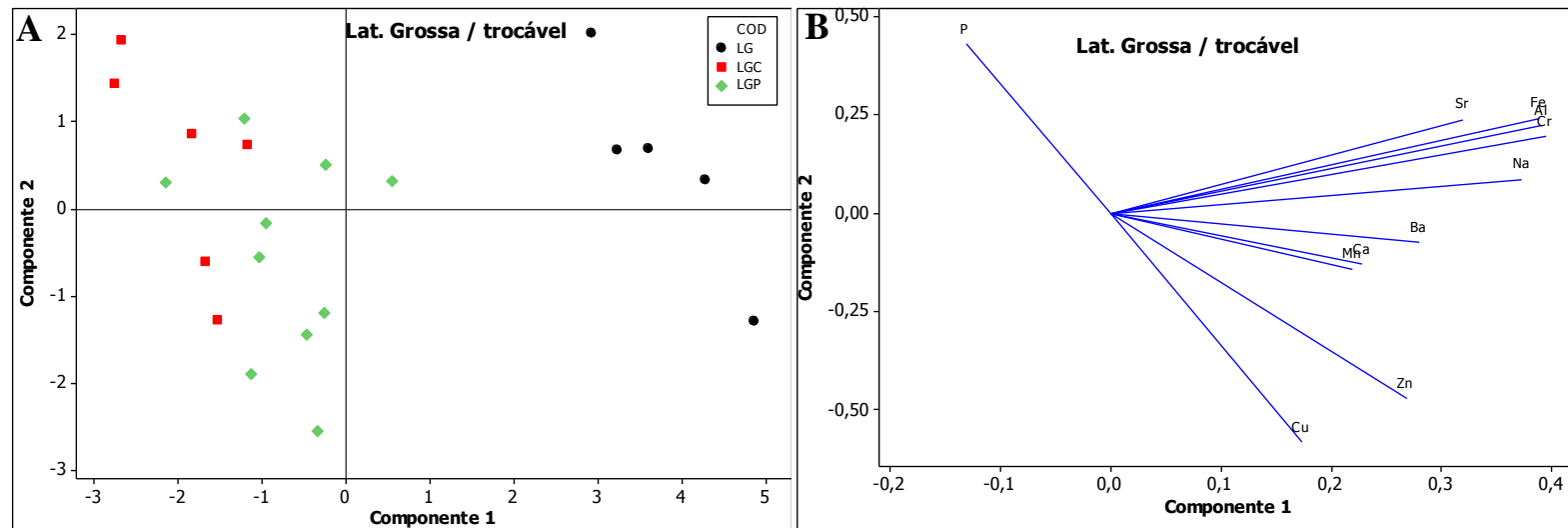


Figura 5.6: A - Distribuição das diferentes amostras de laterita grossa com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa trocável da extração sequencial. LG= substrato inicial, LGC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 49%, componente 2= 14%).

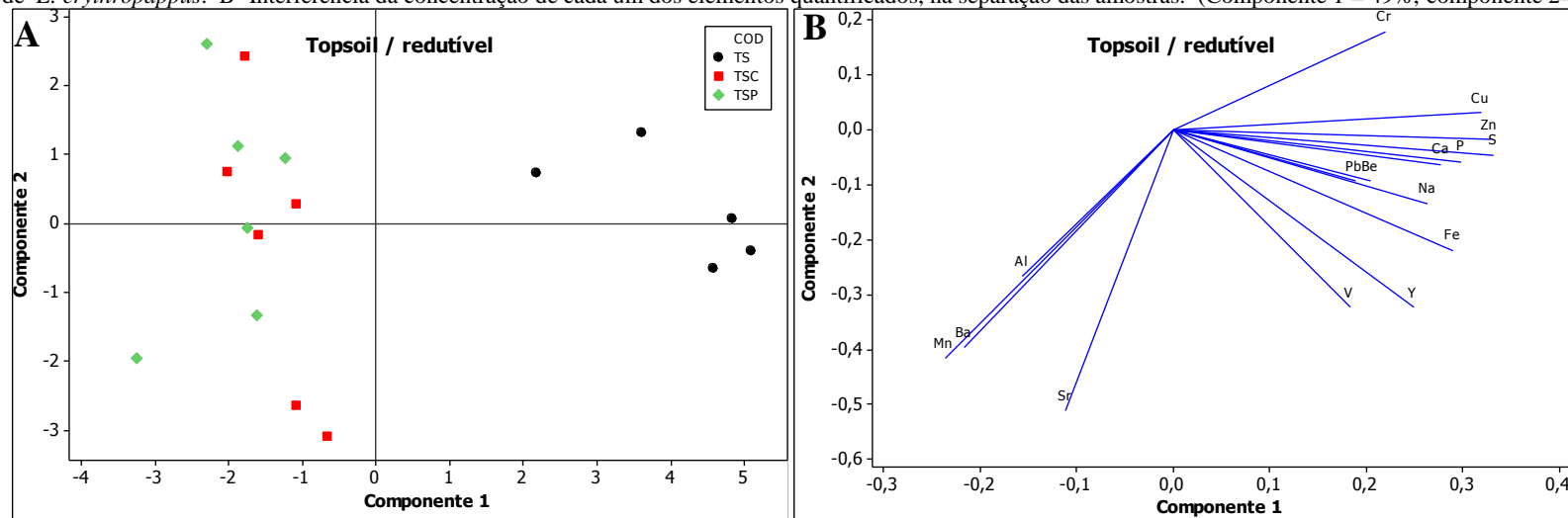


Figura 5.7: A - Distribuição das diferentes amostras do substrato *topsoil* com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa redutível da extração sequencial. TS= substrato inicial, TSC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados na separação das amostras. (Componente 1 = 49,5%, componente 2= 16%).

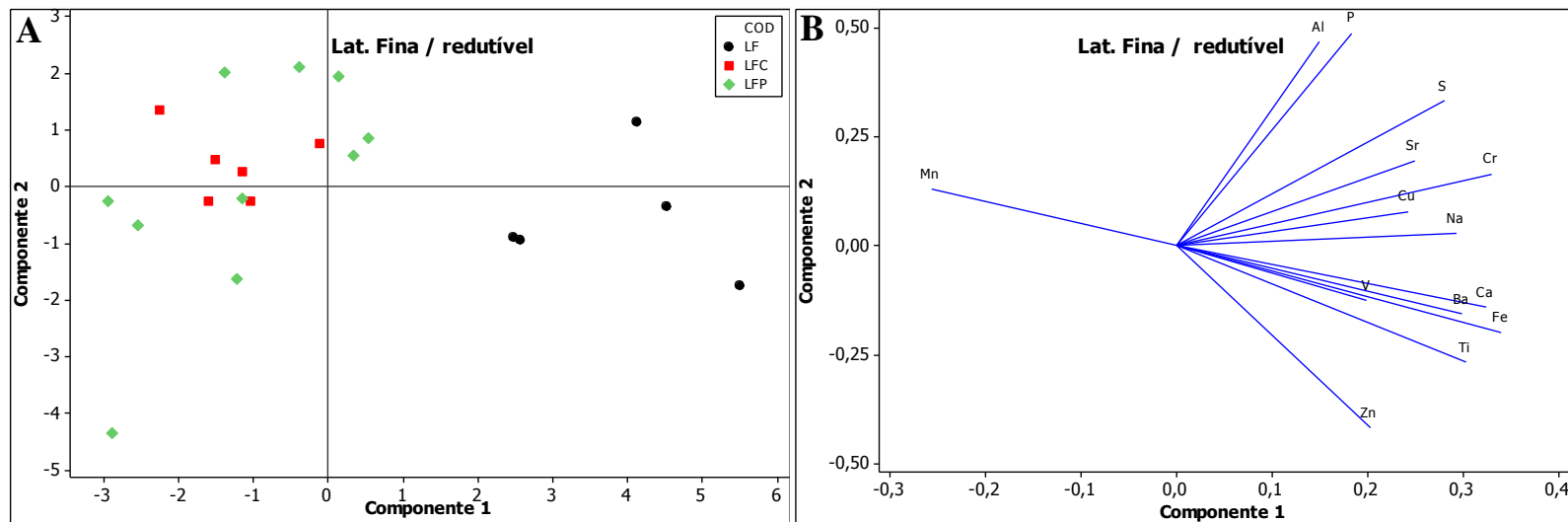


Figura 5.8: A - Distribuição das diferentes amostras de laterita fina com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa redutível da extração sequencial. LF= substrato inicial, LFC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 44%, componente 2= 16%).

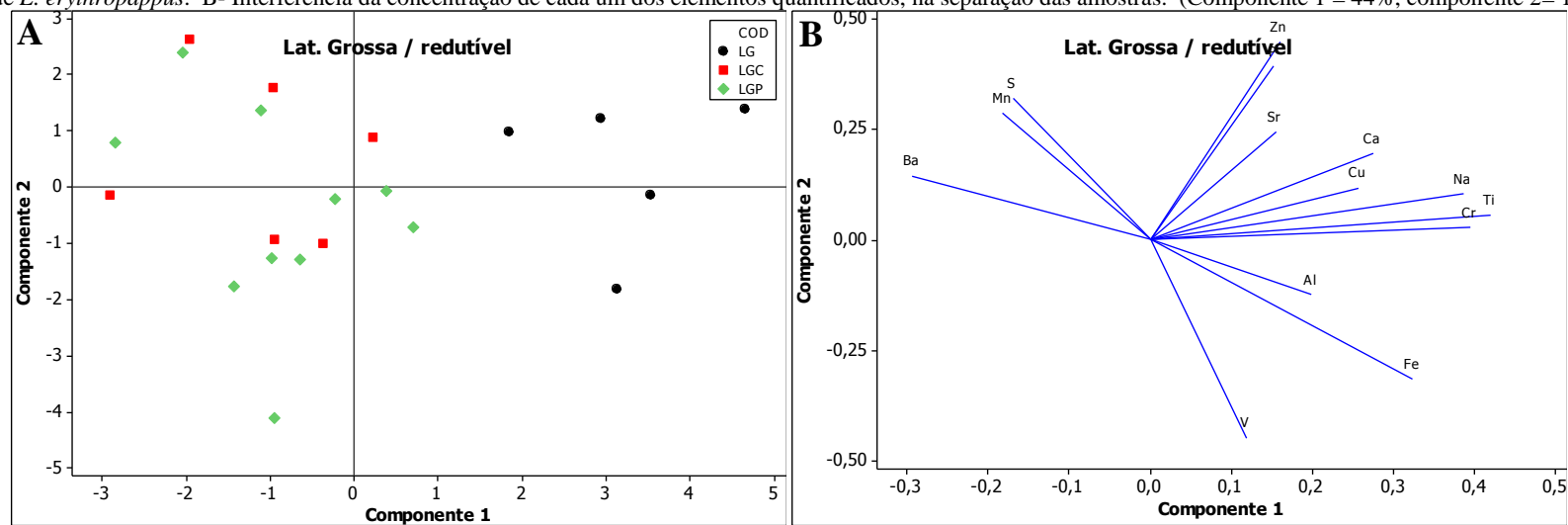


Figura 5.9: A - Distribuição das diferentes amostras de laterita grossa com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa redutível da extração sequencial. LG= substrato inicial, LGC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 31%, componente 2= 18%).

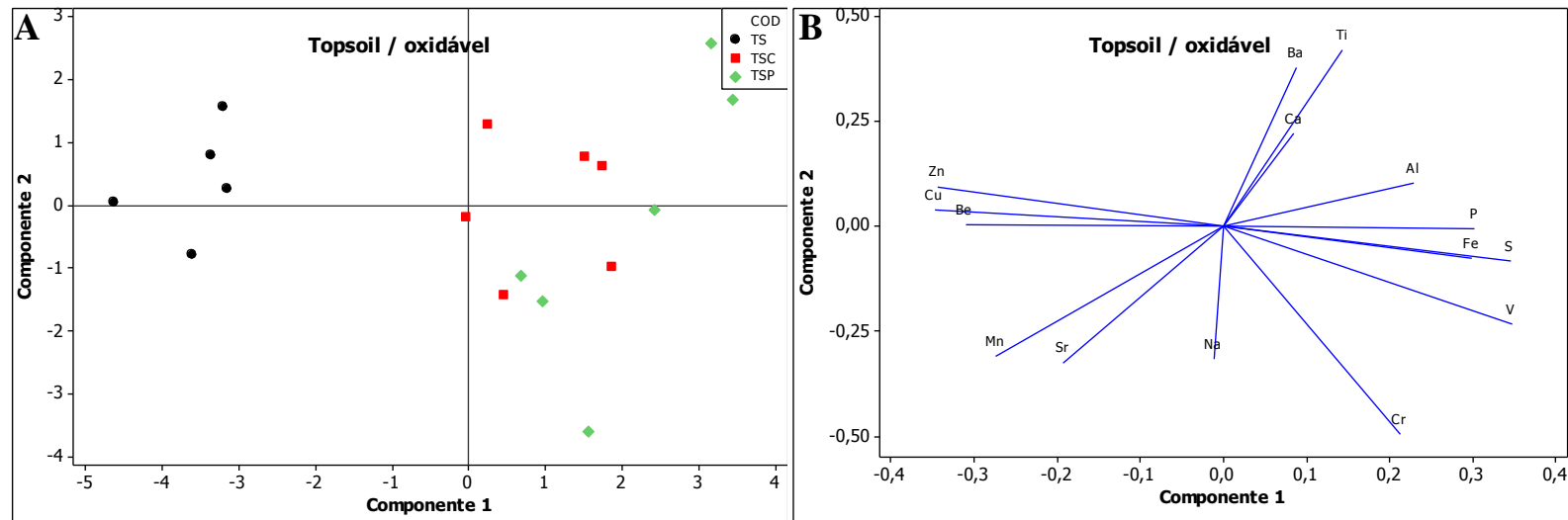


Figura 5.10: A - Distribuição das diferentes amostras do substrato *topsoil* com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa oxidável da extração sequencial. TS= substrato inicial, TSC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, TSP= Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados na separação das amostras. (Componente 1 = 44,5%, componente 2= 14,7%).

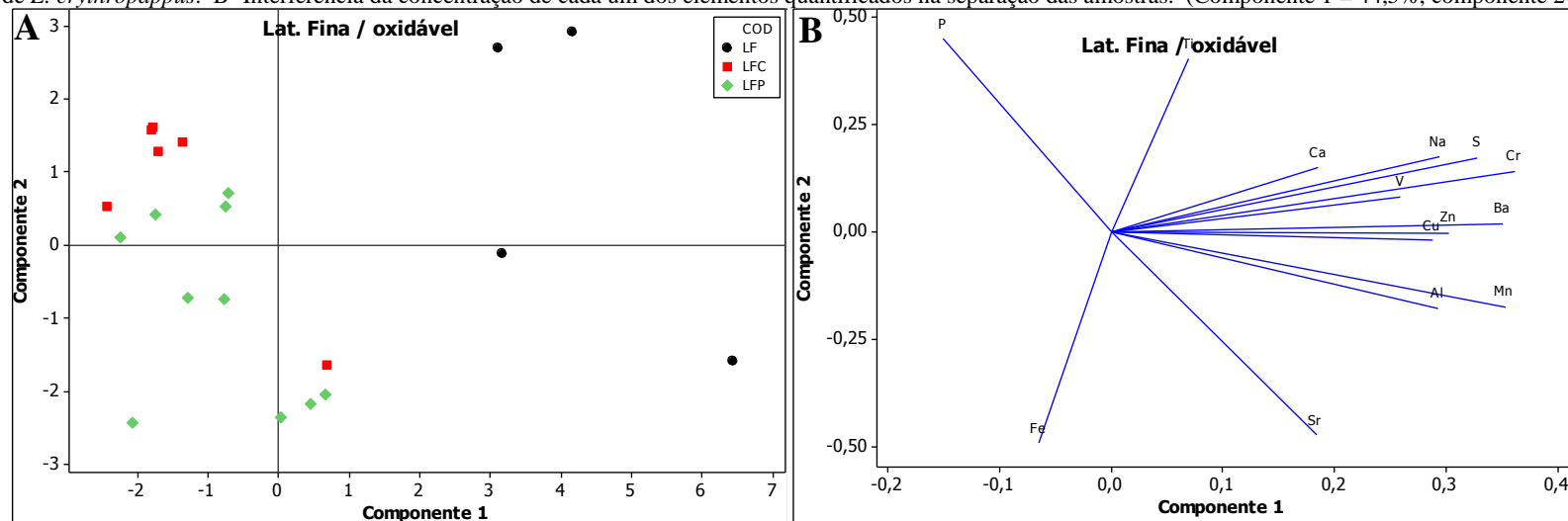


Figura 5.11: A - Distribuição das diferentes amostras de laterita fina com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa oxidável da extração sequencial. LF= substrato inicial, LFC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LFP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 42%, componente 2= 20%).

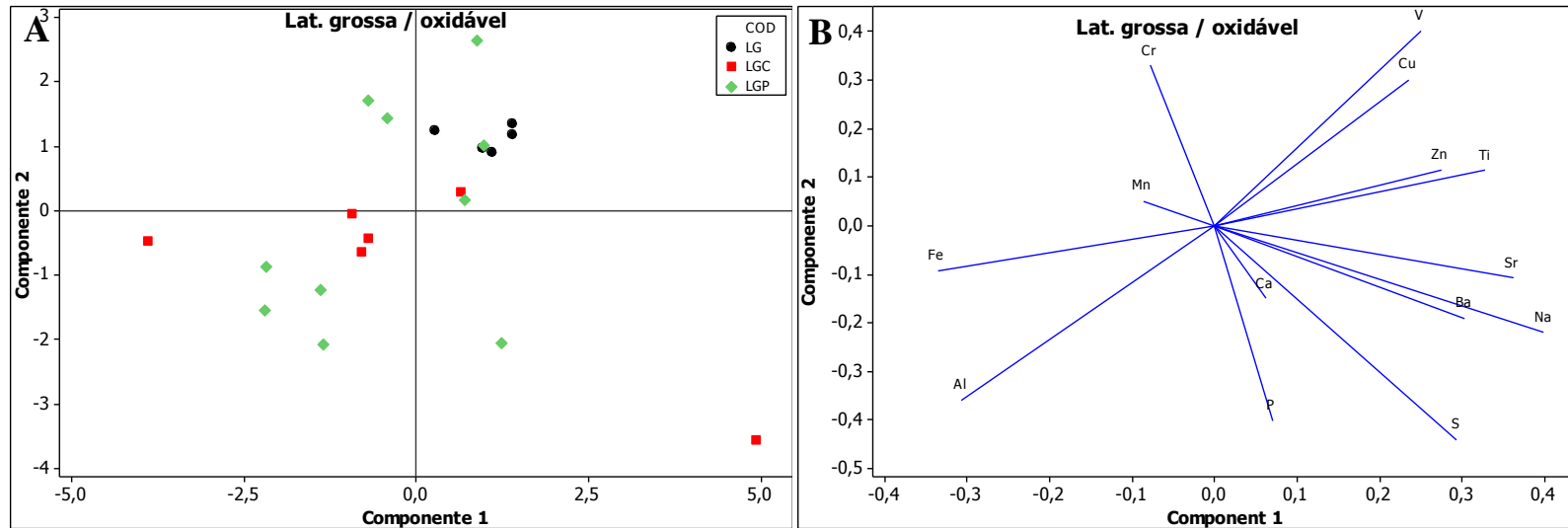


Figura 5.12: A - Distribuição das diferentes amostras de laterita grossa com base na concentração dos elementos químicos determinados pela etapa oxidável da extração sequencial. LG= substrato inicial, LGC = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano, LGP = Substrato exposto as condições ambientais da área experimental por um ano com o crescimento de *E. erythropappus*. B- Interferência da concentração de cada um dos elementos quantificados, na separação das amostras. (Componente 1 = 23,5%, componente 2= 16,5%).

5.4 – SOBREVIVÊNCIA E CRESCIMENTO DAS PLANTAS

As taxas de sobrevivência de *Eremanthus erythropappus* foram de 83% nas lateritas e de apenas 44% no *topsoil*. Esse baixo índice de sobrevivência das plantas do *topsoil* parece relacionar-se ao fato de algumas plantas deste tratamento terem sido atacadas por pequenos ácaros que, aparentemente, danificaram seus sistemas radiculares (Figura 5.13). Nos primeiros meses de experimento cerca de 28% das plantas em cada uma das lateritas secaram a parte aérea. No entanto, logo em seguida, essas plantas emitiram brotos na base do caule. (Figura 5.14).



Figura 5.13: A e B - foto destacando a presença de ácaros nas raízes de *E. erythropappus* que se desenvolveu no *topsoil*.

Apesar das altas taxas iniciais de mortalidade, as plantas sobreviventes no *topsoil*, apresentaram maiores taxas de crescimento anual. Neste substrato, a biomassa seca dos indivíduos aumentou cerca de 786% após os 12 meses de estudo em campo. O ganho de massa seca média das plantas que se desenvolveram na laterita fina (287%) foi levemente superior aquele das plantas na laterita grossa (234%), não sendo, no entanto, estatisticamente diferentes (Figura 5.15).

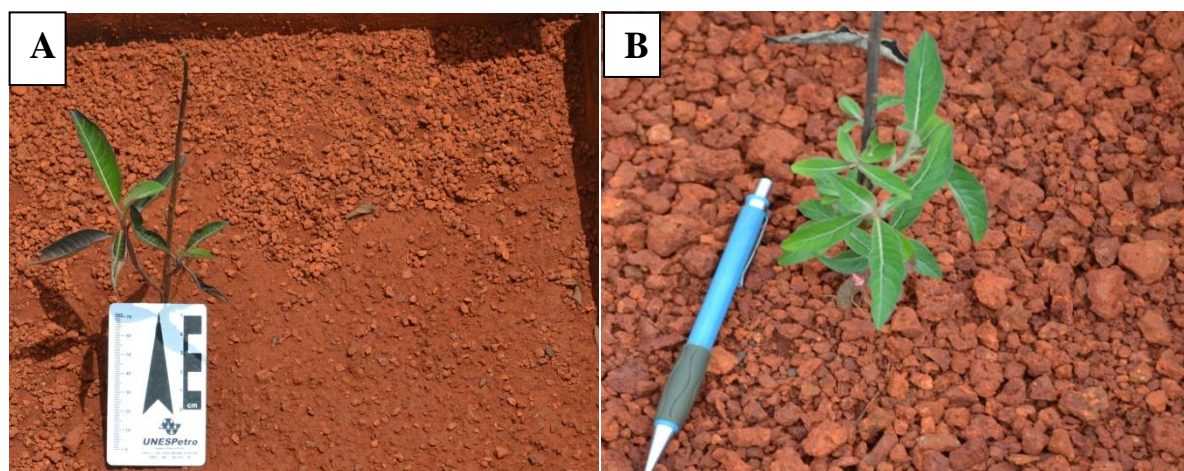


Figura 5.14: A e B – Imagem destacando mudas de *E. erythropappus* em que ocorreu a morte da parte aérea e lançamento de novos brotos na base do caule.

Apesar da evidente diferença de biomassa total de *E. erythropappus* obtida no *topsoil* em relação às lateritas, aparentemente não foram observadas alterações significativas nas proporções de investimento em biomassa seca de folhas e de caule em relação à biomassa total (Figura 5.15). Por outro lado, proporcionalmente, as plantas da laterita grossa foram as que mais investiram na produção de raízes, cerca de 25% de sua massa seca, enquanto as plantas do *topsoil* foram as que menos investiram (19,8%). Desta forma, os valores médios da razão raiz/parte aérea foram, respectivamente para as plantas no *topsoil*, laterita fina e laterita grossa, 0,25, 0,28 e 0,34, sendo que os valores das plantas da laterita grossa foram significativamente diferentes dos valores das plantas do *topsoil* (Figura 5.15).

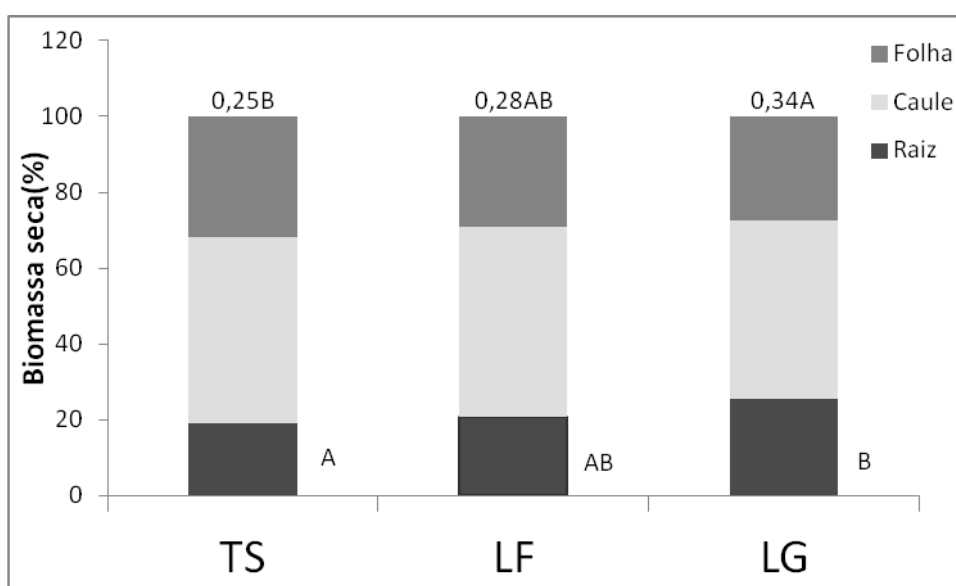


Figura 5.15: Porcentagem de massa seca dos diferentes órgãos dos indivíduos de *E. erythropappus* após um ano de crescimento nos substratos avaliados. Valores acima das colunas representam as médias da razão raiz parte aérea de biomassa seca. Letras diferentes ao lado da representação gráfica de cada uma dos órgãos nos diferentes tratamentos e ao lado das médias de razão raiz parte aérea representam diferenças significativas entre as médias ($P < 0,05$). TS = *topsoil*, LF= laterita fina e LG = Laterita grossa.

Quanto ao crescimento em altura e diâmetro do caule, observou-se que as plantas dos três tratamentos apresentaram o mesmo padrão no decorrer do ano. Taxas de crescimento foram sempre superiores nas plantas do *topsoil*, enquanto as taxas não diferiram entre as lateritas (Figuras 5.16 e 5.17). O crescimento das plantas acompanhou as variações nas condições climáticas, ou seja, os períodos de melhor crescimento coincidiram com aqueles de maior temperatura e maior precipitação (Figura 5.18).

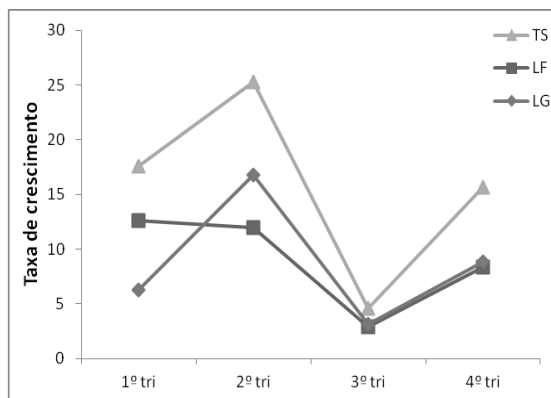


Figura 5.16: Taxa de crescimento relativo em altura de *E. erythropappus* nos diferentes substratos avaliados. TS = topsoil, LF = laterita fina, LG = laterita grossa.

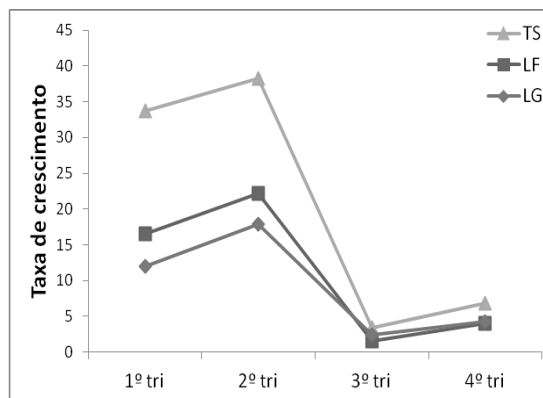


Figura 5.17: Taxa de crescimento relativo em diâmetro do caule de *E. erythropappus* nos substratos avaliados. TS = topsoil, LF = laterita fina, LG = laterita grossa

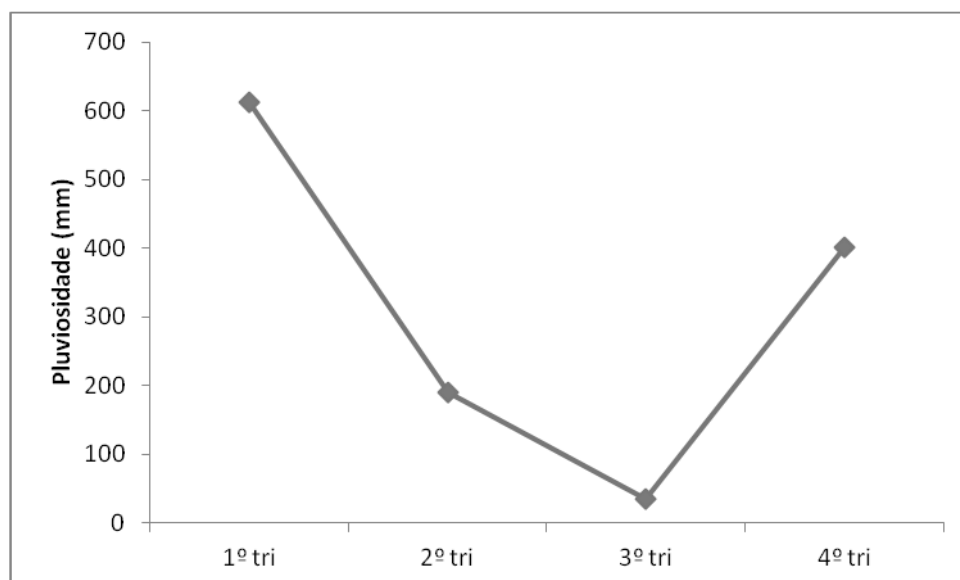


Figura 5.18: Pluviosidade trimestral na área de estudo no período de dezembro de 2011 a novembro de 2012. Parte dos dados pluviométricos do primeiro trimestre foram obtidos de outro trabalho desenvolvido na mesma área (Baêta 2012).

5.5- COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS PLANTAS

Nas tabelas 5.9, 5.10 e 5.11 são apresentadas as concentrações dos elementos nos distintos órgãos das plantas de *E. erythropappus* que cresceram em cada um dos substratos avaliados.

Ao comparar as plantas de *Eremanthus erythropappus*, que cresceram nos diferentes substratos quanto a absorção, translocação e armazenamentos dos elementos químicos, fica evidente a capacidade da espécie em atuar ativamente no controle da absorção e translocação dos elementos químicos. Ao final do experimento as plantas dos três substratos apresentaram poucas diferenças quanto a média de concentração dos elementos químicos em seus compartimentos, apesar de ocuparem substratos com características físicas e químicas bem distintas. Para alguns elementos como o Ca, S, Zn e Cr as plantas das lateritas apresentaram médias de concentração em todo corpo da planta

similares as encontradas nas plantas no *topsoil*. No entanto, neste último substrato os elementos citados acima encontravam-se em concentração superior a concentração presente nas lateritas. Isso aconteceu tanto nos resultados apontados pela extração sequencial como nos valores obtidos pela digestão total, excetuando-se a concentração do Cr na digestão total (Tabelas 5.2, 5.3 e 5.4)

Tabela 5.9: Concentração média (mg/ kg) dos elementos químicos nas raízes de *E. erythropappus* que se desenvolveram por um ano nos substratos: *topsoil*, laterita fina e laterita grossa. Média \pm desvio padrão.

Elementos	Raiz		
	<i>Topsoil</i>	Laterita fina	Laterita grossa
Macronutrientes			
Ca	1488,30 \pm 350,40 ^b	2541,95 \pm 447,72 ^a	2802,38 \pm 744,39 ^a
K	2054,26 \pm 646,88 ^b	3051,67 \pm 751,57 ^{ab}	3964,64 \pm 1104,44 ^a
Mg	1317,64 \pm 427,87 ^a	790,24 \pm 288,06 ^b	1056,09 \pm 289,76 ^{ab}
P	497,47 \pm 57,34 ^a	311,57 \pm 61,80 ^c	389,25 \pm 78,84 ^b
S	1210,10 \pm 187,24 ^a	864,61 \pm 150,04 ^b	1139,00 \pm 302,30 ^a
Micronutrientes			
Cu	16,90 \pm 3,83 ^a	8,43 \pm 2,45 ^b	13,28 \pm 5,02 ^a
Fe	910,87 \pm 356,21 ^b	2042,60 \pm 600,62 ^a	1810,88 \pm 565,58 ^a
Mn	152,41 \pm 21,42 ^a	56,55 \pm 17,40 ^b	59,06 \pm 8,73 ^b
Zn	45,47 \pm 6,16 ^b	44,52 \pm 8,18 ^a	46,59 \pm 8,50 ^a
Não essenciais			
Al	1512,60 \pm 544,07 ^b	2180,26 \pm 364,27 ^a	2279,16 \pm 362,96 ^a
Ba	20,55 \pm 6,6 ^b	64,42 \pm 18,32 ^a	26,96 \pm 7,01 ^b
Cd	<LQ <LQ	0,49 \pm 0,13 ^a	0,34 \pm 0,14 ^a
Cr	3,60 \pm 0,66 ^b	5,32 \pm 1,42 ^a	4,76 \pm 1,46 ^{ab}
Na	456,60 \pm 90,61 ^a	451,84 \pm 169,20 ^a	643,37 \pm 265,33 ^a
Ni	4,16 \pm 0,53 ^a	4,14 \pm 1,52 ^a	3,37 \pm 1,82 ^a
Sr	26,33 \pm 6,75 ^b	38,71 \pm 4,02 ^a	48,39 \pm 14,04 ^a
Ti	8,36 \pm 2,59 ^b	23,79 \pm 6,77 ^a	19,92 \pm 6,55 ^a
V	1,19 \pm 0,32 ^b	4,15 \pm 1,24 ^a	3,98 \pm 1,32 ^a
Y	<LQ <LQ	0,33 \pm 0,13 ^a	0,43 \pm 0,18 ^a

Simbolo <LQ - indica concentrações abaixo do limite de quantificação do equipamento de ICP-OES.

Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias (p<0,05).

Na extração sequencial os elementos K, Fe, Al, e Sr apresentaram concentração superior no *topsoil*, enquanto na digestão total isso aconteceu com os elementos K e Fe. No entanto a concentração destes elementos nas plantas foi maior naquelas que cresceram sobre as lateritas.

Considerando-se a concentração dos elementos em todo o corpo das plantas, diferenças significativas entre as lateritas ocorreram para Ba, K e Sr, sendo que os dois primeiros foram superiores na laterita e fina e o Sr na laterita grossa.

Tabela 5.10: Concentração média (mg kg⁻¹) dos elementos químicos no caule das plantas de *E. erythropappus* que se desenvolveram por um ano nos substratos: *topsoil*, laterita fina e laterita grossa. Média ± desvio padrão.

Elementos	Caule		
	<i>Topsoil</i>	Laterita fina	Laterita grossa
Macronutrientes			
Ca	3151,50 ± 1322,33 ^a	3875,44 ± 507,34 ^a	3939,67 ± 632,71 ^a
K	2781,28 ± 890,21 ^c	6857,96 ± 1317,58 ^a	5407,65 ± 1187,57 ^b
Mg	993,45 ± 306,63 ^a	968,02 ± 201,51 ^a	1037,40 ± 211,32 ^a
P	481,88 ± 51,08 ^a	421,68 ± 87,15 ^a	446,71 ± 28,91 ^a
S	860,63 ± 147,60 ^a	739,93 ± 130,97 ^a	1051,48 ± 413,61 ^a
Micronutrientes			
Cu	8,73 ± 2,51 ^a	4,66 ± 1,44 ^b	5,15 ± 1,48 ^b
Fe	288,91 ± 156,36 ^a	356,43 ± 118,57 ^a	290,16 ± 114,75 ^a
Mn	320,41 ± 130,97 ^a	115,20 ± 32,87 ^b	112,95 ± 26,11 ^b
Zn	40,83 ± 9,49	33,12 ± 6,52	37,92 ± 10,62
Não essenciais			
Al	199,84 ± 143,27 ^a	326,42 ± 112,49 ^b	236,64 ± 119,80 ^{ab}
Ba	27,86 ± 11,61 ^b	75,25 ± 18,57 ^a	34,60 ± 12,43 ^b
Cd	<LQ	0,50 ± 0,09 ^a	0,43 ± 0,08 ^a
Cr	1,53 ± 0,35 ^a	1,30 ± 0,23 ^{ab}	1,02 ± 0,24 ^b
Na	151,17 ± 21,69 ^a	175,58 ± 33,62 ^a	165,17 ± 37,18 ^a
Sr	44,55 ± 21,78 ^a	46,95 ± 9,82 ^a	54,39 ± 7,41 ^a
Ti	2,67 ± 1,96 ^b	4,11 ± 1,42 ^a	2,85 ± 1,60 ^b

<LQ - indica concentrações abaixo do limite de quantificação do equipamento de ICP-OES

Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias (p<0,05).

Tabela 5.11: Concentração média (mg kg⁻¹) dos elementos químicos nas folhas das plantas de *E. erythropappus* que desenvolveram-se por um ano nos substratos: *topsoil*, laterita fina e laterita grossa. Média ± desvio padrão.

Elementos	Folha		
	<i>Topsoil</i>	Laterita fina	Laterita grossa
Macronutrientes			
Ca	7893,83 ± 916,06 ^a	8608,27 ± 1355,63 ^a	8435,29 ± 1529,60 ^a
K	4086,50 ± 830,91 ^b	8952,64 ± 2109,40 ^a	7208,58 ± 1367,86 ^a
Mg	1383,83 ± 352,06 ^a	1553,10 ± 329,31 ^a	1338,53 ± 363,49 ^a
P	811,50 ± 83,08 ^a	736,98 ± 152,57 ^{ab}	624,50 ± 94,04 ^b
S	1914,67 ± 103,94 ^a	1622,07 ± 267,38 ^{ab}	1468,37 ± 299,91 ^b
Micronutrientes			
Cu	11,55 ± 2,52 ^a	9,71 ± 2,50 ^a	9,17 ± 2,36 ^a
Fe	354,13 ± 70,28 ^{ab}	463,13 ± 149,28 ^a	313,91 ± 85,15 ^b
Mn	765,48 ± 127,72 ^a	339,28 ± 139,76 ^b	294,71 ± 83,03 ^b
Zn	70,85 ± 14,10 ^a	58,87 ± 10,37 ^a	62,94 ± 15,00 ^a
Não essenciais			
Al	258,63 ± 54,55 ^{ab}	303,10 ± 88,66 ^a	216,48 ± 56,26 ^b
Ba	14,81 ± 1,14 ^b	38,57 ± 9,58 ^a	14,56 ± 4,28 ^b
Cr	1,06 ± 0,13 ^a	1,24 ± 0,30 ^a	0,97 ± 0,20 ^a
Na	184,68 ± 26,07 ^a	182,72 ± 21,85 ^a	283,85 ± 129,41 ^a
Ni	3,58 ± 0,37 ^b	6,09 ± 1,73 ^a	5,04 ± 1,01 ^{ab}
Sr	66,23 ± 8,62 ^{ab}	57,21 ± 12,51 ^b	76,93 ± 14,40 ^a
Ti	3,16 ± 0,73 ^b	5,31 ± 2,23 ^a	2,91 ± 0,51 ^b

<LQ - indica concentrações abaixo do limite de quantificação do equipamento de ICP-OES

Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias (p<0,05).

As plantas crescidas na laterita grossa apresentaram concentração radicular estatisticamente superior a apresentada pelas plantas da laterita fina para os elementos P, S, Cu. As plantas da laterita fina, por sua vez, apresentaram concentração estatisticamente maior as plantas da laterita grossa para o Ba no tecido radicular, para o K, Ba e Ti no caule e para o Fe, Al, Ba, Ti nas folhas. A concentração do Sr nas folhas foi superior nas plantas da laterita grossa (Tabelas 5.9, 5.10 e 5.11).

Quando se comparou a concentração dos elementos avaliados nas plantas que cresceram nos diferentes substratos em campo e a concentração destes nas mudas avaliadas antes do início do experimento (controle) observou-se que, no geral, os elementos apresentaram o mesmo comportamento nas plantas dos três substratos, ou seja, quando havia variação positiva ou negativa da concentração de um determinado elemento em um órgão, tal variação se dava para aquele tipo de órgão nas plantas dos três substratos, havendo diferença apenas na intensidade da variação (Tabela 5.12).

Para os macronutrientes, apenas o Mg apresentou incremento em sua concentração na raiz e no caule e o S no caule e nas folhas das plantas dos três substratos. Excetuando-se o zinco em todos os órgãos e o Mn nas folhas das plantas das lateritas os demais micronutrientes quantificados neste estudo apresentaram incremento na concentração quando as plantas desenvolveram-se em campo (Tabela 5.12).

As plantas que se desenvolveram sobre os substratos avaliados neste estudo apresentaram redução na concentração de alguns elementos não essenciais como o Sr em todos os órgão, o Ti nas raízes e o Al nas folhas das plantas dos três tratamentos. Já o Ba apresentou redução na concentração em todos os órgão das plantas do *topsoil* e da laterita grossa (Tabela 5.12).

No que se refere ao Coeficiente de Absorção Biológico (CAB) das plantas de *E. erythropappus* nos diferentes substratos observou-se que, excetuando-se o Fe e o Mn em plantas do *topsoil*, os macro e micronutrientes nas plantas dos três substratos apresentaram valores acima de um.No geral as plantas das lateritas apresentaram valores próximos entre si para a maioria dos elementos, que por sua vez foram bem diferentes dos valores apresentados pelas plantas do *topsoil*. Quanto ao CAB dos elementos não essenciais excetuando-se o Ba e o Sr os demais elementos apresentaram CAB inferior a um (Tabela 5.13).

Quanto ao coeficiente de translocação observou-se que as plantas dos diferentes substratos, apresentaram o mesmo comportamento no que se refere a porção preferencial para armazenamento dos elementos químicos avaliados. No entanto, houve diferenças significativas entre os valores de coeficiente de translocação de alguns elementos entre as plantas dos diferentes substratos (Tabela 5.14).

Tabela 5.12: Porcentagem média de variação na concentração dos elementos químicos nos diferentes órgãos das plantas que se desenvolveram nos substratos *topsoil*, laterita fina e laterita grossa em relação a concentração nos órgãos das plantas iniciais.

Elementos	Raiz			Caule			Folhas		
	TS	LF	LG	TS	LF	LG	TS	LF	LG
Macronutrientes									
Ca	-52,1	-18,2	-9,8	-26,7	-9,8	-8,3	-47,4	-42,7	-43,8
K	-80,5	-71,0	-62,4	-76,4	-41,8	-54,1	-49,4	10,8	-10,8
Mg	50,2	-9,9	20,4	27,6	24,4	33,3	-33,6	-25,5	-35,8
P	-71,2	-82,0	-77,4	-69,2	-73,0	-71,4	-55,9	-59,9	-66,0
S	-9,6	-35,5	-14,9	23,3	6,0	50,6	114,2	81,4	64,2
Micronutrientes									
Cu	110,9	5,7	66,7	246,4	84,7	104,2	70,4	43,2	35,3
Fe	91,7	330,2	281,3	49,7	84,6	50,3	13,9	49,0	1,0
Mn	414,9	89,7	99,9	259,8	29,4	26,8	82,9	-18,9	-29,6
Zn	-8,3	-10,1	-6,1	-5,5	-23,4	-12,3	-17,2	-31,2	-26,5
Não essenciais									
Al	97,0	184,0	196,9	64,4	168,5	94,6	-23,5	-10,4	-36,0
Ba	-45,4	69,1	-32,3	-37,3	69,3	-22,1	-54,7	18,0	-55,5
Cr	228,6	383,8	338,2	212,5	165,8	109,2	29,5	50,4	17,6
Na	-7,8	-8,8	30,0	-38,4	-28,4	-32,7	1,2	0,1	55,6
Ni	28,1	47,2	40,7	-	-	-	16,3	97,9	63,7
Sr	-56,8	-40,3	-33,6	-49,8	-47,1	-38,7	-53,7	-60,0	-46,3
Ti	-65,2	-0,1	-16,0	107,6	219,4	121,4	6,2	78,1	-2,2
V	-65,9	19,1	14,2	-	-	-	-	-	-
Y	-100,0	-66,5	-57,0	-	-	-	-	-	-

(-) indica ausência do cálculo de variação da concentração devido ao fato deste não ter sido quantificado em alguma das análises.

Como esperado, as plantas apresentaram coeficiente de translocação superior a um, ou seja, armazenamento preferencial dos elementos químicos na parte aérea para todos os macro e micronutrientes, excetuando-se o Fe e o Cu. Já para todos os elementos não essenciais observou-se armazenamento preferencial no sistema radicular, excetuando-se o Sr, que apresentou coeficiente bem superior a um (Tabela 5.14).

Tabela 5.13: Média dos valores do coeficiente de absorção biológica (CAB) das plantas que se desenvolveram nos substratos *topsoil*, laterita fina e laterita grossa. Os valores de concentração dos elementos nos substratos utilizados para o cálculo do CAB foram o somatório dos valores das três etapas da extração sequencial. Os valores das plantas são as médias dos valores encontrados nos três órgãos das plantas.

Elementos	CAB total / Planta		
	TS	LF	LG
Macronutrientes			
Ca	22,01 ^b	47,95 ^a	41,62 ^a
K	67,26 ^a	-	-
P	4,35 ^b	6,25 ^a	5,68 ^a
S	2,96 ^b	8,34 ^a	9,15 ^a
Micronutrientes			
Cu	4,07 ^a	5,44 ^a	5,71 ^a
Fe	0,14 ^b	3,35 ^a	2,61 ^a
Mn	0,49 ^b	18,91 ^a	17,28 ^a
Zn	4,28 ^b	6,32 ^a	5,97 ^a
Não essenciais			
Al	0,09 ^b	0,57 ^a	0,55 ^a
Ba	1,10 ^c	98,99 ^a	46,26 ^b
Na	0,86 ^b	0,93 ^b	1,31 ^a
Cr	0,09 ^c	0,37 ^a	0,30 ^b
Sr	23,54 ^b	315,80 ^a	333,18 ^a
Ti	0,19 ^a	0,05 ^b	0,06 ^b

(-) indica ausência do cálculo do CAB, devido ao fato de ao menos um dos materiais analisados apresentar concentração do elemento em questão abaixo do limite de quantificação do ICPOES

Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias (p<0,05)

Tabela 5.14 - Média do coeficiente de translocação das plantas de *E. erythropappus* nos diferentes substratos avaliados: *Topsoil*, laterita fina e laterita grossa.

Elementos	<i>Topsoil</i>	Laterita Fina	Laterita Grossa
Micronutrientes			
Ca	3,77 ^a	2,52 ^b	2,35 ^b
K	1,82 ^b	2,67 ^a	1,73 ^b
Mg	0,97 ^b	1,74 ^a	1,18 ^b
P	1,31 ^a	1,88 ^a	1,41 ^a
S	1,17 ^a	1,40 ^a	1,15 ^a
Micronutrientes			
Cu	0,63 ^b	0,87 ^a	0,57 ^b
Fe	0,37 ^a	0,21 ^b	0,19 ^b
Mn	3,61 ^a	4,10 ^a	3,47 ^a
Zn	1,27 ^a	1,07 ^a	1,10 ^a
Não essenciais			
Al	0,15 ^a	0,15 ^a	0,10 ^b
Ba	1,08 ^a	0,95 ^a	0,95 ^a
Cr	0,37 ^a	0,26 ^b	0,22 ^b
Na	0,38 ^a	0,45 ^a	0,38 ^a
Sr	2,16 ^a	1,36 ^b	1,45 ^b
Ti	0,35 ^a	0,21 ^b	0,16 ^b

Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas entre as médias (p<0,05)

CAPÍTULO 6

DISCUSSÃO

6.1- GRANULOMETRIA E POTENCIAL MÁTRICO DOS SUBSTRATOS

A textura de um substrato tem papel determinante em várias características deste, como a susceptibilidade a erosão, disponibilidade dos elementos químicos e principalmente na retenção de água (Cousin *et al.* 2003, Vega *et al.* 2004, Mello *et al.* 2006, Yan *et al.* 2013). No caso da absorção e manutenção da água, outros fatores, como o grau de compactação do terreno, presença de vegetação e concentração de matéria orgânica, atuam significativamente na quantidade e na forma que a água é retida pelo substrato (Shein & Pachesky 1995, Dexter 2004, Kværnø *et al.* 2007, Kaufmann *et al.* 2010, Bertacchi *et al.* 2012, Chapman *et al.* 2012, Luciano *et al.* 2012) .

O fato do *topsoil* possuir cerca de 10 vezes mais matéria orgânica do que os substratos das lateritas trituradas parece ter ontribuído para que o *topsoil* apresentasse valores de potencial mátrico menos negativos que a laterita fina, mesmo possuindo granulometria mais grossa. A matéria orgânica pode aumentar a estabilidade dos agregados, afetando a estrutura do solo na medida em que facilita o desenvolvimento de macroporos, favorecendo assim a absorção e retenção da água (Mello 2005, Bertacchi *et al.* 2012) e conseqüentemente elevando o potencial mátrico do substrato.

Desta maneira a adição de matéria orgânica ao substrato triturado deve ser adotada nas áreas degradadas. Em casos onde as condições da área permitam, o aumento da matéria orgânica no ambiente , pode ser obtido por meio de cultivo de plantas que contribuam para isso. Há também na literatura a descrição de bons resultados com a adição de materiais vegetais mortos (Mulumba & Lal 2008). Além das melhorias na retenção e manutenção da água, a cobertura vegetal morta melhora também a condição de diversos parâmetros relacionados ao estabelecimento vegetal e a redução da erosão (Brofas *et al.* 2007, Jordán *et al.* 2010, Mupangwa *et al.* 2013). Em áreas pós-mineração, o material vegetal poderia ser obtido de áreas que estão sendo preparadas para mineração, da poda e manutenção de áreas verdes na própria área da mineradora ou cidades vizinhas, ou ainda de restos da produção ou beneficiamento de produtos agrícolas.

Os dois substratos obtidos de lateritas trituradas apresentaram valores de potencial mátrico condizentes com o esperado, visto que durante os períodos de menor pluviosidade, a laterita grossa apresentou potencial mátrico mais baixo, perdendo água mais rapidamente (figuras 5.1 e 5.3). No entanto, nos períodos com maior disponibilidade hídrica, como é possível observar nas figuras 5.1 e 5.2, a laterita grossa apresentou valores maiores que os demais substratos recuperando a água perdida com mais rapidez, mostrando melhor permeabilidade e menor adensamento em relação a laterita fina.

Esse comportamento se deve ao arranjo dos grãos da laterita grossa que proporciona mais espaços entre os agregados permitindo assim, infiltração mais eficiente da água da chuva e redução do escoamento superficial (Mello *et al.* 2006). A maior permeabilidade da laterita grossa pode aumentar, momentaneamente, a disponibilidade de água para plantas nos períodos chuvosos. Em adição a melhor infiltração da água na laterita grossa aliada a menor proporção das frações finas neste substrato podem contribuir para menores taxas de erosão e transporte de sedimentos para os corpos d'água, problemas de grande relevância em áreas degradadas pela mineração (Collins 2002, Reis 2006). A erosão hídrica além de dificultar o estabelecimento de plantas nas áreas degradadas (Craw *et al.* 2007), contribui para a contaminação e assoreamento dos corpos d'água.

Pensando-se na implantação do método de redução granulométrica para recuperação de áreas degradadas, a utilização de substratos triturados com predomínio de frações mais grossas traz vantagens também no que refere-se a redução da susceptibilidade a erosão eólica. Alguns estudos mostram que em áreas sujeitas a erosão eólica as porções do substrato que apresentam maior redução com o passar do tempo são as frações mais finas (Yan *et al.* 2013) .

Ainda quanto ao potencial mátrico dos substratos, é interessante notar que baixas quantidades de precipitação são suficientes para a manutenção do potencial mátrico em valores mais altos, próximo aos valores considerados ideais para plantas agricultáveis (Pavane *et al.* 2008). Nas figuras 5.1 e 5.2 pode-se observar que apenas 44,8 mm de chuva bem distribuídos ao longo de 27 dias, com média de temperatura de 14,7°C, foram suficientes para manter a média de potencial mátrico próximo a -0,023 MPa.

Essas informações são especialmente importantes quando se pensa na associação do método de redução granulométrica dos substratos de áreas degradadas a prática de irrigação de mudas recém plantadas. Com pouca irrigação, bem distribuída ao longo do tempo, é possível manter o potencial mátrico de substratos como a laterita grossa, utilizada neste estudo, em níveis adequados ao desenvolvimento de plantas nativas mais adaptadas a ambientes sazonais como as plantas dos campos rupestres (Benites *et al.* 2007, Vincent & Meguro 2008, Schaefer *et al.* 2008). Ao avaliar o potencial mátrico de uma área nativa de campo rupestre, Baêta (2012) observou que em cinco dos seis meses da estação chuvosa as médias mensais de potencial mátrico desta área ficavam entre -0,05 e -0,1 MPa.

Na avaliação do crescimento de *Eremanthus erythropappus* em substrato laterítico fragmentado semelhante à laterita grossa, Machado (2011) encontrou valores superiores aos encontrados no presente estudo. Uma das causas para o maior crescimento das mudas pode relacionar-se ao fato de que no trabalho citado as plantas receberam, na estação seca, irrigação semanal equivalente a 12 mm de chuva. A quantidade de irrigação utilizada por Machado (2011) é compatível com os valores verificados neste estudo, no que tange a pluviosidade semanal necessária para manutenção do potencial hídrico com média de valor próximo a -0,023 MPa.

6.2- CARACTERIZAÇÃO E COMPORTAMENTO GEOQUÍMICO DOS SUBSTRATOS

O *topsoil* da área de campo rupestre ferruginoso apresentou valores dos parâmetros de fertilidade dentro da faixa encontrada em outros trabalhos realizados em campos rupestres ferruginosos, caracterizando o solo como distrófico (Benites *et al.* 2007, Jacobi *et al.* 2007, Vincent & Merguro 2008, Nunes 2009, Valim 2012, Messias *et al.* 2013).

Apesar do *topsoil* ter apresentado baixos valores de N e P, principais limitantes do desenvolvimento vegetal em ambientes savânicos (Nardoto *et al.*, 2006, Kozovits 2007 *et al.*), a concentração destes foi superior as encontradas em outras formações savânicas brasileiras, como o Cerrado (Haridasan 2000, Kozovits *et al.* 2007) e os campos rupestres quartzíticos (Negreiros 2011 *et al.*, Stradic 2012, Messias *et al.* 2013).

Como esperado, as lateritas trituradas, por se tratarem de substratos pós-mineração sem cobertura vegetal, apresentaram, no geral, valores ainda mais baixos dos indicadores de fertilidade em relação aos valores encontrados no *topsoil*. Tanto as lateritas quanto o *topsoil* apresentaram elevadas concentrações, quando comparadas aos valores médios encontrados em solos de todo mundo (Kabata-Pendias 2011), de alguns elementos potencialmente tóxicos para as plantas, como Fe, Al, V, Cr. Apesar desses elementos serem encontrados em altas concentrações nos três substratos, o método de digestão sequencial acusou reduzidas concentrações fitodisponíveis em relação a concentração total. No caso do *topsoil*, essa baixa proporção de elementos fitodisponíveis provavelmente relaciona-se a elevada lixiviação sofrida pelos solos rasos dos campos rupestres (Benites *et al.* 2007). Para as lateritas, a baixa concentração de elementos livres ou fracamente ligados a matriz pode relacionar-se a menor ação dos agentes intempéricos na superfície dos grãos, vistos que estes vieram de blocos maiores triturados pouco tempo antes das análises químicas.

A intensidade de redução granulométrica das lateritas parece ter interferido na fitodisponibilidade de Ba e Ti. Esses elementos apresentaram concentrações totais semelhantes na laterita grossa e na laterita fina. No entanto, a extração sequencial apontou valores de concentração, respectivamente, 413 e 132% superiores na laterita fina. Nas análises de fertilidade o K, P e pH também apresentaram diferenças entre as lateritas nas distintas granulometrias. Estas diferenças provavelmente relacionam-se ao fato da laterita fina possuir maior superfície de contato e consequentemente maior área para que elementos livres ficassem ligados a superfície das partículas do substrato (Qian *et al.* 1996, Vega *et al.* 2004).

A maior disponibilização de nutrientes essenciais como o P e K na laterita fina pode ter contribuído para o crescimento vegetal neste substrato, embora diferenças significativas não tenham

sido observadas entre as lateritas. Por outro lado, elementos como o Ba e o Ti são considerados tóxicos as plantas (Kabata-Pendias 2011) e a redução no pH pode facilitar a disponibilidades de metais pesados presentes no substrato (Zeng *et al.* 2011). É necessário lembrar, entretanto, que espécies nativas de solos naturalmente ricos em elementos potencialmente tóxicos para plantas, que não foram evolutivamente expostas a tal fator de seleção, possuem mecanismos que lhes conferem tolerância (Whiting *et al.* 2010).

Após um ano em condições de campo foram observadas reduções na concentração da maioria dos elementos, sobretudo nas frações trocável e redutível da extração sequencial. Estas perdas, entretanto, não foram influenciadas, significativamente, pela presença de indivíduos de candeia, mas sim, pela ação do ambiente. Esses resultados estão de acordo com as afirmações de Benites *et al.* (2007), que relaciona parte da pobreza de nutrientes dos solos dos campos rupestres a intensa lixiviação. A maior redução da fração trocável e redutível é justificável visto que esses elementos estão livres ou fracamente associados a matriz do solo, possibilitando assim que a passagem da água possa carrear-los facilmente.

A perda de elementos químicos em substratos fragmentados, expostos em áreas degradadas, tem pelo menos duas consequências importantes na possível implantação deste método na recuperação de áreas degradadas. Primeiramente, o carreamento dos elementos químicos pela água da chuva pode contribuir ainda mais para o empobrecimento nutricional do substrato. Em adição, esses elementos carreados podem ser transportados para corpos d'água contribuindo assim para a elevação na concentração de elementos tóxicos (Wang *et al.* 2008).

As análises de fertilidade das lateritas apontaram baixos valores de P disponível e altos valores de P remanescente quando comparadas ao topsoil. A exposição das lateritas as condições ambientais parece ter favorecido um leve incremento do P na etapa trocável (figuras 5.5 e 5.6, tabela 5.6), um dos limitantes ao desenvolvimento vegetal em ambientes tropicais savânicos, como o cerrado (Kozovits *et al.* 2007). Dependendo das características do substrato a disponibilização deste elemento, mesmo na ausência de plantas, pode contribuir ainda mais para o empobrecimento do substrato, pois quando o P livre não é captado pelas plantas, há grande probabilidade dele ser lixiviado pelas águas pluviais (Siemens *et al.* 2004).Esses resultados reforçam a necessidade de se implementar estratégias de aumento da cobertura vegetal dos substratos fragmentados com a máxima rapidez para reduzir as perdas de nutrientes por lixiviação.

A diferenciação na granulometria da laterita não interferiu no comportamento destes substratos no que refere-se a concentração dos elementos quando estes foram expostos as condições ambientais por um ano. O método de análise química dos substratos aplicada, pode ter contribuído para que as lateritas nas diferentes granulometrias apresentassem comportamento similar quando estas foram expostas as condições ambientais. Como as análises geoquímicas somente foram realizada com

as frações granulométricas passantes na peneira de 260 mesh (silte/argila), analisou-se a mesma classe granulométrica nos dois substratos. Sendo que a provável diferença entre os substratos estaria no fato da laterita fina possuir uma proporção maior das frações mais finas e estas apresentarem um comportamento diferente em relação as frações mais grosseiras que predominavam na laterita grossa. Ungolini *et al.* (1997) mostrou que a consideração de todas as frações granulométricas de um solo nas análises geoquímicas geram resultados mais próximos da realidade.

6.3- CRESCIMENTO DE *E. ERYTHROPAPPUS* NOS SUBSTRATOS TESTADOS

A velocidade de ocupação espontânea de áreas degradadas pela vegetação depende de vários fatores bióticos e abióticos. Dentre eles destacam-se o conjunto de adaptações geneticamente determinadas das espécies vegetais e as condições edafo-climáticas da área (Negreiros *et al.* 2011, Amaral *et al.* 2013).

A área do presente estudo, mesmo mais de 40 anos após o fechamento da mina, ainda encontra-se praticamente desprovida de cobertura vegetal. Alguns poucos indivíduos herbáceos e arbustivos ocorrem onde micro-depressões no relevo permitiram certo acúmulo de material particulado, indicando que a fragmentação da laterita pode facilitar o estabelecimento de plantas (Machado *et al.* 2013). De fato, a simples fragmentação da laterita em suas duas granulometrias testadas no presente trabalho, sem qualquer adição de fertilizantes ou corretores de pH, e sem irrigação, permitiu a sobrevivência e o crescimento de indivíduos jovens de *E. erythropappus*. As diferenças entre alguns parâmetros avaliados nos dois substratos lateríticos não afetaram significativamente a sobrevivência e o crescimento das plantas após um ano em condições de campo.

Esses resultados corroboram os relatos de outros trabalhos que descrevem a grande capacidade de *E. erythropappus* em desenvolver-se em substratos distróficos e com baixa retenção de água em áreas degradadas por diferentes atividades minerárias (Silva 2012, Amaral *et al.* 2013, Machado *et al.* 2013). Ao avaliar as espécies vegetais que ocorriam naturalmente em três distintas áreas degradadas em fitofisionomia de campos rupestre, Amaral *et al.* (2013) observou que *E. erythropappus* era a espécie com maior plasticidade. Das 38 espécies encontradas, *E. erythropappus* foi a que ocorreu no maior número de diferentes microambientes (39 parcelas), enquanto a segunda espécie com maior distribuição encontrava-se apenas em 23 parcelas.

Outros trabalhos ressaltam a grande plasticidade ecofisiológica de *E. erythropappus*, que pode ser encontrada naturalmente em formações vegetacionais sobre xisto, afloramentos rochosos, campos rupestres quartzíticos e ferruginosos (Soeltl 2009, Faria 2012, Campos 2012, Messias *et al.* 2013). Em levantamento fitossociológico em campos rupestres quartzíticos e ferruginosos, Messias *et al.* (2012) observou que a referida espécie era a quarta em valor de importância nas duas fitofisionomias.

Essa ampla faixa de tolerância às variáveis ambientais é característica desejável para espécies a serem usadas em recuperação de áreas degradadas (Rosales *et al.* 1997) e pode ser explicada pela plasticidade nas respostas fisiológicas e morfológicas às condições impostas pelo ambiente. No presente estudo, apesar de apresentar sobrevivência e crescimento semelhantes nos dois substratos, somente os indivíduos de *E. erythropappus* na laterita grossa apresentaram maior investimento em biomassa radicular em comparação ao *topsoil*. Tal resultado provavelmente se deu em virtude da menor disponibilidade de água na laterita grossa e menor compactação, características do substrato que juntas estimulam o desenvolvimento do sistema radicular (Chapman *et al.* 2012).

Independentemente do substrato, entretanto, os indivíduos de *E. erythropappus* apresentaram baixos valores de razão raiz/parte aérea (*topsoil* = 0,24, laterita fina= 0,26, laterita grossa= 0,34). Machado (2011) também observou preferência de alocação de biomassa na parte aérea dessa espécie. Da mesma forma Negreiros *et al.* (2009) avaliaram a alocação de biomassa de quatro espécies nativas dos campos rupestres quartzíticos crescendo em substratos com diferentes níveis de fertilidade e concluíram que todas as espécies, em ambos os substratos avaliados, apresentavam valores de razão raiz parte aérea menor que um. Segundo os autores o maior investimento em parte aérea apresentado pelas espécies dos campos rupestre é incoerente com o esperado e comumente observado em plantas de ambientes savânicos que, normalmente, possuem maior investimento em tecido radicular (Moreira & Klink 2000, Haridasan 2000). Por outro lado, é importante notar que os solos rasos, como os dos campos rupestres (Benites *et al.* 2007), e diferentemente dos solos profundos das savanas brasileiras, podem impor fortes limites ao crescimento do sistema radicular (Negreiros *et al.* 2009).

A morte da parte aérea de alguns indivíduos de candeia após o transplante para o campo, como ocorrido no presente estudo, também foi observada por Stradic *et al.* (2014) ao avaliar a eficiência do transplante de espécies nativas de campos rupestres para áreas degradadas nestes mesmos ecossistemas. Esse fenômeno parece relacionar-se à estratégia de reduzir gastos energéticos até que o indivíduo supere o estresse do transplante e se aclimate às condições adversas da área degradada (Stradic *et al.* 2014). Plantas submetidas a danos ao sistema radicular causados durante o processo de retirada do solo aderido às raízes, por exemplo, como feito no presente estudo, podem tentar se recuperar promovendo a morte da parte aérea, reduzindo a biomassa a ser nutrida pelas raízes. Além disso, antes da morte da parte aérea deve ocorrer a retranslocação de nutrientes para a produção de novas raízes (Lacher 2003). Em experimento semelhante ao realizado no presente estudo, Machado *et al.* (2013) não relata a ocorrência da perda da parte aérea. Provavelmente isso deveu-se à não remoção do substrato aderido às raízes das mudas e à irrigação das plantas nos períodos mais secos, reduzindo assim o estresse do processo de transplantio.

A taxa de sobrevivência de 83% apresentada pelas plantas de candeia nas lateritas foi superior àquela encontrada para a mesma espécie em áreas de cascalheiras recobertas com *topsoil* (69%) (Silva 2012). Neste trabalho a autora destaca que a carência de chuvas foi a principal causa de morte das mudas recém transplantadas. Stradic *et al.* (2014) avaliando a taxa de sobrevivência de mudas de espécies nativas dos campos rupestres transplantadas para áreas degradadas, com ocasional irrigação, obteve taxas de sobrevivência variadas, entre 50 e 96%. No presente estudo, as plantas de candeia não foram irrigadas, mas foram transplantadas para o campo na estação chuvosa, e apresentaram taxas de sobrevivência iguais ou maiores que aquelas encontradas para outras espécies dos campos rupestres que foram irrigadas após o plantio (Stradic *et al.* 2014). Assim, sugere-se que para menor mortalidade das mudas deve-se realizar o plantio em períodos de maior incidência de chuvas e, preferencialmente, adotando métodos que não provoquem danos ao sistema radicular.

A laterita fina apresentou valores de potencial mátrico maiores e estaticamente diferentes dos apresentados pela laterita grossa nos períodos de baixa pluviosidade, os quais foram predominantes ao longo do experimento. No entanto, não foram encontradas diferenças significativas de massa seca entre as plantas que cresceram nas duas lateritas. Isso pode indicar que a granulometria tenha interferido no crescimento da candeia de outras formas, além da disponibilidade hídrica. Segundo Fidalski *et al.*(2007) substratos com boas características físicas devem apresentar bom balanço entre aeração e retenção de água. A laterita fina apresentou maior proporção da fração fina, o que contribui para melhor retenção de água e, por outro lado, para maior adensamento do substrato (Cousin *et al.* 2003, Rücknagel *et al.* 2013). Além do conhecimento pré-estabelecido que indica a tendência de substratos com predomínio de textura fina apresentar maior adensamento (Bradshaw 1978, King *et al.* 2006) isso foi observado, visualmente, durante o desenvolvimento do presente estudo. Substratos compactados afetam o crescimento radicular e a aeração deste tecido (Wang *et al.* 2008, Chapman *et al.* 2012). De fato, as plantas da laterita fina apresentaram tendência ao menor crescimento do sistema radicular em comparação ao crescimento deste nas plantas da laterita grossa.

Como esperado, devido à fertilidade e presença de microrganismos de solo, a massa seca das plantas do *topsoil* foi significativamente superior à mensurada nas plantas das lateritas fina e grossa. Entretanto, as plantas tanto do *topsoil* como das lateritas apresentaram cerca de 30% da massa seca obtida em tratamentos similares em estudo desenvolvido por Machado (2011). Essa diferença pode estar relacionada com o fato de que, no estudo desenvolvido por Machado, o substrato proveniente do viveiro foi mantido no sistema radicular das mudas, evitando assim o estresse às plantas e permitindo que esse substrato contribuísse com a fertilização da parcela experimental. Além disso, o maior crescimento das plantas no experimento citado pode ter sido influenciado pela irrigação das plantas durante a estação seca, totalizando nesse período quantidade de água equivalente a 280 mm de precipitação em cada parcela. Além disso o crescimento das plantas do presente estudo

também foi prejudicado pelas reduzidas precipitações no período de estudo que, foram inferiores a média histórica da região.

No presente estudo a interferência da disponibilidade hídrica foi relevante para o crescimento das plantas, pois nos períodos com mais precipitações as plantas apresentaram melhores taxas de crescimento em altura e diâmetro do caule. No entanto, mesmo com a baixa pluviosidade ocorrida no período do experimento e a inexistência de irrigação as plantas apresentaram satisfatórias taxas de sobrevivência e crescimento. Provavelmente os valores de potencial mátrico ideais ao pleno crescimento de *E. erythropappus* são superiores aos valores de potencial mátrico encontrados no presente estudo. Por outro lado, há indícios para acreditar que esta espécie possa suportar condições hídricas mais extremas que as ocorrentes nos substratos avaliados neste estudo. Em áreas de campos rupestres com ocorrência natural de *E. erythropappus*, Baêta (2012) encontrou médias anuais de potencial mátrico no solo superficial de - 0,142 MPa, média essa inferior as encontradas no presente estudo em condições semelhantes de pluviosidade e temperatura.

O fato da candeia ocupar naturalmente ambiente com tais valores de potencial mátrico deve ser analisado com cautela, visto que em áreas de campo rupestre ferruginoso é comum a ocorrência de fendas entre as concreções ferruginosas que servem de depósito para água (Jacobi *et al.* 2007, Ataíde 2010). Desta forma as plantas deste ambiente podem utilizar desta fonte de água, que não é mensurada pelos equipamentos que determinam o potencial mátrico do solo superficial.

As plantas de *E. erythropappus* sobreviveram e cresceram nos substratos do presente estudo, em adição, essa espécie pode ser encontrada em áreas de campos rupestres que apresentam potencial mátrico inferior aos encontrados no presente estudo (Baêta 2012). Desta forma é possível concluir que os substratos utilizados neste estudo não representam uma limitação hídrica para sobrevivência da espécie. No entanto, sabemos que em condições de melhor disponibilidade de água as plantas de *E. erythropappus* podem apresentar melhor crescimento.

6.4- ABSORÇÃO, TRANSLOCAÇÃO E ARMAZENAMENTO DE ELEMENTOS QUÍMICOS POR *E. ERYTHROPAPPUS*

A origem litológica de um substrato, juntamente com suas características químicas, físicas e com as interações com o ambiente, definem a fitodisponibilidade dos elementos químicos (Qian *et al.* 1996, Chojnacka *et al.* 2005, Wang *et al.* 2008, Sheoran *et al.* 2009). No entanto, as plantas possuem mecanismos para interferir ativamente na absorção dos elementos, incrementando ou restringindo a absorção conforme as necessidades do seu metabolismo (Johnson *et al.* 1996a, Jones 1998, Prasad 2004, Fischerová *et al.* 2006, Denton *et al.* 2006, Kim *et al.* 2010). Em geral, plantas tentam aumentar a captação de nutrientes escassos nos substratos, enquanto restringem a entrada de

elementos químicos indesejáveis, ou os imobilizam no interior dos tecidos vegetais (Ma *et al.* 2001, Prasad 2004, Ernst 2006, Yadav 2010, Magdziak *et al.* 2011)

No presente estudo é interessante observar que as plantas de ambas as lateritas apresentaram média de concentração de todos os macronutrientes e micronutrientes em seus órgãos similar ou superior à encontrada nas plantas do *topsoil*. No entanto, a biomassa final das plantas nas lateritas foi bem inferior. Em parte, o menor crescimento (ou produtividade) pode ser um reflexo do direcionamento de energia metabólica para evitar ou minimizar os efeitos negativos das concentrações mais elevadas de alguns elementos potencialmente tóxicos nas lateritas ou ainda para aumentar a absorção de alguns macronutrientes que eram mais escassos nestes substratos (Ernst 2006).

Alguns trabalhos mostram que a produção e exsudação de ácidos orgânicos em algumas espécies vegetais para aumentar a absorção de macronutrientes no solo podem consumir de 3 a 23% do carbono assimilado pela planta (Dinkelaker *et al.* 1989, Johnson *et al.* 1996b). Em adição, a imobilização ou detoxificação de elementos tóxicos nos tecidos das plantas pode utilizar moléculas de alto custo energético como peptídeos, pentoses ou moléculas redutoras como o FADH₂ e o NADPH (Vernay *et al.* 2007, Yadav 2010). Na ausência de elementos tóxicos, essas moléculas seriam direcionadas para outras reações metabólicas, promovendo o crescimento.

As plantas das lateritas apresentaram médias mais elevadas de concentração de Ca, K, Fe, Al e Sr em seus tecidos, embora os três primeiros elementos estivessem em maior concentração total e fitodisponível, e os dois últimos, na fração fitodisponível no *topsoil*. Esses resultados sugerem que *E. erythropappus* possua eficientes mecanismos morfológicos (maior investimento em raízes) e fisiológicos para aumentar a absorção de elementos essenciais em substratos distróficos, acumulando-os em seus tecidos. A carência de um elemento essencial no substrato faz com que a planta capte mais de um outro elemento similar que possa substituir o elemento escasso em alguma reação metabólica (Pilon-smits *et al.* 2009). Esse, entretanto, não seria o caso do aumento da concentração de Al e Sr nos indivíduos crescendo sobre as lateritas. Outra forma de interação entre elementos se dá quando as plantas aumentam a absorção de determinado elemento como uma estratégia para reduzir a toxicidade de outro elemento (Peng *et al.* 2008, Dou *et al.* 2009, Kabata-Pendias 2011). Maiores concentrações de alumínio podem estar relacionadas à maior captação de potássio (Tanoi *et al.* 2005). Estes autores verificaram que raízes de plantas de arroz tratadas com 10µMol de Al por 24h aumentaram a concentração de K no tecido. Watanabe *et al.* (2008) demonstram que espécies vegetais adaptadas a solos ácidos e com alta disponibilidade de Al podem usar este elemento para aumentar a concentração de Ca solúvel e de Mg nos tecidos vegetais. Em baixas concentrações internas de Al, estes elementos poderiam formar precipitados insolúveis com o oxalato, que normalmente estaria se complexando com Al. Pesquisas têm avançado nesta área, mas os mecanismos de absorção e de interações entre

elementos ainda não estão completamente elucidados, especialmente em espécies nativas sem interesse agrícola.

Após um ano em condições de campo, a redução da concentração de alguns elementos em comparação as plantas controle foi observada (Tabela 5.12). Os únicos macroelementos que apresentaram incremento em suas concentrações em relação as plantas controle foram o S e Mg. Tal aumento provavelmente se relaciona à detoxificação do Mn. Peng *et al.*(2008) sugere que os elementos S e Mg tem papel importante na redução dos efeitos nocivos da absorção elevada de Mn.

As maiores concentrações de Ba e Ti apresentadas pelas plantas da laterita fina em relação as plantas da laterita grossa, provavelmente se relacionam ao fato do substrato laterita fina ter apresentado maiores concentrações fitodisponíveis destes elementos em comparação as concentrações ocorrentes na laterita grossa.

Nas condições em que as plantas de *E. erythropappus* foram avaliadas no presente estudo elas comportaram-se como excludoras de Al, Cr, Ti e V, pois apresentaram $CAB < 1$ (tabela 5.13) e mostraram baixas taxas de transferências destes para parte aérea ($CT < 1$) (tabela 5.14). Em adição, as plantas apresentaram média de concentração em seus tecidos para os elementos citados acima dentro da faixa de valores consideradas comuns para esses elementos em plantas (Kabata-Pendias 2011). Além de excludora dos elementos citados acima, *E. erythropappus* demonstrou ser tolerante as elevadas concentrações de Al e Cr, que nos substratos do presente estudo apresentaram altas concentrações. O Al representou aproximadamente 7 e 21% da composição do topsoil e da laterita, respectivamente. Já a concentração de Cr no topsoil e nas laterita foi, respectivamente, mais de 3 e 5 vezes superiores ao valores considerados médios para esse elemento em solos (10 a 50 mg/kg) (Shanker *et al.* 2005).

É relevante ressaltar que tanto o Al como o Cr em excesso provocam em muitas plantas, entre outros sintomas, redução no crescimento radicular (Ma *et al.* 2001, Shanker *et al.* 2005, Vernay *et al.* 2007) e, conseqüentemente, limitações na absorção de água e nutrientes. No presente estudo isto não aconteceu, pois as plantas das lateritas, que tinham maiores concentrações destes elementos, foram as que apresentaram maiores proporções de raízes. Em adição, a proporção de raízes das plantas nos três tratamentos não apresentou grandes diferenças quanto a porcentagem de raízes apresentadas pelas mudas mensuradas antes da implantação dos experimentos de campo (28%).

Apesar de se comportarem como excludoras do Ti, este elemento encontrava-se com concentração dentro da faixa considerada comuns em solos de todo mundo (0.01% a 2.5%) (Kabata-Pendias 2011). No caso do V, o topsoil e as lateritas apresentaram, respectivamente, concentrações 137 e 312% superiores ao valor tido como referência para concentração deste elemento em solos (Kabata-Pendias 2011). Apesar da toxicidade do V e de *E. erythropappus* evitar a absorção do mesmo, ele pode ser importante para o estabelecimento de plantas em substratos como os avaliados neste

trabalho. Em alguns casos esse elemento pode substituir o Mo no metabolismo do nitrogênio (Becking 1962, Mckenna *et al.* 1970, Kabata-Pendias 2011) que em áreas degradadas costuma ser um dos principais limitantes ao desenvolvimento vegetal (Bradshaw 1997, Wong 2003, Cerqueira *et al.* 2012). No presente estudo nenhum dos substratos avaliados apresentaram concentrações fitodisponíveis quantificáveis de Mo, que também não apresentou concentrações quantificáveis nos tecidos vegetais.

Para os elementos Cu, Zn e Sr as plantas de *E. erythropappus* apresentaram valores de CAB superior a 1 nos três tratamentos (tabela 5.13). No entanto, a concentração destes elementos nas plantas dos três substratos estava dentro da faixa de valores considerados comuns para plantas (Kabata-Pendias 2011). Em adição, a concentração total dos elementos Cu, Zn e Sr nos substratos avaliados estava dentro da faixa de concentração comumente encontrada para esses elementos em solos (Kabata-Pendias 2011).

A absorção do Zn foi fortemente controlada pelas plantas, visto que plantas de substratos com diferentes teores desse elemento apresentaram concentrações similares entre si (tabelas 5.9, 5.10, 5.11). Esse controle na absorção do Zn é coerente com o seu comportamento nos tecidos das plantas, que em baixas concentrações, é um micronutriente importante para o metabolismo vegetal, mas em concentrações elevadas é tóxico (Fischerová *et al.* 2006).

Assim como o Zn o Cu também é um micronutriente tóxico em concentrações elevadas no vegetal (Hall 2002). No entanto, a absorção do Cu por *E. erythropappus* parece ser influenciada pela disponibilidade deste no substrato. No presente estudo pôde-se observar que para se proteger da toxicidade do Cu, *E. erythropappus* o acumulou preferencialmente em suas raízes, apresentando $CT < 1$ (tabela 5.14), como descrito para outras espécies (Kabata-Pendias 2011).

O comportamento de *E. erythropappus* quanto a captação e armazenamento do Zn e do Cu observado neste estudo também foi observado por Soeltl (2009), que avaliou a composição química desta espécie desenvolvendo sobre quartzito e xisto.

O Ba também apresentou valores de CAB > 1 (tabelas 5.13). Nas plantas do topsoil e nas lateritas, a concentração desse elemento foi de 2 a 5 vezes superior ao limite máximo da faixa de valores tidos como referência para este elemento em plantas (2 a 13mg/Kg) (Kabata-Pendias 2011). Levando-se em conta os valores de referência apresentados, que no geral são baseados em plantas agricultáveis, *E. erythropappus* pode ser considerada fitoextratora e acumuladora de Ba. É importante ressaltar que a concentração de Ba nos substratos do presente estudo estava dentro da faixa de valores considerados comuns para este elemento em solos (10 a 1500 mg/Kg) (Kabata-Pendias 2011). Além disso, as plantas de *E. erythropappus* apresentaram maiores concentrações de Ba quando foram expostas a substrato com maior disponibilidade deste, o que aconteceu na laterita fina. Isso indica que, ao menos nas concentrações testadas neste estudo, *E. erythropappus* aumenta a absorção de Ba quando a disponibilidade deste é aumentada no solo.

Tanto o Ba como o Sr, aparentemente, não possuem nenhuma função no metabolismo das plantas (Kabata-Pendias 2011). No entanto, neste estudo as plantas apresentaram elevados valores de CAB para ambos os elementos e de CT para o Sr. Observou-se também que com exceção do Ba nas plantas da laterita fina, nos demais casos as plantas apresentaram concentrações inferiores as apresentadas pelas plantas controle para os dois elementos (tabela 5.12). Machado (2011) e Soeltl (2009) ao avaliarem a concentração fitodisponível do Ba e do Sr em diferentes substratos e em tecidos de *E. erythropappus* observaram que as plantas sempre apresentavam concentrações superiores aquelas encontradas no substrato.

O comportamento de *E. erythropappus* em relação ao Ba e ao Sr pode ser um indício que estes elementos tenham alguma função no metabolismo desta espécie. Elementos como o Al, que é reconhecidamente tóxico para muitas espécies (Ma *et al.* 2001, Pilon-smits *et al.* 2009) é essencial para o desenvolvimento de algumas espécies do cerrado, no entanto ainda não se sabe ao certo o papel deste elemento no metabolismo de tais espécies (Haridasan 2008a, Haridasan 2008b). Como mencionado anteriormente, a absorção de alumínio pode favorecer a captação de elementos essenciais (Tanoi *et al.* 2005, Watanabe *et al.* 2008).

Os elementos Fe e Mn apresentaram CABs inferiores a 1 para as plantas do topsoil e superiores a 1 para as plantas das lateritas (tabela 5.13). Isso se deu pelo fato do CAB ser calculado levando em consideração a fração fitodisponível no solo, que é bem superior no topsoil (tabelas 5.3, 5.4, 5.5). Por outro lado, nas plantas, a diferença de concentração desses elementos não foi tão expressiva (tabelas 5.9, 5.10, 5.11). No geral, *E. erythropappus* comportou-se como exclusora de ambos os elementos. A espécie apresentou concentração para ambos os elementos dentro da faixa de valores considerada comum para estes elementos em plantas (Fe - 18 a 1000 mg/Kg e Mn - 17- 334 mg/Kg) (Kabata-Pendias 2011), mesmo com a concentração deste no substrato se apresentando muito acima dos valores descrito como comuns para solos não-metalíferos (Kabata-Pendias 2011).

Apesar de apresentarem média de concentração de Fe e Mn em seus tecidos dentro da faixa de referência em vegetais (Kabata-Pendias 2011), a concentração do Fe nas raízes das plantas das lateritas e do Mn nas folhas das plantas do topsoil foram aproximadamente o dobro do valor máximo da faixa de referência. Esses resultados podem sugerir que talvez a concentração média de determinado elemento na planta não seja a melhor forma de avaliar seu potencial de fitoextração ou estabilização. Uma análise separada das concentrações em cada órgão, tecido ou parte da planta pode revelar padrões mais claros do valores médios da planta.

Aparentemente a tolerância de *E. erythropappus* aos altos níveis de Fe e Mn parece estar relacionada à sua habilidade de exclusão destes elementos. No topsoil, o ferro representou cerca de 30% da composição do substrato, enquanto os valores de referência da concentração deste elemento

em solos é de cerca de 5% (Kabata-Pendias 2011). No caso do Mn, sua concentração no topsoil foi cerca de 4 vezes superior ao valor máximo da faixa de referência (Kabata-Pendias 2011).

Diante do exposto, devido à sua capacidade de sobreviver em substratos distróficos, e sua tolerância a concentrações elevadas de Al, Fe, Mn, V e Cr *E. erythropappus* pode ser indicada para revegetação de áreas degradadas pela mineração, sobretudo de minério de ferro e bauxita.

CAPÍTULO 7

CONCLUSÃO

A redução granulométrica da laterita possibilitou o crescimento de *E. erythropappus* em uma área degradada que se encontrava desprovida de vegetação há mais de 40 anos. A ausência de diferenças significativas entre as plantas das distintas lateritas tanto no que tange ao crescimento como a composição química indica que a utilização da laterita grossa é melhor devido ao menor custo para preparação desta e a sua maior permeabilidade que contribui para redução do transporte superficial e aumento da recarga do lençol freático.

A perda de elementos sofrida pelos substratos testados após exposição às condições de campo pode tornar esses ainda mais pobres com o passar do tempo, dificultando assim o desenvolvimento vegetal. No entanto essa perda de elementos químicos ainda precisa ser investigada de forma mais detalhada, assim como formas de reduzi-la.

Eremanthus erythropappus mostrou-se capaz de controlar a absorção dos elementos químicos, aumentando a concentração em seus tecidos de nutrientes limitantes no solo e restringindo a absorção de elementos potencialmente tóxicos encontrados em elevada concentração nos substratos. Em adição a espécie mostrou-se tolerante a altas concentrações de Al e Fe. Essas características a coloca como boa candidata a utilização na recuperação de áreas degradadas, especialmente pela extração de minério de ferro e bauxita.

Trabalhos futuros deverão investigar a possibilidade de criação de rugosidade através de trituração da laterita diretamente no campo, por meio de britadores utilizados no processo de mineração ou de maquinário específico para gerar ranhuras ou algo semelhante. Deve ser avaliado também o crescimento de outras espécies dos campos rupestres ferruginosos nestes substratos fragmentados, no intuito de se aumentar a diversidade de plantas e, conseqüentemente, de funções ecofisiológicas que poderão ser exercidas. Para melhor entendimento da eficiência desses métodos e do crescimento das espécies vegetais é importante que se avalie de forma mais detalhada a morfologia e crescimento radicular das plantas assim como o comportamento dos substratos quanto a capacidade de infiltração e retenção da água e a perda de elementos químicos para o ambiente.

Referências

- Amaral, W.G., Pereira, I. M., Machado, E. L. M., Oliveira, P. A., Dias, L. G., Mucida, D. P., Amaral, C. S. 2013. Relação das espécies colonizadoras com as características do substrato em áreas degradadas na serra do espinhaço meridional. *Bioscience Journal*. **29**: 1696–1707.
- Ataíde, E.S. 2010. Zoneamento florístico em campo ferruginoso em uma área no sul-sudeste do Quadrilátero Ferrífero, MG. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais, Departamento de Geologia, Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, 91p.
- Baêta, H.E. 2012. Contribuição da deposição úmida (chuva e neblina) nas relações hídricas e nutricionais de fisionomias de campos ferruginosos na serra da Brígida, Ouro Preto, MG. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais, DEBIO, Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, 74p.
- Barbosa N.P.U., Fernandes G.W., Carneiro M.A.A., Júnior L.A.C. 2010. Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). *Biological Invasions* **12**:3745-3755.
- Becking, J.H. 1962. Species differences in molybdenum and vanadium requirements and combined nitrogen utilization by azotobacteriaceae. *Plant and Soil*. **16(2)**: 171-201.
- Benites, V.D.M., Schaefer, C.E.G.R., Simas, F. N. B., Santos, H. G., 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. *Revista Brasileira de Botânica*. **30(4)**: 569–577.
- Bertacchi, M.I.F., Brancalion, P.H.S., Brondani, G.E., Medeiros, J.C., Rodrigues, R.R., 2012. Caracterização das condições de microssítio de áreas em restauração com diferentes idades. *Revista Arvore*. **36(5)**: 895–905.
- Bradshaw, A. 1997. Restoration of mined lands — using natural processes. *Ecological engineering*, **8**: 255–269.
- Braga, L.L. 2010. Sobrevivência e crescimento de mudas de espécies nativas utilizadas na recomposição da vegetação ciliar em uma área impactada pela bovinocultura no Rio Pandeiros, Norte de Minas Gerais. In: VIII Simpósio Nacional de Recuperação de áreas Degradadas, Guarapari- ES.
- Brakensiek, D.L., Rawls, W.J., 1994. Soil containing rock fragments : effects on infiltration. *Catena*, **23**: 99–110.
- BRASIL. Decreto 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm> Acesso em: 10 de set. 2014.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. 2013. Sumário Mineral. DNPM/DIPLAM, Brasília. 105p.

Figueiredo, M. A., 2014. Efeitos de diferentes granulometrias de substrato laterítico...

Brofas, G., Mantakas, G., Tsagari, K., Stefanakis, M., Varelides, C. 2007. Effectiveness of cellulose, straw and binding materials for mining spoils revegetation by hydro-seeding, in Central Greece. *Ecological Engineering*, **31(3)**: 193–199.

Campos, N.R. 2012. Aptidão reprodutiva e estrutura de um candeial com elevada mortalidade. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais, DEBIO, Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, 90p.

Carmo F. F. do. 2010. Importância ambiental, estado de conservação dos ecossistemas de cangas no Quadrilátero Ferrífero e proposta de áreas-alvo para a investigação e proteção da biodiversidade em Minas Gerais. Dissertação Mestrado, PPG-ECMVS, Universidade Federal de Minas Gerais, 90p.

Carmona, R., Martins, C.R., Fávero, A.P. 1999. Características de sementes de gramíneas nativas do Cerrado. *Pesquisa Agropecuária brasileira*, **34(6)**: 1067–1074.

Castro, P.T.A. 2008. Cangas: A influência da geodiversidade na biodiversidade. pp. 30-51. *In*: Jacobi, C.M., Stehman, J.R., Antonini, Y., Carmo, F.F., Oliveira-Neves, A.C., Mourão, F.A., Silva, E.S. Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero: Biodiversidade, Conservação e Perspectivas de Sustentabilidade. I Simpósio: Afloramentos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Belo Horizonte-MG.

CEMIG-Companhia energética de Minas Gerais. 2002. Relatório de controle ambiental (RCA), Usina Hidrelétrica de Rio de Pedras, Itabirito-MG. Consultoria Ambiental e Engenharia LTDA, Belo Horizonte- MG, 112p.

Cerqueira, B., Veja, F. A., Silva, L.F.O., Andrade, L., 2012. Effects of vegetation on chemical and mineralogical characteristics of soils developed on a decantation bank from a copper mine. *Science of the Total Environment*, **421-422**: 220–229.

Chapman, N., Miller, A. J., Lindsey, K., Whalley, W.R., 2012. Roots , water , and nutrient acquisition : let ' s get physical. *Trends in Plant Science*, **17(12)**: 701–710.

Chojnacka, K., Chojnacki, A., Górecki, H., 2005. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. *Science of the Total Environment*, **337**: 175 – 182.

Cipriani, H.N. & Dias, L.E. 2010. Alterações químicas e físicas de pilhas de topsoil de diferentes dimensões ao longo de 11 meses de armazenamento. Disponível em: <http://ufv.academia.edu/HenriqueNeryCipriani/Papers/252195/> acesso em 12 jan. 2011

Collins, S. 2002. Improving Rehabilitation Practices for the Outer Batter Slopes of Bauxite Residue Disposal Areas at Worsley Refinery , Collie , Western Australia. Dissertação de Mestrado. Murdoch University, 177p.

Cousin, I., Nicoullaud, B., Coutadeur, C. 2003. Influence of rock fragments on the water retention and water percolation in a calcareous soil. *Catena*, **53**: 97–114.

Craw, D., Rufaut, C. G., Hammit, S., Clearwater, S.G., Smith, C.M. 2007. Geological controls on natural ecosystem recovery on mine waste in southern New Zealand. *Environmental Geology*, **51**: 1389–1400

- Cunha, M.F. da. 2007. Análise do Estado da Arte do Fechamento de Mina em Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós- Graduação em Engenharia Mineral, Universidade Federal de Ouro Preto. Dissertação de Mestrado, 72p.
- Denton, M.D., Veneklaas, E.J., Lambers, H. 2006. Does phenotypic plasticity in carboxylate exudation differ among rare and widespread *Banksia* species (Proteaceae)? *New Phytologist*, **173**: 592–599.
- Dexter, A. R. 2004. Soil physical quality Part I . Theory , effects of soil texture , density, and organic matter , and effects on root growth. *Geoderma*, **120**: 201–214.
- Dorr, J. V. N. II. 1964. Supergene iron ores of Minas Gerais, Brazil. *Economic Geology*. **59**: 1203-1240.
- Dou, C., Fu, X., Chen, X., Shi, J., Chen, Y. 2009. Accumulation and interaction of calcium and manganese in *Phytolacca americana*. *Plant Science*, **177**: 601–606.
- Drever J.I. & Stillings L.L. 1997. The role of organic acids in mineral weathering. *Colloids and surfaces A: physicochemical and engineering aspects*. **120**: 167-181.
- Drummond, G.M.; Martins, C.S.; Machado, A.B.M.; Sebaio, F.A.; Antonini, Y. (Org.) 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: Um Atlas para sua conservação. 2. ed. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 222p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Manual de métodos de análise de solos. 2.ed. EMBRAPA, Rio de Janeiro, 212p.
- Ernst, W.H.O. 2006. Evolution of metal tolerance in higher plants. *For. Snow Landsc. Res*, **274**: 251–274.
- Faria, M. M. 2012. Candeias (*Eremanthus* sp.): espacialização e interações ambientais no município de Mariana (MG). Dissertação Mestrado. Programa de Pós Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, 38p.
- Ferreira, R. L. 2008. Ecossistemas subterrâneos nos campos ferruginosos, pp 52-65. *In*: Jacobi, C.M., Stehman, J.R., Antonini, Y., Carmo, F.F., Oliveira-Neves, A.C., Mourão, F.A., Silva, E.S. Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero: Biodiversidade, Conservação e Perspectivas de Sustentabilidade. I Simpósio: Afloramentos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Belo Horizonte-MG.
- Fidalski, J., Tormena, C. A., Silva, A. P. 2007. Qualidade física do solo em pomar de laranja no noroeste do Paraná com Manejo da cobertura Permanente na entrelinha. *Revista Brasileira de Ciência de Solo*, **31**: 423-433.
- Figueiredo, M. A., Baêta, H. E., Kozovits, A. R. 2012. Germination of native grasses with potential application in the recovery of degraded areas in Quadrilátero Ferrífero, Brasil. *Biota Neotropica*, **12(3)**: 118–123.
- Fischerova, Z., Tlustos, P., Száková, J., Sichorová, K. 2006. A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements. *Environmental Pollution*, **144**: 93–100.

Figueiredo, M. A., 2014. Efeitos de diferentes granulometrias de substrato laterítico...

Freitas, G.K. de, Pivello, V.R. 2005. A ameaça das gramíneas exóticas a biodiversidade. *In*. Pivello, V.R.; Varanda, E.M., (Ed.). O cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação – Parque Estadual de Vassununga. SMA, São Paulo. 256p.

Fundação Biodiversitas. 1997. Lista das espécies presumivelmente ameaçadas de extinção da flora do estado de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte

Gardner, J. 2001. Rehabilitación de minas para el mejor uso del terreno: la minería de bauxita en el bosque de jarrah de Australia Occidental. *Unasylya*, **52**: 3–8.

Giotto, A.C. 2010. Avaliação do desenvolvimento dos componentes arbóreos e herbáceos na recuperação de áreas degradadas na bacia do Ribeirão do Gama, Distrito Federal. Brasília: Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília.

Gonzalez, M.H., Souza, G. B., Oliveira, R. V, Forato, L. A., Nóbrega, J. A., Rita, A., Nogueira, A. 2009. Microwave-assisted digestion procedures for biological samples with diluted nitric acid: Identification of reaction products. *Talanta*, **79**: 396-401.

Griffith, J. J., & Toy, T. J. 2001. La revegetación de las minas de hierro en el estado de Minas Gerais, Brasil. *Unasylya*, **52**: 9-30.

Hall, J. L. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, **53(366)**: 1–11.

Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira Fisiologia Vegetal*, **12(1)**: 54–64.

Haridasan, M. 2008a. Alumínio é um elemento tóxico para as plantas nativas do cerrado ? *In*: Prado, C.H.B.A; Casali, C.A. Fisiologia Vegetal: práticas em relações hídricas, fotossíntese e nutrição mineral. Barueri, Ed. Manole, 2006.

Haridasan, M. 2008b. Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, **20(3)**: 183–195.

Hilário, R. R., Castro, S.A.B., Ker, F. T. O., Fernandes, G. (2011). Unespected effects of Pigeon-Peas (*Cajanus cajan*) in the restoration of rupestrian fields. *Planta Daninha*, **29(4)**: 717–723.

IBAMA. Instrução Normativa IBAMA Nº 4 de 13-04-2011. Disponível em: <<http://www.ctpconsultoria.com.br/pdf/Instrucao-Normativa-IBAMA-04-de-13-04-2011.pdf>> Acesso em: 10 de set. 2014.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação. Brasília: MINTER/IBAMA, 1990. 96p.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. 2012. Informações e análises da economia mineral brasileira. 7. ed. IBRAM, Brasília. 28p.

- IEF/UFV/IBAMA. 2005. Zoneamento Ecológico da Área de Proteção Ambiental Estadual Cachoeira da Andorinhas, Ouro Preto, Minas Gerais: Relatório do meio físico: geologia, solos e geomorfologia. Universidade Federal de Viçosa.
- Jacobi, C.M. 2008. Afloramentos ferruginosos: um ecossistema diverso e ameaçado, pp 01-14. *In*: Jacobi, C.M., Stehman, J.R.; Antonini, Y., Carmo, F.F.; Oliveira-Neves, A.C., Mourão, F.A., Silva, E.S. Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero: Biodiversidade, Conservação e Perspectivas de Sustentabilidade. I Simpósio: Afloramentos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Belo Horizonte-MG.
- Jacobi, C.M. & Carmo, F.F. do. 2008. Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. *Megadiversidade*, **12**: 26-35
- Jacobi, C.M., Carmo, F.F., Vincent, R.C., Stehmann, J.R. 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation* **16**: 2185- 2200.
- Jakovac, A.C.C. 2007. O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, UNICAMP, 142p.
- Jasper, D. A. 2007 Beneficial soil microorganisms of the Jarrah Forest and their recovery in bauxite mine restoration in Southwestern Australia. *Restoration Ecology* **15**: S74–S84
- Johnson, J.F., Allan, D.L., Vance, C.P., Weiblen, G. 1996. Root carbon dioxide fixation by phosphorus-deficient. *Plant Physiology*, **112**: 19–30.
- Johnson, J.F., Vance, C.P., Allan, D.I. 1996. Phosphorus Deficiency in *Lupinus albus* . *Plant Physiology*, **112**: 31–41.
- Jones D.L.1998. Organic acids in the rhizosphere – a critical review. *Plant and Soil*, **205**: 25-44.
- Jordán, A., Zavala, L.M., Gil, J. 2010. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena*, **81(1)**: 77–85.
- Juhász, C. E. P., Cooper, M., Cursi, P. R. Ketzer, A. O., Toma, R. S. 2007. Savanna woodland soil micromorphology related to water retention . *Sci. Agric.* **64**: 344-354,
- Kabata-Pendias, A. 2011. Trace Elements in Soils and Plants. 4. ed. *Taylor and Francis*, London.505p.
- Kageyama, P.Y.; Castro, C.E.A.; Carpanezzi, A.A. 1989. Implantação de matas ciliares: estratégia para auxiliar a sucessão secundária. *In*: Simpósio sobre matas ciliares , Campinas, SP. *In*: Jakovac, A.C.C. 2007. O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, UNICAMP, 142p.
- Kaufmann, M., Tobias, S., Schulin, R. 2010. Comparison of critical limits for crop plant growth based on different indicators for the state of soil compaction. *Journal Plant Nutrition Soil Science*, **173**: 573–583.
- Kelly E.F., Chadwick, O.A., Hilinsh T.E. 1998. The effect of plants on mineral weathering. *Biogeochemistry*. **42** : 21-53.

- Figueiredo, M. A., 2014. Efeitos de diferentes granulometrias de substrato laterítico...
- Kew, G.A., Mengler, F.C., Gilkes, R.J. 2007. Regolith Strength, Water Retention, and Implications for Ripping and Plant Root Growth in Bauxite Mine Restoration. *Restoration ecology*, **15**: S54-S64
- Kim, K. R., Owens, G., Naidu, R. 2010. Effect of Root-Induced Chemical Changes on Dynamics and Plant Uptake of Heavy Metals in Rhizosphere Soils. *Pedosphere*, **20(4)**: 494-504.
- King, R.F., Royle, A., Putwain, P. D. Dickinson, N.M. 2006. Changing contaminant mobility in a dredged canal sediment during a three-year phytoremediation trial. *Environmental Pollution*, **143**: 318-326.
- Kozovits, A. R., Bustamante, M. M. D. C., Garofalo, C. R., Bucci, S., Franco, A. C., Goldstein, G., Meinzer, F. C. 2007. Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna. *Functional Ecology*, **21**: 1034-1043.
- Kværnø, S.H., Haugen, L.E., Børresen, T. 2007. Variability in topsoil texture and carbon content within soil map units and its implications in predicting soil water content for optimum workability. *Soil & Tillage Research*, **95**: 332-347.
- Larcher W. 2003. Physiological plant Ecology: Ecophysiology and stress physiology of functional groups. Springer Verlag, Berlim. 512p. 4 ed.
- Li, M. S. 2006. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China : A review of research and practice. *Environmental Sciences*, **357**: 38-53.
- Lucas Y. 2001. The role of plants in controlling rates and products of weathering: importance of biological pipping. *Annual. Rev. Earth Planet*, **29**: 35-63
- Luciano, R. V., Albuquerque, J. A., Costa, A da, Batistella, B., Warmling, M. T., 2012. Atributos físicos relacionados a compactação de solos sob vegetação nativa em região de altitude no sul do Brasil. *Revista Brasileira Ciência Solo*, **36**: 1733-1744.
- Luz, A. B.; Sampaio, J. A.; Almeida, S. L. M. de 2002. Tratamento de Minérios - 3. ed. Centro de Tecnologia Mineral-CETEM, Rio de Janeiro 867p.
- Ma, J.F., Ryan, P.R., Delhaize, E. 2001. Aluminium tolerance in plants and the complexing role of organic acids. *Trends in Plant Science*, **6**: 273-278.
- Machado, N.A. de M. 2011. Metodologias alternativas para facilitação da restauração de áreas de canga degradada pela extração de bauxita. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais, Departamento de Geologia, Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, 71p.
- Machado, N.A. de M., Leite, M.G.P., Figueiredo, M.A., Kozovits, A.R. 2013. Growing *Eremanthus erythropappus* in crushed laterite: A promising alternative to topsoil for bauxite-mine revegetation. *Journal of Environmental Management*, **129**: 149-156.
- Madejón, P., Murillo, J.M., Marañón, T., Cabrera, F., Soriano, M.A. 2003. Trace element and nutrient accumulation in sunflower plants two years after the Aznalcollar mine spill. *The Science of the Total Environment*, **307**: 239-257.
- Magdziak, Z., Kozłowska, M., Kaczmarek, Z., Mleczek, M., Chadzinikolau, T., Drzewiecka, K., Golinski, P. 2011. Ecotoxicology and Environmental Safety Influence of Ca / Mg ratio on

- phytoextraction properties of *Salix viminalis* . II . Secretion of low molecular weight organic acids to the rhizosphere. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **74**: 33–40.
- Mckenna, E., Benemann, R., Traylor, T. G. 1970. A vanadium containing nitrogenase preparation: implications for the role of molybdenum in nitrogen fixation. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, **41(6)**: 1501–1508.
- Mechi, A. , Sanches, D. L. 2010. Impactos ambientais da mineração no estado de São Paulo. Estudos avançados, **24**: 209-220.
- Melo, V.A. 1997. Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no estado de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, 50p.
- Mello, G. de, Bueno, C. R. P., & Pereira, G. T. 2006. Variabilidade espacial das propriedades físicas e químicas do solo em áreas intensamente cultivadas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **10(2)**: 294–305.
- Mengler, F. C., Kew, G. A., Gilkes, R. J., Koch, J. M. 2006. Using instrumented bulldozers to map spatial variation in the strength of regolith for bauxite mine floor rehabilitation. *Soil & Tillage Research*, **90**: 126–144.
- Menta, C., Conti, F. D., Pinto, S., Leoni, A., Lozano-Fondón, C. 2013. Monitoring soil restoration in an open-pit mine in northern Italy. *Applied Soil Ecology*, doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.07.013
- Messias, M. C. T. B., Leite, M.G.P., Meira Neto, J.A.A., Kozovits, A. R., Tavares, R., 2013. Soil-Vegetation Relationship in Quartzitic and Ferruginous Brazilian Rocky Outcrops. *Folia Geobotânica*. doi:10.1007/s12224-013-9154-4.
- Messias, M.C.T.B., Leite, M.G.P., Meira Neto, J.A.A., Kozovits, A.R. 2012. Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero , Minas Gerais. *Acta Botanica Brasílica*, **26(1)**: 230–242.
- Moreira, A.G., Klink, C.A. 2000. Biomass allocation and growth of tree seedlings from two contrasting brazilian savannas en dos sabanas brasileiras contrastantes. *Ecotropicos*, **13(1)**: 43–51.
- Moreira P.R. 2004. Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas à recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG. Tese Doutorado, Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista. 139p.
- Mulumba, L. N. & Lal, R. 2008. Mulching effects on selected soil physical properties. *Soil and Tillage Research*, **98(1)**: 106–111.
- Mupangwa, W., Twomlow, S., Walker, S. 2013. Cumulative effects of reduced tillage and mulching on soil properties under semi-arid conditions. *Journal of Arid Environments*, **91**: 45–52.
- Nardoto G.B, Bustamante M. M. C, Pinto A.S, Klink C. A. 2006. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal Tropical Ecology*. **22**:191-201.
- Nalini Jr., H. A. 1993. Análise estrutural descritiva e cinemática do Flanco Sul e terminação periclinal do Anticlinal de Mariana e adjacências, região sudeste do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais,

Figueiredo, M. A., 2014. Efeitos de diferentes granulometrias de substrato laterítico...

Brasil. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, 132p.

Negreiros, D, Fernandes, G. W., Berbara, R. L. L., Rodarte, L. H. O. Barbosa, N. P. de U., 2011. Caracterização físico-química de solos quartzíticos degradados e áreas adjacentes de campo rupestre na Serra do Cipó , MG , Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, **6(3)**: 156–161.

Negreiros, D., Fernandes, G. W., Silveira, F. A. O., Chalub, C. 2009. Seedling growth and biomass allocation of endemic and threatened shrubs of rupestrian fields. *Acta Oecologica*, **35**: 301–310.

Nunes, J. 2009. Florística, estrutura e relações solo-vegetação em gradiente fitofisionômico sobre canga, na serra Sul, Flona de Carajás - Pará. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Botânica, Universidade Federal de Viçosa, 101p.

Oburger, E., Kirk, G. J. D., Wenzel, W. W., Puschenreiter, M., Jones, D. L. 2009. Interactive effects of organic acids in the rhizosphere. *Soil Biology and Biochemistry*, **41(3)**: 449–457.

Ozório, T. F. 2000. Potencial de uso da serapilheira, na recuperação de áreas degradadas por mineração de ferro Mariana – MG. Dissertação Mestrado, Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa, 62p.

Peng, K., Luo, C., You, W., Lian, C., Li, X., Shen, Z. 2008. Manganese uptake and interactions with cadmium in the hyperaccumulator — *Phytolacca Americana* L ., **154**: 674–681.

Pilon-smits, E.A.H., Quinn, C.F., Tapken, W., Malagoli, M., Schiavon, M. 2009. Physiological functions of beneficial elements. *Current Opinion in Plant Biology*, **12**: 267-274.

Prasad, M.N.V. Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystem. Springer, India, 462 p.

Pavani, L.C., Lopes, A.S. & Galbeiro, R.B., 2008. Manejo da Irrigação na cultura do feijoeiro em sistemas plantio direto e convencional. *Engenharia Agrícola*, **28(1)**: 12–21.

Qian, J., Shan, X., Wangb, Z., Tu, Q. 1996. Distribution and plant availability of heavy metals in different particle-size fractions of soil. *The Science of the Total Environment*, **187**: 131–141.

Raskin, I., Smith, R. D., Salt, D. E. 1997. Phytoremediation of metals : using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology*, **8**: 221–226.

Rauret, G., López-Sánchez, J.F., Lück, D., Yli-Halla, M., Muntau, H., Quevauviller, P. 2001. The Certification of the Extractable Contents (Mass Fractions) of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in Freshwater Sediment Following Sequential Extraction Procedure e BCR 701. European Commission Brussels, Belgium.

Regensburger, B., Comin, J. J., Aumond, J. J. 2008. Integração de técnicas de solo , plantas e animais para recuperar áreas degradadas. *Ciência Rural*, **38(6)**, 1773–1776.

Reis, L.L. 2006. Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA). Tese de Doutorado, Curso de Pós Graduação em Agronomia, Instituto de Agronomia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 159p.

- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. 2004. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.DE F. (Eds.). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. EDUSP, São Paulo, 320pp.
- Rücknagel, J., Götze, P., Hofmann, B., Christen, O., Marschall, K. 2013. The influence of soil gravel content on compaction behaviour and pre-compression stress. *Geoderma*, **209-210**: 226–232.
- Santos, L.M. dos. 2010. Restauração de Campos Ferruginosos mediante resgate de flora e uso de topsoil no Quadrilátero Ferrífero. Minas Gerais. Tese Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, 182p.
- Schaefer, C.E.G. R., Mendonça, B. A. F. de, Corrêa, G. R., Ribeiro, A. S. S. 2008. Solos desenvolvidos sobre canga ferruginosa no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais pp. 109-121. In: Jacobi, C.M., Stehman, J.R., Antonini, Y., Carmo, F.F.; Oliveira-Neves, A.C., Mourão, F.A.; Silva, E.S. *Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero: Biodiversidade, Conservação e Perspectivas de Sustentabilidade*. I Simpósio: Afloramentos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Belo Horizonte-MG.
- Scolforo, J.R., Oliveira, A.D., Davide, A.C., Camolesi, J.F. 2003. Manejo sustentado das candeias *Eremanthus erythropappus* (DC) Macleish e *Eremanthus incanus* (Less) Less. Relatório Técnico Científico, Departamento de Ciências Florestais. Universidade Federal de Lavras. 43p.
- Shah, K. & Nongkynrih, J. M. 2007. Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biologia Plantarum*, **51(4)**: 618–634.
- Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-tavera, H., Avudainayagam, S. 2005. Chromium toxicity in plants. *Environment International*, **31**: 739–753.
- Shein, E.V. & Pachepsky, Y. A. 1995. Influence of root density on the critical soil water potential. *Plant and Soil*, **(171)**, 351–357.
- Sheoran, V., Sheoran, A.S., Poonia, P. 2009. Phytomining: A review. *Minerals Engineering*, **22**: 1007–1019.
- Shock, C.C., Barnum, J.M. & Seddigh, M. 1998. Calibration of Watermark Soil Moisture Sensors for Irrigation Management. *Proceedings of the International Irrigation Show*, pp.139–146.
- Siemens, J.S., Ilg, K., Lang, F., Kaupenjohann, M. 2004. Adsorption controls mobilization of colloids and leaching of dissolved phosphorus. *European Journal of Soil Science*, **55**: 253–263.
- Silva, M.F.F., Secco, R.S., Lobo, M.G.A. 1996. Aspectos ecológicos da vegetação rupestre da Serra dos Carajás, Estado do Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, **26** : 17-44
- Silva, N. F. e. 2012. Avaliação de diferentes técnicas na recuperação de uma cascalheira em Diamantina, MG. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, 91p.
- Singh, A.N., Raghubanshi, A.S., Singh, J.S. 2002. Plantations as a tool for mine spoil restoration. *Current Science*, **82(12)**: 1436-1441.
- Soelt, T. M. 2009. Caracterização edáfica e vegetacional de espécies de *Eremanthus* (Asteraceae) sob litotipos distintos na Floresta Estadual do Uaimi-MG. Dissertação de Mestrado, Programa de

Figueiredo, M. A., 2014. Efeitos de diferentes granulometrias de substrato laterítico...

Pós Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais, Universidade Federal de Ouro Preto, 108p.

Stradic, S.Le. (2012). Composition , phenology and restoration of campo rupestre mountain grasslands - Brazil . Tese de Doutorado, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG / Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 265p.

Stradic, S. Le, Buisson, E., Fernandes, G. W. 2013. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. *Applied Vegetation Science*, 1–11.

Stradic, S. Le, Buisson, E., Negreiros, D., Campagne, P., Fernandes, G.W., 2014. The role of native woody species in the restoration of Campos Rupestres in quarries. *Applied Vegetation Science*, **17**: 109–120.

Szota, C., Veneklaas, E.J., Koch, J.M., Lambers, H. 2007. Root architecture of jarrah (*Eucalyptus marginata*) trees in relation to postmining deep ripping in Western Australia. *Restoration Ecology* **15**: S65–S73

Tanoi, K. et al., 2005. Analysis of Potassium Uptake by Rice Roots Treated with Aluminum Using a Positron Emitting Nuclide , ³⁸K. *Soil Science Plant Nutrition*, **1(51)**: 715–717.

Teixeira, W.A., Lemos Filho, J.P. 1998. Metais pesados em folhas de espécies lenhosas colonizadoras de uma área de mineração de ferro em Itabirito, Minas Gerais. *Revista Arvore*, **22**: 381–388.

Tibbett, M. 2010. Large-scale mine site restoration of Australian eucalypt forests after bauxite mining: soil management and ecosystem development. *In*. Ecology of industrial pollution. Cambridge University Press, Cambridge.

Tordoff, G. M., Baker, A. J. M., Willis, A. J. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Science*, **41**: 219–228.

Ugolini, F. C., Corti, G., Agnelli, A., Certini, G., 1998. Under- and overestimation of soil properties in stony soils. 16th World Congress of Soil Science, Montpellier, France

Valim, E.A.R. 2012. Ciclagem de nutrientes no sistema atmosfera-solo-planta em formação campestre e florestal sobre canga em Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais, DEBIO, Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, 82p.

Valim, E. A. R., Nalini Jr, H. A., Kozovits, A. R. 2013. Litterfall dynamics in a iron-rich rock outcrop complex in the southeastern portion of the Iron Quadrangle of Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, **27(2)**, 286–293.

Vega, F. A., Covelo, E. F., Andrade, M. L., Marcet, P. 2004. Relationships between heavy metals content and soil properties in minesoils. *Analytica Chimica Acta*, **524**: 141–150.

Vernay, P., Gauthier-Moussard, C., Hitmi, A., 2007. Interaction of bioaccumulation of heavy metal chromium with water relation , mineral nutrition and photosynthesis in developed leaves of *Lolium perenne* L . *Chemosphere*, **68**: 1563–1575.

Viana, P. L. 2008. A flora dos campos rupestres sobre canga no Quadrilátero Ferrífero, pp. 15-29. *In*: Jacobi, C.M., Stehman, J.R., Antonini, Y.; Carmo, F.F., Oliveira-Neves, A.C., Mourão, F.A., Silva, E.S. Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero: Biodiversidade, Conservação e

Perspectivas de Sustentabilidade. I Simpósio: Afloramentos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Belo Horizonte-MG.

- Vincent, R.C. 2004. Florística, fitossociologia e relações entre a vegetação e o solo em áreas de campos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. Tese Doutorado Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo.145p.
- Vincent, R. de. C. & Meguro, M. 2008. Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation , southeastern Brazil. *Revista Brasileira Botânica*, **3**: 377–388.
- Wang, X., Liu, Y., Zeng, G., Chai, L., Xiao, X., Song, X., Min, Z. 2008. Pedological characteristics of Mn mine tailings and metal accumulation by native plants. *Chemosphere*, **72**: 1260–1266.
- Watanabe, T. et al., 2008. Root mucilage enhances aluminum accumulation in *Melastoma malabathricum* , an aluminum accumulator. *Plant Signaling & Behavior*, **3(8)**: 603–605.
- Wentworth, C.K., 1922. A scale of grade and class terms of clastic sediments. *Journal of Geology*, **30**: 377-392.
- Whiting, S.N., Reeves, R.D., Richards, D., Johnson, M. S., Cooke, J. A., Malaisse, F., Baker, A. J. M. 2010. Research priorities for conservation of metallophyte biodiversity and their potential for restoration and site remediation. *Restoration Ecology*, **12(1)**: 106–116.
- Wong, M.H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, **50**: 775–780.
- Yadav, S. K. 2010. Heavy metals toxicity in plants : An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany*, **76(2)**: 167–179.
- Yan, Y., Xin, X., Xu, X., Wang, X., Yang, G., Yan, R., Chen, B. 2013. Quantitative effects of wind erosion on the soil texture and soil nutrients under different vegetation coverage in a semiarid steppe of northern China. *Plant and Soil*, **369**: 585–598.
- Zeng, F., Ali, S., Zhang, H., Ouyang, Y., Qiu, B., Wu, F., Zhang, G. 2011. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution*, **159(1)**: 84–91.