

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA**

**CRESCIMENTO INICIAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM
SUBSTRATO IMPACTADO POR RESÍDUO INDUSTRIAL
ALCALINO RICO EM ZINCO.**

YGOR MAXIMILIANO DE POMPEIN PESSOA

BELO HORIZONTE

MARÇO
2010

YGOR MAXIMILIANO DE POMPEIN PESSOA

**CRESCIMENTO INICIAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM SUBSTRATO
IMPACTADO POR RESÍDUO INDUSTRIAL ALCALINO RICO EM ZINCO.**

Dissertação apresentada ao programa de pós graduação em Biologia Vegetal do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Orientador: Dr. Marcel Giovanni Costa França

Co-Orientadora: Dr^a. Maria Rita Scotti Muzzi Marques Leitão

Março / 2010

Belo Horizonte – Minas Gerais

PESSOA, Ygor Maximiliano de Pompein.

Crescimento inicial de vegetação arbórea em substrato impactado por resíduo industrial alcalino rico em zinco. – Belo Horizonte: Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Botânica, 2010.

75 pgs.

Orientador: Dr. Marcel Giovanni Costa França

Dissertação de Mestrado – Pós Graduação em Biologia vegetal, 2010

Referências Bibliográficas: p.65-75

1. Área degradada. 2. Espécies arbóreas. 3. Metais Pesados

I. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. Departamento de Botânica.

Março / 2010

Belo Horizonte – Minas Gerais

Agradecimentos

À Deus, que me concedeu a oportunidade de vivenciar mais essa experiência e receber tantas lições valiosas de convivência e desenvoltura intelectual.

À Votorantim Metais – Unidade Três Marias (VM-TM), pela nobreza da ação de apoiar o desenvolvimento da ciência de recuperação de áreas degradadas, bem como pela concessão da oportunidade de se implantar o presente estudo em uma área sob sua responsabilidade. Um destaque especial aos funcionários Éder da Conceição Mesquita, Débora Fernandes Almeida e Raminez Manoel Rodrigues do Carmo, cujo auxílio e paciência foram fundamentais para a implementação e conclusão deste trabalho.

Ao professor Marcel Giovanni Costa França por todo o apoio, temperança, ética e respeito com que conduz diariamente seu trabalho e seus relacionamentos interpessoais.

À CEMIG pela gentileza de ceder de seu Laboratório de Sementes as sementes utilizadas neste trabalho. Merece uma especial menção o funcionário Giovani Antonio Rodrigues que, na gestão do referido laboratório, sempre se mostrou prestativo e altamente eficiente em ajudar e informar.

À minha querida mamãe, Sr^a. Maria Lúcia Pompein Pessoa, que além do apoio incondicional, realizou a revisão do texto com seu incomparável conhecimento da língua portuguesa.

À minha amada esposa, amiga e companheira Sr^a. Mariana Marques Modesto Pessoa por toda a paciência, carinho e ajuda indispensáveis para enfrentar as dificuldades encontradas no caminho.

Ao restante da família e demais amigos que, com gestos afetuosos, sinceros e despreziosos, aliviam as lombadas e iluminam essa grande aventura que é a vida.

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUÇÃO	01
Objetivo geral	03
Objetivos específicos	03
2. REVISÃO DE LITERATURA	05
2.1. Áreas degradadas	05
2.2. Metais pesados	09
2.2.1 Fitorremediação e metais pesados	10
2.2.2 Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e metais pesados	11
2.2.3 Efeito do zinco em plantas	12
3. MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1. Caracterização do solo e amostragem	14
3.1.1. Caracterização físico-química e biológica do Solo	14
3.2. Levantamento florístico e coleta de sementes	15
3.3. Germinação de sementes e preparo dos vasos para plantio	16
3.4. Delineamento experimental e condução dos Experimentos	19
3.5. Avaliação da colonização das raízes por fungos micorrízicos arbusculares	20
3.6. Quantificação de zinco e fósforo nas folhas	21
3.7. Avaliação da adição de matéria orgânica	21
4. RESULTADOS	23
4.1. Solo	23
4.1.1. Caracterização físico-química do Solo	23
4.1.2. Caracterização microbiológica do Solo	28
4.2. Experimento de resistência e adaptabilidade	30
4.3. Quantificação de zinco e fósforo nas folhas	44
4.4. Experimento com adição de matéria orgânica	48
4.4. Eficiência e colonização por fungos micorrízicos arbusculares (FMA)	50
5. DISCUSSÃO	52
5.1. Solo	52
5.2. Experimento de resistência e adaptabilidade	56
5.3. Quantificação de zinco e fósforo nas folhas	60
6. CONCLUSÕES	62
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	64
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Localização da área de estudo (coordenadas geográficas aproximadas: 18° 12' 21" S, 45° 14' 31" O).	2
Figura 2	Visão aérea da planta industrial da Votorantim Metais em Três Marias – MG, com destaque para os pontos de amostragem utilizados em estudo interno (RT-069-5715-5140-0011-01-J) e área do pH9 (retângulo). Adaptado de RT-069-5715-5140-0011-01-J.	4
Figura 3	Delimitação da área de estudo. A: Visão aérea geral da área com o Rio São Francisco na margem esquerda da foto e a planta industrial na parte central inferior. A ampliação B apresenta uma visão ampla da área impactada (porção esquerda), da delimitação de 1,6 hectares para estudo (hachurado) e da área de cerrado não impactada utilizada como controle (“Substrato Não contaminado - SNC”). A ampliação C demonstra detalhes dos pontos utilizados para coletas do solo.	15
Figura 4	Esquema de interpretação de gráficos do tipo <i>Boxplot</i> (A) e resultados da análise do pH (H ₂ O) dos substratos sob estudo (B). Em A é observada e identificada a simbologia gráfica para a interpretação de gráficos do tipo <i>Boxplot</i> escolhidos para a apresentação de alguns dos resultados obtidos no presente trabalho. Em B observamos os de pH para a área de Cerrado utilizada para controle (SNC: substrato não contaminado) e para a área impactada (SC: substrato contaminado). A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1).	23
Figura 5	Resultados de granulometria nos substratos sob estudo. Os números 1 e 2 representam respectivamente a área de Cerrado utilizada para controle (SNC: substrato não contaminado) e a área impactada (SC: substrato contaminado). A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1).	24
Figura 6	Resultados da quantificação carbono total, matéria orgânica e nitrogênio em substratos sob estudo. Os números 1 e 2 representam respectivamente a área de Cerrado utilizada para controle (SNC: substrato não contaminado) e a área impactada (SC: substrato contaminado). M.O. = 1,724 x C.O. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1).	26

- Figura 7** Resultados da quantificação de macro e micronutrientes em substratos sob estudo. Os números 1 e 2 representam respectivamente a área de Cerrado utilizada para controle (SNC: substrato não contaminado) e a área impactada (SC: substrato contaminado). A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1). 27
- Figura 8** Índice de saturação de base em percentual nos substratos sob estudo ($V = 100 SB/T$, onde SB: soma de bases e T: capacidade de troca de cátions). Os números 1 e 2 representam respectivamente a área de Cerrado utilizada para controle (SNC: substrato não contaminado) e a área impactada (SC: substrato contaminado). A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1). 28
- Figura 9** Determinação da biomassa microbiana em amostras da área controle (1, SNC) e área contaminada (2, SC). Não foi verificada significância na comparação entre as médias (Fisher LSD com $p < 0,05$) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1). 29
- Figura 10** Foto da espécie *Tabebuia ochraceae* (Cham.) Standl. (Ipê amarelo do Cerrado) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos. 31
- Figura 11** Foto da espécie *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos. 32
- Figura 12** Foto da espécie *Hymenaea stignocarpa* Mart. (Jatobá do Cerrado) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos. 32

- Figura 13** Foto da espécie *Tamarindus indica* (L.) (Tamarindo) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos. 33
- Figura 14** Foto da espécie *Dipteryx alata* Vogel (Baru) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos. 33
- Figura 15** Foto da espécie *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (Tamboril) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos; SCMOR = Substrato contaminado + matéria orgânica + bactérias do gênero *Rhizobium*; SCMOMR = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos + bactérias do gênero *Rhizobium*. 34
- Figura 16** Fotos da espécie *Astronium fraxinifolium* Schott (Gonçalo-alves) nos diversos tratamentos, no início da montagem dos vasos (A) e após 120 dias (B) de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica. 35
- Figura 17** Foto da espécie *Peltophorum dubium* Spreng. (Canafistula) nos diversos tratamentos no início da montagem dos vasos (A) e após 120 dias (B). SV=Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica. 35
- Figura 18** Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Tabebuia ochraceae* (Cham.) Standl. (Ipê amarelo do Cerrado) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM). 36

- Figura 19** Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM). 37
- Figura 20** Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Hymenaea stignocarpa* Mart. (Jatobá do Cerrado) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM). 38
- Figura 21** Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Tamarindus indica* L. (Tamarindo) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM). 39
- Figura 22** Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Dipteryx alata* Vogel (Baru) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM). 41

- Figura 23** Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Enterolobium contortisliquum* (Vell.) Morong (Tamboril) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 9 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM; 8: SCMOR; 9: SCMOMR). 41
- Figura 24** Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Astronium fraxinifolium* Schott (Gonçalo-alves) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 4 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCMO). 42
- Figura 25** Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Peltophorum dubium* Spreng. (Canafistula) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 4 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCMO). 45
- Figura 26** Quantificação de fósforo nas folhas de Ipê amarelo do Cerrado, Copaíba, Jatobá do Cerrado, Baru, Tamarindo e Tamboril nos diversos tratamentos do experimento de resistência e adaptabilidade. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados em mg Kg^{-1} . A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 9 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM; 8: SCMOR; 9: SCMOMR). 46

- Figura 27** Quantificação de zinco nas folhas Ipê amarelo do Cerrado, Copaíba, Jatobá do Cerrado, Baru, Tamarindo e Tamboril nos diversos tratamentos do experimento de resistência e adaptabilidade. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados em mg Kg⁻¹. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com p<0,05 (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 9 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM; 8: SCMOR; 9:SCMOMR). 47
- Figura 28** Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Enterolobium contortisliquum* (Vell.) Morong (Tamboril) após 120 dias de crescimento em tratamentos com adição de matéria orgânica. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com p<0,05 (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SCMO; 3: SC+Húmus; 4: SC + Esterco; 5: SC + Substrato Solo; 6: SC + Minas Fértil). 49

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1	Espécies existentes na área impactada e selecionadas para estudo.	16
Tabela 2	Tratamentos empregados na germinação das espécies selecionadas para estudo.	17
Tabela 3	Resultado das médias do crescimento de microrganismos (números de colônias) nos diferentes meios de cultura (Pikoviskaia: solubilizadores de fosfato; Thorton: bactérias totais; Martin: fungos totais) para determinação da população microbiana nas áreas impactada e controle em dois pontos distintos em diversas diluições (10^{-4} , 10^{-5} e 10^{-6}). No meio Pikoviskaia, a outra informação representa o número de colônias formadoras de halo. Não foram encontradas diferenças significativas entre os dados do controle e da área impactada pelo teste de e Kruskall-Wallis ($p < 0,05$).	29
Tabela 4	Resultado do crescimento de microrganismos celulolíticos para determinação de sua população microbiana nas áreas impactada (pontos P9 e P11) e Controle (C1 e C2) em diversas diluições (10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} e 10^{-6}) e em cinco repetições. “+” = presença de crescimento microbiano; “-” = Ausência de crescimento microbiano.	30
Tabela 5	Contagem de esporos micorrízicos em amostras de 100 g de solo das áreas controle e impactada separados por família dos Glomeromycota (média dos valores de duas contagens). Foi encontrada significância na comparação das médias segundo teste de Fisher LSD e de Tukey com $p < 0,05$ (*).	30
Tabela 6	Eficiência e Taxa de colonização de esporos micorrízicos em amostras de raízes de plantas submetidas ao experimento de resistência e adaptabilidade. As análises foram realizadas apenas em alguns tratamentos. (SNC = Substrato Não Contaminado; SCACM = Substrato Contaminado Adicionado de Adubos e Esporos Micorrízicos; SCMOM = Substrato Contaminado Adicionado de e Esporos Micorrízicos; SCMOMR = Substrato Contaminado Adicionado de Matéria orgânica, Bactérias do gênero <i>Rhizobium</i> e Esporos Micorrízicos).	50
Tabela 7	Matriz 2 X 2 de correlação e dicotomia entre componentes estruturais <i>versus</i> funcionais, bem como bióticos <i>versus</i> abióticos no ecossistema impactado em estudo. São apresentados parâmetros que demandam recuperação (○) e propostas de intervenções mitigadoras (→). A seta propõe a indicação da tendência de ciclo de resiliência no advento da atuação em pontos críticos (sombreados). Adaptado de KING & HOBBS, 2006.	55

LISTA DE SÍMBOLOS, UNIDADES E ABREVIATURAS

Al	Alumínio
C	Carbono
°C	Graus Celsius
Ca	Cálcio
cmol c	Centimol de carga
CO	Carbono orgânico
Cu	Cobre
dag	Decagrama
dm	Decímetro
Fe	Ferro
Fisher LSD	Fisher <i>Least Significant Difference</i>
FMA	Fungo micorrízico arbuscular
g	Gramma
K	Potássio
Kg	Kilograma
L	Litro
M	Molar
mg	Miligramma
Mg	Magnésio
ml	Mililitro
Mn	Manganês
mM	Milimolar
MO	Matéria orgânica
P	Fósforo
SC	Substrato contaminado
SCAC	Substrato contaminado + adubo completo
SCACM	Substrato contaminado + adubo completo + esporos micorrízicos
SCMO	Substrato contaminado + matéria orgânica
SCMOM	Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos
SNC	Substrato não contaminado
SV	Substrato vegetal
UFC	Unidade formadora de colônia
V	Índice de saturação de base (%)
Zn	Zinco
µg	Microgramma

Resumo

A atividade industrial de produção de ligas metálicas de zinco gera grande quantidade de resíduos químicos. Uma área com aproximadamente 16 hectares e previamente destinada para a recepção de resíduos, foi selecionada como alvo para um projeto de recuperação ambiental objetivo deste trabalho. Os resultados mostraram uma significativa diferença entre o solo controle e o contaminado devido ao pH elevado, menor biomassa microbiana e reduzida concentração de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio. A partir de estudos florísticos e fitosociológicos adjacentes a área impactada, foram selecionadas 8 espécies arbóreas para utilização na recomposição da vegetação da área degradada. A resistência e adaptabilidade às condições da área degradada foi estudada mediante experimento em casa de vegetação, que avaliou o crescimento das respectivas espécies por 120 dias, em vasos contendo o solo contaminado, com posterior adição de adubação química, substrato orgânico e esporos micorrízicos da área controle não contaminada. Dentre as espécies avaliadas, *Astronium fraxinifolium* Schott (Gonçalo Alves), *Peltophorum dubium* Spreng. (Canafístula) e, *Dipteryx alata* Vogel (Baru) se mostraram muito sensíveis ao solo contaminado devido à alta mortalidade das plantas. *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba) e *Hymenaea stignocarpa* Mart. (Jatobá do Cerrado), apesar de registrarem elevada sobrevivência, não se desenvolveram adequadamente no solo contaminado. Para *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (Tamboril), *Tamarindus indica* L. (Tamarindo) e *Tabebuia ochraceae* (Cham.) Standl. (Ipê amarelo do Cerrado), observou-se elevada sobrevivência e bom desenvolvimento das espécies, sobretudo nos tratamentos contendo substrato orgânico. De modo geral, verificou-se a capacidade de atenuação do impacto, em todas as espécies testadas por meio do uso de matéria orgânica adicional ao solo contaminado. O substrato orgânico húmus de minhoca, a compostagem de serrapilheira e o esterco bovino se mostraram, respectivamente, a melhor complementação orgânica para o solo contaminado numa avaliação realizada com Tamboril. Foi detectada uma taxa de colonização das raízes por fungos micorrízicos arbusculares superior a 50% nas espécies submetidas aos tratamentos com inoculação de esporos. Posteriormente as concentrações foliares de fósforo e zinco foram determinadas e de maneira geral, os tratamentos propostos para atenuar o impacto do solo da área degradada propiciaram um maior aporte de fósforo nas folhas das espécies avaliadas. Não foram registradas concentrações acentuadas de zinco nas folhas. Recomendou-se o plantio do Ipê, Tamboril e Tamarindo, associado ao uso de matéria orgânica adicional e inoculação com esporos micorrízicos, para projetos de recuperação da área degradada avaliada ou em áreas cujas perturbações nos atributos físicos-químicos e biológicos do solo se assemelhem aos da área deste estudo.

Abstract

The industrial production of zinc alloys generates large amounts of chemical waste. An area of approximately 16 hectares previously designed for the reception of industrial waste was selected as a target for an environmental recovery project, objective of this work. The results showed a significant difference between the control and contaminated soil due to high pH, lower microbial biomass and reduced concentration of organic matter, phosphorus and nitrogen. From floristic and phytosociological studies adjacent to the impacted area, eight tree species were selected for use in vegetation restoration project. The resilience and adaptability to the conditions of the degraded area was analyzed by experiment in a greenhouse, which evaluated the growth of the respective species for 120 days in pots containing the contaminated soil, with subsequent addition of chemical fertilizer, organic substrate and arbuscular mycorrhizal fungi spores extracted from an uncontaminated control area. Among the tested species, *Astronium fraxinifolium* Schott (Gonçalo Alves), *Peltophorum dubium* Spreng. (Canafistula) e, *Dipteryx alata* Vogel (Baru) were very sensitive to the contaminated soil due to the high mortality of plants. *Copaifera* Desf. (Copaíba) e *Hymenaea stignocarpa* Mart. (Jatobá do Cerrado), despite registering a high survival rate, have not properly developed in contaminated soil. *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (Tamboril), *Tamarindus indica* L. (Tamarindo) e *Tabebuia ochraceae* (Cham.) Standl. (Ipê amarelo do Cerrado), presented high survival and proper development of species, particularly in treatments with organic substrate. Overall, the use of organic matter added to soil assigned the ability to mitigate the impact in all tested species. The organic substrate derived from earthworm castings, compost litter and manure demonstrated, respectively, the best organic complement for the contaminated soil for Tamboril. We detected a rate of colonization of roots by mycorrhizal fungi greater than 50% in species subjected to the treatments inoculated with spores. Leaf concentrations of phosphorus and zinc were determined and, in general, the proposed treatments to mitigate the impact of degraded soil in the area provided a higher amount of phosphorus in the leaves of the evaluated species. There were no high concentration of zinc in the leaves. It was recommended the planting of Ipe, Tamboril and Tamarindo, associated with the use of additional organic matter and mycorrhizal inoculation with spores, for revegetation of the degraded area and other areas whose disruption in the physical, chemical and biological soil are similar to the area of study.

1 - Introdução

A civilização humana, em sua busca histórica de crescimento, desenvolvimento e aprimoramento tecnológico, acarreta impactos diferenciados sobre o meio natural, quando comparada às demais populações naturais. Sobretudo a partir da revolução industrial, no século XIX, até os dias atuais, o desenvolvimento exponencial de novos processos produtivos deu início a uma nova era de desafios ambientais dele decorrentes.

A cada novo dia, a dimensão do planeta diminui frente à constante quebra de fronteiras e paradigmas. A relativização das distâncias, através do aprimoramento da comunicação e do transporte, a fusão de países e nações, sob enfoques políticos e econômicos, e o próprio crescimento da população humana permitem o aparecimento de uma visão global dos limites de confinamento da vida no planeta. Nessa perspectiva, os recursos limitados devem se renovar, sob pena de serem exauridos, pois a vida, como processo complexo e dinâmico que é, depende da utilização constante desses recursos para subsistir.

Dessa forma, tais limites deixam clara a necessidade da preservação em prol da continuidade da vida como a conhecemos. Os paradigmas produtivos do passado, que ostentavam o lucro e a produtividade em detrimento do custo energético, social e ambiental, caíram por terra, assim como as práticas e processos altamente poluidores. Por força dos novos conceitos de integração global e sustentabilidade, os danos causados ao meio ambiente precisam ser imediatamente remediados, sob pena de desencadear um processo irreversível.

Os efeitos dos vários tipos de degradação de uma área natural são muito amplos e possuem reflexos nas características do solo, na diversidade microbiológica, vegetal e animal e na disponibilidade de água, nutrientes e substâncias tóxicas. É importante frisar que, por mais controlado que seja o processo de degradação, ele sempre existirá, de alguma forma, diferindo a área de seu estado original na natureza.

Diante desse cenário, torna-se claro o papel atual e o interesse comum dos responsáveis pela degradação, assim como de toda a sociedade, para retardar e retroceder o processo de deterioração dos ambientes naturais. Observados os limites de reciclagem de recursos e da necessidade de manutenção dos ciclos de renovação, o esforço comum torna-se óbvio, pois denota uma verdadeira corrida pela sobrevivência.

A Votorantim Metais – Unidade Três Marias (VM-TM), antigamente denominada Companhia Mineira de Metais, localiza-se no km 284 da BR-040, no município de Três Marias, na porção centro-oeste do estado de Minas Gerais, distando-se cerca de 290 km da

cidade de Belo Horizonte (**Figura 1**). As atividades de planejamento da indústria iniciaram-se na década de 60 e sua atividade principal é a produção de ligas metálicas de zinco.



Figura 1: Localização da área de estudo (coordenadas geográficas aproximadas: 18° 12' 21" S, 45° 14' 31" O).

A empresa iniciou suas atividades em 1969 e sua localização foi determinada pela proximidade de insumos básicos – água e energia elétrica – indispensáveis ao processo eletrolítico de obtenção do zinco metálico. Conforme dados gentilmente cedidos, diversas áreas da unidade foram utilizadas para depositar os mais variados resíduos industriais (tais como escórias oxidadas da fundição de zinco; resíduos de limpeza da piscina de decantação da fábrica de Cd, resíduos da purificação e filtração, zinco oxidado da moagem de escória, estoque de enxofre, resíduos da purificação de zinco, dentre outros - EIA/RIMA, 1990). Vários desses resíduos foram parcialmente removidos ao longo do tempo, mas ainda restam diversas áreas degradadas, contaminadas e sujeitas à recuperação.

Este trabalho objetiva o estudo de uma área impactada de aproximadamente 16 hectares, previamente destinada para a recepção de resíduos industriais alcalinos ricos em zinco (identificados como “pH9”), para o desenvolvimento de um programa de revegetação. A área de estudos está identificada na **Figura 2**.

Foram caracterizados o impacto físico-químico e biológico no solo e avaliada a possibilidade de utilização de espécies vegetais de ocorrência local para a revegetação, bem como a indicação de um manejo adequado para promover a revegetação e a melhoria físico-química e biológica do solo.

Objetivo Geral

Avaliar o impacto físico, químico e biológico de uma área que recebeu descartes de resíduo industrial alcalino rico em zinco e propor estratégias para sua recuperação.

Objetivos Específicos

1. Caracterizar o solo da área impactada através de parâmetros físico-químicos e microbiológicos e contrasta-los com os obtidos para o solo da área não impactada.
2. Verificar se o solo contaminado com resíduos industriais, na área impactada, oferece resistência ao desenvolvimento de espécies arbóreas de ocorrência na região;
3. Indicar o(s) principal(is) fator(es) de impacto do solo contaminado no crescimento vegetal, bem como apontar possíveis mecanismos de minimização do(s) efeito(s) do(s) mesmo(s); e
4. Propor estratégias de recuperação para a área degradada, visando a sua revegetação com cobertura arbórea original, bem como sua manutenção e sustentabilidade;



Figura 2: Visão aérea da planta industrial da Votorantim Metais em Três Marias – MG, com destaque para os pontos de amostragem utilizados em estudo interno (RT-069-5715-5140-0011-01-J) e “área do pH9” (retângulo). Adaptado de RT-069-5715-5140-0011-01-J.

2 – Revisão de Literatura

2.1 – Áreas degradadas

As áreas degradadas são as marcas do processo de desenvolvimento da história humana na superfície da terra, especialmente dos processos produtivos e industriais. Dentre as diversas formas de degradação, temos como constante a modificação das características bio-físico-químicas do ambiente original, tanto por remoção, substituição ou introdução de novos elementos, quanto por interferência direta na organização original.

PARROTA (1992) define áreas degradadas como aquelas caracterizadas por solos empobrecidos e erodidos, instabilidade hidrológica, produtividade primária e diversidade biológica reduzidas. Na legislação em vigor, o Decreto Federal 97.632/89 conceitua a degradação ambiental como sendo “processos resultantes de danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade produtiva dos recursos naturais” (BRASIL, 1989).

Para uma área degradada, deve-se entender por “Recuperação” a “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original” e por “Restauração” o retorno às suas condições naturais, antes de receber a influência externa que causou sua degradação, ou, em outras palavras, a “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original” (BRASIL, 2000). O Decreto Federal 97.632/89 atesta que “a recuperação deverá ter por objetivo o retorno do sítio degradado a uma forma de utilização, de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo, visando à obtenção de uma estabilidade do meio ambiente” (BRASIL, 1989). Ainda sobre o tema, HERRERA *et al.* (1993) considera também a “reabilitação”, que pode ser entendida como um reaproveitamento de uma área degradada para outra finalidade.

Apesar da distinção de conceitos apresentada na legislação nacional vigente, pode-se entender que ambas as definições de recuperação ou restauração de áreas degradadas visam à reestruturação das características naturais originais do local que sofreu algum tipo de intervenção, baseadas na lógica da capacidade de resiliência ou autogênese dos ambientes naturais. Por mais difícil que aparente ser, é possível devolver grande parte do contexto bio-físico-químico original da área, caso sejam realizados os estudos, estratégias e condutas necessárias e adequadas ao projeto de recuperação ou restauração.

Para tanto, os estudos de reestruturação de áreas degradadas devem compreender uma visão de contexto do ambiente afetado, focando tanto em particularidades específicas quanto em uma visão ampla de ecossistemas e contextualização no bioma. Em outras palavras, os orientadores de intervenções em áreas degradadas devem priorizar, além da análise de fatores bióticos e abióticos, as suas inter-relações e interdependências, de modo a indicar soluções dinâmicas e integradas que possam reverter o processo de degradação e propiciar o comportamento resiliente (ou autogenético) natural da área (KING & HOBBS, 2006).

Em uma revisão de modelos conceituais, utilizados para avaliar e condicionar estratégias de restauração e recuperação de áreas impactadas, KING & HOBBS (2006) introduzem uma análise matricial centrada em abordagens estruturais e funcionais, bem como em fatores bióticos e abióticos. No contexto da ecologia de reabilitação, a abordagem estrutural está relacionada a critérios estáticos, que envolvem intervenções mecânicas, condicionando soluções rápidas e geralmente sem resiliência. Já a abordagem funcional trabalha com processos dinâmicos e resilientes, que normalmente envolvem a manipulação de interações e a conseqüente inter-relação com os aspectos estruturais. Somando-se a isso a classificação dos fatores envolvidos, é obtida uma matriz capaz de informar e preparar o campo teórico para as intervenções práticas.

Os processos de recuperação de áreas trabalham com parâmetros interdependentes e autoregulados, que devem ser modificados em conjunto para garantir a sustentabilidade da ação introduzida e a resiliência do processo como um todo. Nessa perspectiva, ao se incrementar um dos parâmetros, há um reflexo desse incremento nos demais parâmetros inter-relacionados, ampliando o contexto da recuperação (WHISENANT, 1999 *apud* KING & HOBBS, 2006).

Os indicadores bio-físico-químicos capazes de relacionar índices de degradação e reestruturação de áreas, apesar de já amplamente estudados, ainda estão em fase de consolidação acadêmica (GIL-SOTRES *et al.*, 2005). Muito já foi feito no sentido de determinar tais indicadores, mas devido à relativa contemporaneidade do estímulo ao tema (início década de 90), ainda é um campo do conhecimento em plena discussão de idéias e reconstrução paradigmática, estando longe de definições consensuais e definitivas.

Entretanto, já existem alguns parâmetros de estudo que são considerados necessários para qualquer trabalho de reestruturação de áreas. O principal deles é o conceito de “qualidade do solo”. Entende-se por qualidade do solo a “capacidade de um tipo específico de solo de sustentar, dentre fronteiras de ecossistemas naturais ou manejados, a produtividade animal e

vegetal, manter ou incrementar a qualidade da água e do ar e suportar a saúde e habitação humanas” (KARLEN *et al.*, 1997).

O solo é o componente inicial e prioritário, pois abarca todas as estruturas e organismos envolvidos na reestruturação, além de conter o principal reflexo negativo da degradação (carência de componentes e nutrientes necessários, microbiota ausente ou deficiente, presença de contaminantes, compactação, e outro). A qualidade do solo influencia funções básicas como o movimento, disponibilidade e redistribuição de água e solutos, retenção e ciclagem de nutrientes, filtração, tamponamento, imobilização e transformação de materiais orgânicos e inorgânicos, crescimento radicular e resistência à erosão, dentre outros atributos (KARLEN *et al.*, 1997; SCHOENHOLTZ *et al.*, 2000).

A “qualidade do solo” é um conceito que tem sido tanto defendido (KARLEN *et al.*, 2001), quanto combatido (SOJKA & UPCHURCH, 1999) na literatura. Devido à sua grande complexidade, alguns autores defendem que o solo não pode ter sua qualidade funcional caracterizada por apenas algumas propriedades bioquímicas (SOJKA & UPCHURCH, 1999).

Apesar de existirem vários modelos para avaliação da qualidade do solo (TÓTOLA & CHAER, 2002 *apud* ARAUJO, 2007), eles geralmente são de aplicação complexa e estão direcionados para a produção agrícola e para a pesquisa. Ainda estão sendo desenvolvidos os métodos para avaliação ambiental, e têm sido propostos dois diferentes enfoques para o estabelecimento de critérios de referência: solos de área sob vegetação natural, por representar as condições ecológicas de estabilidade (homeostase) do ambiente; e parâmetros agronômicos que maximizem a produção e conservem o meio ambiente (SANTANA & BAHIA FILHO, 2002 *apud* ARAUJO, 2007).

Assim, a determinação do parâmetro “solo” faz uso de indicadores diversos, cujo conjunto mínimo ainda não é consensual, (ARSHAD & COEN, 1992; DORAN & PARKIN, 1994 e 1996; KENNEDY & PAPENDICK, 1995; LARSON & PIERCE, 1991 e 1994), mas os já existentes incluem avaliação de suas propriedades físicas (matéria orgânica, textura, capacidade de retenção de água, taxa de infiltração, compactação), químicas (pH, carbono total, condutividade elétrica, macro e micronutrientes, capacidade de troca de cátions) e biológicas (biomassa microbiana, taxas de respiração, fixação de nitrogênio, fixação de carbono). A profundidade do sistema radicular também é um importante parâmetro de análise, uma vez que aponta indiretamente o perfil da qualidade do solo através do volume explorado pelo vegetal na busca por água e nutrientes.

Por outro lado, o que já se sabe é que os indicadores devem ser mensuráveis e representativos de um atributo de funcionalidade do solo (BURGER & KELTING, 1999) e

que sua seleção para o conjunto mínimo de análise de sua qualidade deve ser feita com rigor científico, sob pena de comprometer os resultados e as conseqüentes conclusões deles derivadas (NORTCLIFF, 2002). Para tanto, os indicadores devem, preferencialmente, satisfazer os requisitos de serem sensíveis ao maior número possível de agentes degradantes, possuir a capacidade de sofrer alguma alteração mensurável em resposta a algum contaminante e a habilidade de refletir os diferentes níveis de degradação (ELLIOTT, 1994). Assim, o monitoramento dos indicadores, ao longo do tempo, pode determinar se a qualidade do solo de uma determinada área se encontra estável, declinando, ou melhorando (SHUKLA *et al.*, 2004).

Dentre os indicadores apontados, destacamos os relacionados com a matéria orgânica e a microbiota presente no solo. Quesito indispensável, a matéria orgânica é essencial para o fornecimento de nutrientes, especialmente nitrogênio, fósforo e enxofre, melhora a estruturação do solo e, conseqüentemente, eleva a disponibilidade de água (BRADY, 1989). Juntamente com a argila, é considerada a fração dinâmica do solo (PARRON & CAUS, 2001) e é essencial na estabilidade de agregados que condicionam a agregação e permeabilidade.

Apesar de constituir aproximadamente menos de 5% da matéria orgânica existente no solo (DALAL, 1998), a biomassa microbiana também é de fundamental importância na determinação da qualidade funcional, haja vista sua participação em processos de ciclagem de matéria orgânica e nutrientes, destoxificação e constituição estrutural (PASCUAL *et al.*, 2000; NANNIPIERI *et al.*, 2002; JEFFRIES *et al.*, 2003).

Além disso, foi demonstrado que o aumento da disponibilidade de nutrientes do solo (MONTAGUINI *et al.*, 1995) e da biomassa vegetal (MARQUES *et al.*, 1997; MARQUES *et al.*, 2001) pode ser obtido através da inoculação das plantas com microrganismos simbiotes como fungos e bactérias. Nesse escopo, um grupo de microrganismos que vem ganhando amplo destaque nas últimas décadas é o dos fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e das bactérias fixadoras de nitrogênio.

Os FMA são fungos simbiotes cosmopolitas do filo *Glomeromycota* que se relacionam com cerca de 80% de todas as plantas vasculares terrestres, funcionando como apêndices do sistema radicular que ampliam a capacidade dos vegetais associados na captação de água e nutrientes (HARRISON, 1999). Esses fungos exercem uma grande influência nas comunidades de plantas terrestres e, conseqüentemente, nos processos de ecossistemas como um todo (RILLIG, 2004), especialmente em relação à agregação do solo (MILLER & JASTROW, 1992; WRIGHT & UPADHYAYA, 1998) e à disponibilidade de recursos nutricionais.

A relação dos FMA com a modificação da estrutura de agregação de solos vem sendo atribuída à intensa produção de uma glicoproteína insolúvel, denominada Glomalina, por parte desses microrganismos (WRIGHT *et al.*, 1996a; WRIGHT & UPADHYAYA, 1996b; WRIGHT & UPADHYAYA, 1998; RILLIG & STEINBERG, 2002; RILLIG & MUMMEY, 2006). Apesar de suspeitas de não possuir como função original a habilidade de promover a agregação do solo (PURIN & RILLIG, 2007), essa proteína foi diretamente correlacionada com tal característica (WRIGHT & UPADHYAYA, 1998) e, portanto, é atualmente considerada de grande importância para minimizar os efeitos deletérios da compactação, tais como a redução de crescimento de raízes, da aeração, da irrigação e da colonização microbiana, bem como da fixação de carbono.

2.2 – Metais pesados

Os metais pesados são agrupados em uma categoria de 53 elementos com peso específico acima de 5 g cm^{-3} (HOLLEMAN & WIBERG, 1985 *apud* GÖHRE & PASZKOWSKI, 2006). Vários desses elementos são englobados na categoria de micronutrientes essenciais para os vegetais e, portanto, são naturalmente retirados do solo por sistemas específicos de extração. Porém, quando em altas concentrações, os metais pesados também podem ser absorvidos pelas células vegetais por transportadores não-específicos.

Os metais pesados não essenciais, quando em altas concentrações, incorporam-se aos vegetais, superando os valores de controle osmótico e difusão passiva (HALL & WILLIAMS 2003), interferindo nos processos bioquímicos indispensáveis, por meio da alteração de estruturas tridimensionais de proteínas, e substituindo outros elementos vitais em estruturas orgânicas (HALL, 2002), o que compromete os processos metabólicos.

Externamente às células, os princípios básicos de mecanismos vegetais de detoxificação desses poluentes envolvem a quelação por exsudados radiculares ou adsorção às paredes celulares do sistema radicular. Por outro lado, no ambiente intracelular, estão envolvidos mecanismos de efluxo via transporte ativo para controle de concentrações citosólicas, produção de agentes quelantes, como fitoquelatinas e metalotioninas, e imobilização via armazenamento vacuolar (HALL, 2002; GÖHRE & PASZKOWSKI, 2006).

O papel da hiperacumulação de metais por vegetais ainda não está elucidado. Tem sido sugerido na literatura que essa característica possibilitaria proteção contra o ataque de fungos e insetos (BOYD & MARTENS, 1992). Tal hipótese é sustentada por trabalhos como

o de POLLARD & BAKER (1997), que demonstrou o efeito anti-herbivoria em *Thlaspi caerulescens*, espécie hiperacumuladora de zinco.

2.2.1 – Fitorremediação e metais pesados

A fitorremediação pode ser definida como a utilização de plantas na remoção ou destoxificação de poluentes de uma determinada área (CUNNINGHAM & BERTI, 1993; RASKIN *et al.*, 1994). A idéia de se utilizar vegetais para limpeza de um habitat é antiga e não pode ser associada a alguma data específica, mas, nos últimos anos, tem ganhando mais força, por estar relacionada ao paradigma atual de sustentabilidade e ser um processo de reduzido impacto ambiental. Atualmente, a fitorremediação pode ser dividida em cinco áreas distintas de especialização: fitoextração, fitodegradação, fitoestabilização, fitovolatilização e rizofiltração (SALT *et al.*, 1998; PULFORD & WATSON, 2003).

A fitoextração se vale da estratégia de utilização de plantas acumuladoras de poluentes para removê-los do solo e concentrá-los nas partes aéreas dos vegetais. Essa tecnologia recente tem sido considerada especialmente atrativa para implementar a remoção de metais pesados (KUMAR *et al.*, 1995; SALT *et al.* 1995; KRÄMER, 2005) e se baseia nas características genéticas e fisiológicas de plantas em acumular, translocar e resistir a grandes quantidades de poluentes tóxicos. É interessante destacar que uma planta fitoextratora ideal deve possuir as características de rápido crescimento, grande produção de biomassa, alta resistência aos poluentes e alta capacidade de sua absorção, transporte e acumulação nas partes aéreas.

A eficiência dessa estratégia para a extração de metais pesados é diretamente proporcional à disponibilidade dos mesmos no solo. Os metais se apresentam em diferentes formas e compostos químicos, tais como íons e complexos metálicos livres, íons livres adsorvidos em substratos inorgânicos e em sítios específicos de ligação/troca iônica em compostos inorgânicos, ligados diretamente a compostos orgânicos precipitados, ou em compostos insolúveis, dentre outros.

Nesse contexto, podemos identificar uma limitação da fitoextração, pois essa técnica é capaz de apresentar resultados positivos apenas com metais disponíveis nas formas iônicas e complexadas livres e em algumas formas adsorvidas e ligadas em sítios específicos de compostos do solo (SALT *et al.*, 1995). A fim de compensar essa dificuldade, em alguns casos são utilizados agentes quelantes para prevenir a precipitação e a adsorção dos metais e auxiliar na liberação e dissolução de átomos e íons adsorvidos ou ligados, aumentando a disponibilidade de metais para a captação pelos vegetais (SALT *et al.*, 1998).

A fitodegradação consiste na estratégia de degradar poluentes orgânicos presentes no solo, por meio de plantas associadas a microrganismos capazes de implementar tal deterioração.

Por fitoestabilização, compreende-se a estratégia de redução da mobilidade ou disponibilidade ambiental de determinados poluentes, mediante a utilização de plantas e suas associações com microrganismos, seja por imobilização propriamente dita ou por prevenção de migração (VANGRONSVELD *et al.*, 1995).

A fitovolatização é uma tecnologia que pretende volatilizar para a atmosfera compostos presentes no solo, mediante o uso de plantas (BAÑUELOS *et al.*, 1997; BURKEN & SCHNOOR, 1999).

Finalmente, a rizofiltração é a estratégia de remoção, adsorção, absorção, concentração ou precipitação de poluentes, especialmente metais pesados, de ambientes aquosos, mediante sistemas radiculares de plantas (DUSHENKOV *et al.*, 1995). Um vegetal rizofiltrador ideal deve possuir as características de rápido crescimento e desenvolvimento do sistema radicular, alta tolerância aos poluentes e persistência na habilidade de filtração por longos períodos (SALT *et al.*, 1995).

2.2.2 – Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e metais pesados

Recentemente, tem sido verificada a maior resistência a metais pesados em plantas associadas à FMA (GONZALEZ-CHAVEZ *et al.*, 2004; GAUR & ADHOLEYA 2004; KHAN 2005; LEUNG *et al.*, 2006; GÖHRE & PASZKOWSKI, 2006). Foi observado em tais plantas uma maior captação e acumulação de metais pesados (fitoextração) e, em outros casos, a contribuição dos FMA na imobilização de metais pesados no solo (fitoestabilização).

JONER *et al.* (2000) demonstrou a capacidade de ligação de metais pesados com a quitina presente na parede celular das hifas de FMA, sugerindo um mecanismo de fitoestabilização a eles relacionados. Esse trabalho verificou a ligação via adsorção passiva de até 0,5 mg de Cd por mg de biomassa seca de FMA. A diminuição da toxicidade de níveis elevados de zinco, em vegetais associados à FMA, também foi verificada na literatura (SALT, *et al.*, 1998, WHITFIELD, *et al.*, 2004).

Foi demonstrado que o aumento da captação de metais pesados por plantas colonizadas por FMA está diretamente relacionado ao aperfeiçoamento do mecanismo nutricional de disponibilidade de fosfato inorgânico, característica benéfica da associação simbiótica (GÖHRE & PASZKOWSKI, 2006). Entretanto, os mecanismos de resistência

derivados da associação com FMA ainda se encontram distantes de uma completa elucidação. Mas, especialmente no desenvolvimento de estratégias de fitorremediação, a perspectiva dos benefícios atribuídos aos FMA, em processos de remediação de áreas contaminadas, tem sido considerada como promissora no meio acadêmico.

2.2.3 – Efeito do zinco em plantas

O zinco (Zn) é considerado o 23º elemento mais abundante na crosta terrestre e o único metal presente em todas as seis classes conhecidas de enzimas (oxidoreduases, transferases, hidrolases, liases, isomerases e ligases), participando como componente estrutural, regulatório ou catalítico (HACISALIHOGU & KOCHIAN, 2003 *apud* MARSCHNER, 1995; BROADLEY *et al.*, 2007). Entretanto, como qualquer elemento químico, torna-se tóxico quando em altas concentrações, especialmente por se tratar de um metal pesado.

Nas plantas, os mecanismos controladores da homeostase desse elemento ainda não estão plenamente elucidados (BROADLEY *et al.*, 2007). Estudos têm demonstrado que o zinco presente no solo ingressa, por difusão, nas paredes celulares do sistema radicular e é transportado através da membrana plasmática por ação de transportadores iônicos específicos, que estariam relacionados ao metabolismo do fosfato inorgânico - Pi (WHITFIELD *et al.*, 2004, LIU *et al.*, 2005; LEUNG *et al.*, 2006; GÖHRE & PASZKOWSKI, 2006). Essa hipótese também é corroborada pela precipitação daquele elemento via Zn-fitato, proposta como um mecanismo de destoxificação vegetal (VAN STEVENINCK *et al.*, 1987, 1990 e 1992).

O zinco é captado principalmente sob sua forma iônica (Zn^{2+}), e postula-se que sua incorporação nas raízes seja feita por dois sistemas transportadores distintos: um de alta velocidade e baixa especificidade e outro de baixa velocidade e alta especificidade (KOCHIAN, 1995; HACISALIHOGU *et al.*, 2001). Existem pelo menos seis famílias de transportadores que mediarão a entrada e transporte do zinco nas células: ZIP (Proteínas relacionadas a Zrt e Irt), CDF (proteínas Facilitadoras de Difusão de Cátions), P-type ATPase (ATPases transportadoras de metais), NRAMP (Proteínas de Resistência Natural Associadas à Macrófagos) e CAX (“Antiporters” de troca de cálcio e outros cátions divalentes). O transporte a longa distância, para as partes aéreas, é realizado por meio do fluxo de íons de Zn^{2+} no xilema (HACISALIHOGU & KOCHIAN, 2003).

Os mecanismos de destoxificação e armazenamento do zinco, apesar de ainda não se encontrarem esclarecidos, derivam de processos complexos que envolvem transporte, quelação, trânsito e seqüestro (DAVIES *et al.*, 1991; VAZQUEZ *et al.*, 1994; BRUNE *et al.*, 1994; CLEMENS, 2001).

KÜPPER *et al.* (1999, 2000), ao estudar hiperacumuladores conhecidos de zinco, descreve que a acumulação desse elemento se dá principalmente nas folhas. Além disso, sugere que a principal compartimentalização seja em vacúolos, nas células epiteliais, uma vez que foi verificada uma correlação linear entre a concentração de Zn e o comprimento das células epiteliais em folhas novas e maduras.

A concentração de Zn, nas espécies vegetais, é muito variável e depende tanto das características das espécies quanto do ambiente. Para espécies nativas, as concentrações celulares naturais encontradas no Cerrado variam entre 30 e 300 mg Kg⁻¹ de Zn (SOARES *et al.*, 2001a; TAKEMOTO *et al.*, 2001). Entretanto, quando expostas a solos contaminados e com excesso de zinco, as mesmas espécies são capazes de apresentar concentrações desse elemento entre 500 e 3300 mg Kg⁻¹ em caules, folhas ou raízes (SOARES *et al.*, 2001a).

Por outro lado, espécies vegetais hiperacumuladoras de Zn, tais como os membros da família Brassicaceae (*Thlaspi caerulescens*, *Brassica juncea.*, *Arabidopsis halleri*, dentre outros) podem chegar a acumular até 30.000 mg de Zn Kg⁻¹ na massa seca (EBBS *et al.*, 1997; SHEN *et al.*, 1997; SCHWARTZ *et al.*, 2001).

Em espécies vegetais não acumuladoras, os sintomas de toxicidade geralmente se tornam visíveis com concentrações de zinco maiores do que 300 mg Kg⁻¹ na massa seca de folhas, apesar de que já foram observados sintomas a partir de concentrações um terço menores (BROADLEY *et. al*, 2007). Os sintomas incluem redução da produtividade, crescimento e biomassa, deficiência induzida de ferro, interferência na absorção de minerais como P, Mg e Mn, clorose derivada de deficiências minerais, redução da síntese de clorofila e degradação de cloroplastos (SOARES, 2001b; ROUT & DAS, 2003; DONG *et. al*, 2006; VENKATESAN *et. al*, 2006; BROADLEY *et. al*, 2007; SAGARDOY *et. al*, 2009; WOLFF, 2009).

3 – Material e Métodos

3.1 – Caracterização do solo e amostragem

Dentro da área de estudo denominada pH9 (**Figura 2**) que possui cerca de 16 hectares, foi demarcada uma parcela de cerca de 10% para o desenvolvimento do presente trabalho. A **Figura 3** relaciona o posicionamento da demarcação na planta industrial (A) e apresenta a localização dos pontos de amostragem (B e C).

Para a amostragem do substrato, foram coletadas amostras na área de estudo (pontos denominados 8 a 13, 15 e 17 a 24 na **Figura 3C**) e na área de Cerrado adjacente sem contaminação (contr/1, **Figura 3B**, 4 amostras). As coletas se realizaram na profundidade de 20 cm. Nas coletas para análises de parâmetros químicos e biológicos, as amostras foram transportadas e mantidas a 4-10 °C até o momento das análises.

3.1.1 – Caracterização físico-química e biológica do solo

As amostras de substrato foram analisadas no Instituto Mineiro de Agropecuária – IMA, quanto ao pH (em H₂O), teores de Al³⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ (extração por KCl 1N), Zn, Cu, Mn, Fe, P, K (extração por Mehlich 1 – MEHLICH, 1953), análise textural (método da pipeta), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação de bases e de porosidade, matéria orgânica, carbono orgânico e relação C/N (NELSON & SOMMERS, 1982).

As populações microbianas do solo foram estimadas utilizando-se meios seletivos específicos. O número de microrganismos solubilizadores de fosfato foi avaliado em meio de cultura Pikovskaya (PIKOVSKAYA, 1948), a população de celulolíticos, em meio de Dubois (GIRARD-ROUGIEUX, 1964), as bactérias, em meio Thorton (THORTON, 1956) e fungos totais, em meio de cultura Martin (MARTIN, 1950).

Para a determinação da população micorrízica, esporos de FMA foram recuperados de amostras de solo, da área em estudo, por meio de peneiramento úmido (GERDEMANN & NICOLSON, 1963), decantação e centrifugação em sacarose (WALKER *et al.*, 1982), e os dados foram expressos sob a forma do número de esporos obtido por 100 gramas de solo seco.

A biomassa microbiana foi estimada pelo carbono intracelular segundo o método de VANCE *et al.* (1987), que envolve fumigação do solo com clorofórmio e quantificação indireta por titulação com bicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$). Os valores para carbono da biomassa foram calculados pela diferença entre as amostras fumigadas e não fumigadas, utilizando os fatores de correção adequados.

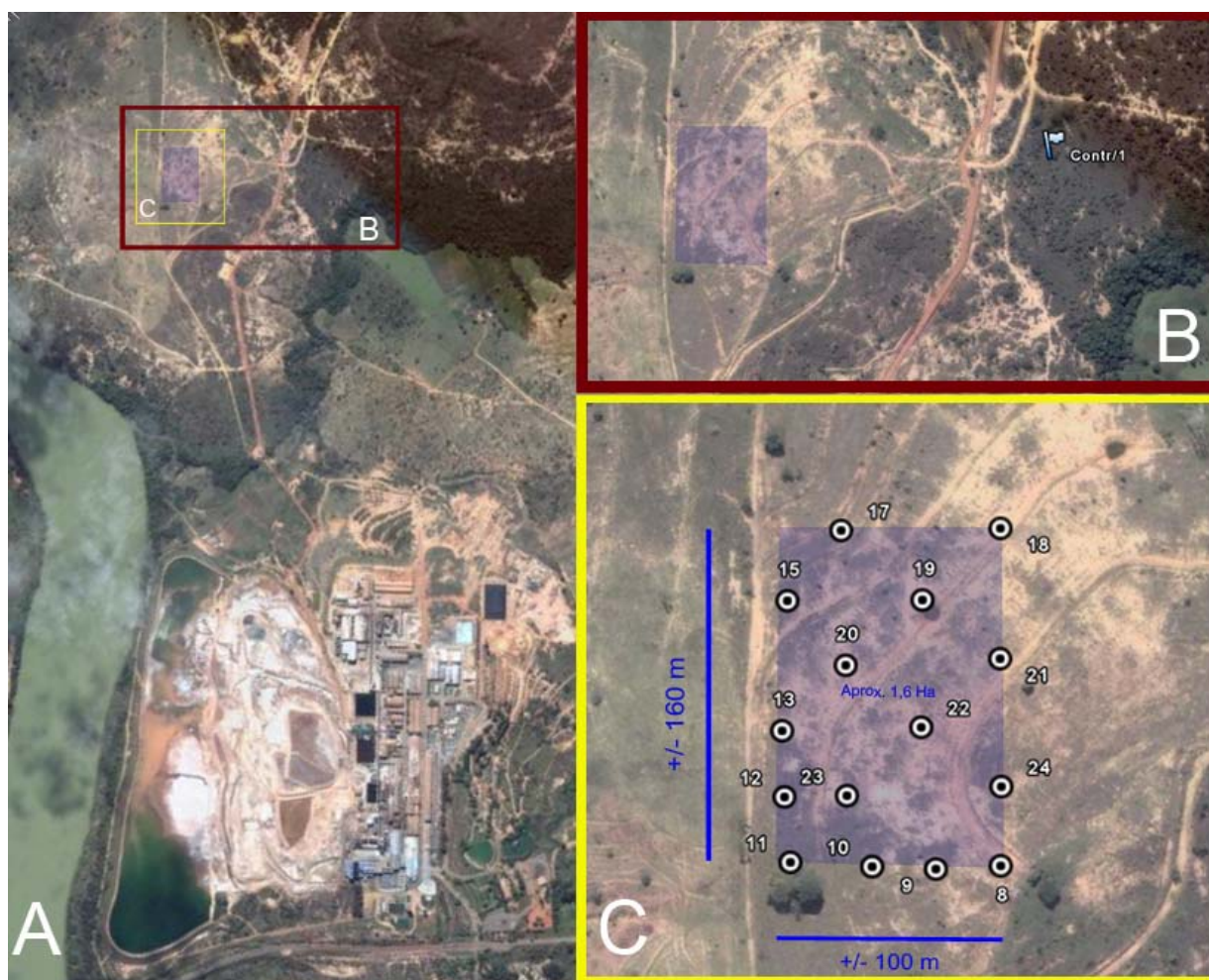


Figura 3: Delimitação da área de estudo. A: Visão aérea geral da área com o Rio São Francisco na margem esquerda da foto e a planta industrial na parte central inferior. A ampliação B apresenta uma visão ampla da área impactada (porção esquerda), da delimitação de 1,6 hectares para estudo (hachurado) e da área de cerrado não impactada utilizada como controle (“Substrato Não contaminado - SNC”). A ampliação C demonstra detalhes dos pontos utilizados para coletas do solo.

3.2 – Levantamento florístico e coleta de sementes

Os estudos florísticos e fitossociológicos da área de estudo já haviam sido realizados pela empresa responsável pela área impactada e os resultados foram gentilmente fornecidos. Tais

estudos foram conduzidos por quadrantes, de acordo com MARTINS (1991) e MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974).

De posse dos dados dos levantamentos, foram destacadas quais as espécies vegetais mais abundantes na área, para que fossem submetidas aos experimentos de resistência e adaptabilidade em casa de vegetação. Foram selecionadas preferencialmente espécies da Família *Fabaceae*, pela possibilidade de associações simbióticas com bactérias fixadoras de nitrogênio. As espécies selecionadas encontram-se listadas na **Tabela 1**.

Tabela 1: Espécies existentes na área impactada e selecionadas para estudo.

Família	Espécie	Nome popular
<i>Anacardiaceae</i>	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçalo Alves
<i>Bignoniaceae</i>	<i>Tabebuia ochraceae</i> (Cham.) Standl.	Ipê Amarelo do Cerrado
<i>Fabaceae</i> (<i>caesalpinioideae</i>)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. <i>Hymenaea stignocarpa</i> Mart. <i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) <i>Tamarindus indica</i> (L.)	Copaíba Jatobá do Cerrado Canafístula Tamarindo
<i>Fabaceae</i> (<i>mimosoideae</i>)	<i>Enterolobium contortisliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril
<i>Fabaceae</i> (<i>papilionoideae</i>)	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Barú

As sementes das espécies selecionadas como foram gentilmente cedidas pelo Laboratório de Sementes da CEMIG e, a seguir, acondicionadas em câmara fria, a 8 °C, levadas ao laboratório para a realização dos testes e preparação das mudas para plantio.

3.2 – Germinação das sementes e preparo dos vasos para plantio

As sementes das espécies selecionadas foram submetidas aos tratamentos descritos na **Tabela 2**, para a quebra da dormência, e posteriormente alocadas em caixas sementeiras contendo vermiculita, para germinação. As caixas foram mantidas em casa de vegetação, e as

mudas foram transplantadas para os vasos quando atingiam aproximadamente 10 centímetros de altura (com exceção de *Tabebuia ochraceae*, que foi transplantada com 5 centímetros).

Tabela 2: Tratamentos empregados na germinação das espécies selecionadas para estudo.

Espécie	Tratamento
Gonçalo Alves	Germinação direta em vermiculita úmida
Ipê Amarelo do Cerrado	Germinação direta em vermiculita úmida
Copaíba	5 minutos em H ₂ SO ₄ concentrado e posterior disposição em vermiculita úmida
Jatobá do Cerrado	5 minutos em H ₂ SO ₄ concentrado e posterior disposição em vermiculita úmida
Canafístula	Germinação direta em vermiculita úmida
Tamarindo	2 minutos em H ₂ SO ₄ concentrado e posterior disposição em vermiculita úmida
Tamboril	Germinação direta em vermiculita úmida
Barú	Retirada manual do endocarpo e germinação direta da semente em vermiculita úmida

As espécies selecionadas (**Tabela 1**) foram submetidas a um teste de resistência ao substrato contaminado da área de estudo. Para estabelecer o critério de comparação dos resultados dos tratamentos, foram utilizados controles com substrato vegetal comum, substrato da área controle não contaminada e substrato da área de estudo contaminada. O substrato da área de estudo contaminada foi coletado nos pontos relacionados na **Figura 3C** e o da área controle não contaminada, nos pontos da **Figura 3B**. O substrato vegetal foi adquirido em casas comerciais (“floricultura”) sob a denominação de “solo vegetal comum não adubado”.

Para atingir uma representatividade das áreas selecionadas para estudo, o substrato foi extraído dos pontos (relacionados na **Figura 3C**), em quantidades equivalentes, e depois homogeneizado em uma mistura comum. A essa mistura foi acrescentada vermiculita e areia,

na proporção de 4:1:1 e em seguida alocada em vasos de 1 L de capacidade e subdivididas em tratamentos com 5 (cinco) repetições por espécie. Os tratamentos foram denominados:

1. **“Substrato contaminado” (SC)**: Substrato contaminado da área de estudos (**Figura 3C**);
2. **“Substrato vegetal” (SV)**: Adquirido em floricultura sob a denominação de “solo vegetal comum não adubado”.
3. **“Substrato não contaminado” (SNC)**: Substrato não contaminado da área próxima à área de estudos (**Figura 3B**)
4. **“Substrato contaminado + adubo completo” (SCAC)**: Adição de solução de adubo completo (descrita adiante) com 150 ppm de fosfato;
5. **“Substrato contaminado + adubo completo + micorriza” (SCACM)**: Adição de solução de adubo completo (descrita adiante) com 70 ppm de fosfato e de esporos micorrízicos da área controle (**Figura 3B**);
6. **“Substrato contaminado + matéria orgânica” (SCMO)**: Adição de 150 g Kg⁻¹ de matéria orgânica;
7. **“Substrato contaminado + matéria orgânica + micorriza” (SCMOM)**: Adição de 150 g Kg⁻¹ de Matéria Orgânica e esporos micorrízicos da área controle (**Figura 3B**);
8. **“Substrato contaminado + matéria orgânica + *Rhizobium*” (SCMOR)**: Adição de 150 g Kg⁻¹ de matéria orgânica e solução contendo bactérias fixadoras de nitrogênio do gênero *Rhizobium*;
9. **“Substrato contaminado + matéria orgânica + micorriza + *Rhizobium*” (SCMOMR)**: Adição de 150 g Kg⁻¹ de matéria orgânica, esporos micorrízicos da área controle (**Figura 3B**) e solução contendo bactérias fixadoras de nitrogênio do gênero *Rhizobium*.

*A solução com as bactérias fixadoras de nitrogênio do gênero *Rhizobium* foi utilizada apenas para a espécie *Enterolobium contortisliquum*, pois só havia cepas pré-selecionadas, para essa espécie, em laboratório.

3.4.3 – Delineamento experimental e condução dos experimentos

- Controles:
 - 8 (oito) espécies vegetais (**Tabela 2**)
 - X 3 (três) tratamentos (SV, SNC, SC)
 - X 5 (cinco) repetições
 - Total de vasos = 120 (cento e vinte)

- Avaliação com substrato contaminado:
 - 6 (seis) espécies vegetais
 - X 4 (quatro) tratamentos (SCAC, ACACM, SCMO, SCMOM)
 - X 5 (cinco) repetições
 - Total de vasos = 120 (cento e vinte)

- Avaliação com substrato contaminado e adição de *Rhizobium*:
 - 1 (uma) espécie vegetal (*Enterolobium contortisliquum*)
 - X 2 (dois) tratamentos (SCMOR, SCMOMR)
 - X 5 (cinco) repetições
 - Total de vasos = 10 (dez)

Nos tratamentos com adição de matéria orgânica, foi utilizado um adubo natural derivado de compostagem de serapilheira, (fornecido pelo Museu de História Natural da UFMG) na proporção de 150 g Kg⁻¹ de solo (já misturado com areia e vermiculita).

Nos tratamentos com adição de Adubo (“SCAC e SCACM”), foi acrescentada em cada vaso uma solução nutritiva (“Adubo Completo”) com as seguintes características : KCl (2,25 mM), MgSO₄.7H₂O (0,09 mM), ZnSO₄ 7H₂O (0,072 mM), (NH₄)₆Mo₇O₂₄ H₂O (0,0006 mM), Ca(H₂PO₄)₂:45% P₂O₅ – “superfosfato Triplo” (“SCAC”: 1,55 mM e “SCACM”: 0,775 mM), Uréia (1,52 mM).

Nos tratamentos com adição de esporos micorrízicos (SCACM, SCMOM, SCMOMR), foram adicionados aproximadamente 500 esporos por vaso. Os esporos foram extraídos do

solo da área controle (**Figura 3B**) e separados por sucessivas lavagens em peneiras com aberturas de diferentes tamanhos, de acordo com o método de decantação, peneiramento úmido (GERDEMANN & NICOLSON, 1963) e centrifugação em água e sacarose 40% (WALKER *et al.*, 1982).

Para a espécie *Enterolobium contortisiliquum*, foram realizados dois tratamentos adicionais, envolvendo a inoculação de simbiontes do gênero *Rhizobium* (SCMOR e SCMOMR). Ambos os tratamentos contavam com a adição de matéria orgânica na proporção acima relatada e, em um deles, também foram adicionados esporos micorrízicos da região de estudo. O inóculo bacteriano foi fornecido por meio de 1 ml de solução contendo 10^7 UFC ml^{-1.vaso}, de uma cepa existente no laboratório, com associação já conhecida para essa espécie vegetal, segundo metodologia de SOMASEGARAN & HOBEN (1985).

Duas das espécies (Gonçalo Alves e Canafístula) foram submetidas apenas aos testes controle e com adição de matéria orgânica (SV, SNC, SC, SCMO), tendo em vista a baixa sobrevivência, quando expostas ao solo contaminado da área de estudo durante as fases iniciais dos experimentos.

Os vasos montados foram alocados em casa de vegetação, onde foram mantidos por 120 dias (entre os meses de Dezembro de 2008 e Maio de 2009) e submetidos a irrigação em dias alternados. A temperatura média no interior da casa de vegetação oscilou de 24 °C +/- 10 °C no período.

Após 120 (cento e vinte) dias de crescimento, foi realizado o registro fotográfico dos experimentos (**Figuras 10 a 17**). As plantas foram submetidas à medição de altura e diâmetro do caule, bem como à contagem de folhas. Os vasos foram posteriormente desmontados, e as plantas seccionadas em parte aérea e raiz, na altura de 1 cm acima do nível do substrato no vaso. As partes foram devidamente acondicionadas em sacos de papel pardo, identificadas por espécie e tratamento e submetidas à secagem em estufa, a 60 °C, com circulação de ar forçada por 72 (setenta e duas) horas até peso constante. A seguir, foi realizada a pesagem em balança analítica para determinação da massa seca. Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e de comparação de médias por meio do teste de Fisher LSD – *Least Significant Difference* (com $p < 0,05$).

3.4.6 – Avaliação da colonização das raízes por fungos micorrízicos

A colonização por fungos micorrízicos foi avaliada para alguns dos tratamentos das espécies testadas nos experimentos. Foi realizada a coloração de amostras das raízes por

lactofenol, com azul de tripan, de acordo com (SCHMITZ *et al*, 1991). As raízes coradas foram observadas em lupa, para identificação de estruturas características dos fungos micorrízicos, como vesículas, arbúsculos e hifas.

A eficiência da utilização de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) foi calculada para todas as espécies testadas por meio da expressão $ME = \{(M - NM) / NM\} \times 100$, onde M e NM representam, respectivamente, a biomassa seca de plantas inoculadas e não inoculadas (SOMASEGAREN & HOBEN, 1985). Ambos os resultados estão dispostos na **Tabela 6**.

3.4.7 – Quantificação de zinco e fósforo nas folhas

A quantificação de macro e micronutrientes nas folhas foi realizada na EMBRAPA-CNPS-RJ. A metodologia de análise utilizou a digestão nitro-perclórica para a abertura das amostras e posterior quantificação mediante ICP-Plasma ótico para os teores de alumínio, cálcio, cromo, cobre, ferro, potássio, magnésio, manganês, fósforo e zinco retidos na parte aérea (folhas). Para a discussão deste trabalho, foram considerados apenas os resultados obtidos para zinco e fósforo, por serem aqueles que mais diretamente estão associados aos resultados.

3.5 – Avaliação da adição de matéria orgânica

Foi realizado um experimento apenas com Tamboril, para verificar sua adaptação no substrato contaminado quando acrescido de diferentes compostos orgânicos comerciais.

Para tanto, foram utilizados 3 (três) controles e selecionados 4 (quatro) compostos orgânicos comerciais em lojas especializadas, como relacionados a seguir:

1. **“Substrato não contaminado” (SNC)**: Substrato não contaminado de área próxima à área de estudo (**Figura 3B**)
2. **“Substrato contaminado” (SC)**: Substrato contaminado da área de estudo (**Figura 3C**);
3. **“Substrato contaminado + matéria orgânica” (SCMO)**: Adição de 150 g Kg⁻¹ de matéria orgânica proveniente de compostagem de serapilheira (fornecido pelo Museu de História Natural da UFMG);

4. Húmus de minhoca marca “Agrovida” (Agrovida LTDA. Produtos Agropecuários. CNPJ: 86.645.405/0001-00);
5. Esterco de gado seco e peneirado marca “Terra Fértil” (Indústria Comércio e Distribuidora Terra Fértil LTDA. CNPJ: 01.661.607/0001-85);
6. Substrato solo marca “Terral” (True Type LTDA. CNPJ: 16.528.499/0001-44);
7. Composto orgânico condicionador de solo marca “Minasfertil” (Minasfertil LTDA. ME. CNPJ: 04.723.486/0001-47);

Cada um dos compostos orgânicos supramencionados foi adicionado ao substrato contaminado, na proporção de 200 g Kg⁻¹ de substrato. A coleta dos resultados também seguiu o modelo descrito acima.

O delineamento experimental adotado para a avaliação da adição de matéria orgânica foi realizado da seguinte forma:

- Controles:
 - 1 (um) espécie vegetal (*Enterolobium contortisliquum*)
 - X 3 (três) tratamentos (SNC, SC, SCMO)
 - X 5 (cinco) repetições
 - Total de vasos = 15 (quinze)

- Avaliação com substrato contaminado:
 - 1 (um) espécie vegetal (*Enterolobium contortisliquum*)
 - X 4 (quatro) tratamentos (Compostos orgânicos descritos acima)
 - X 4 (quatro) repetições
 - Total de vasos = 16 (dezesseis)

4 – Resultados

4.1 – Solo:

4.1.1 – Caracterização físico-química do solo

As amostras de solo foram analisadas pelo Instituto Mineiro de Agropecuária – IMA. Foram realizadas análises físico-químicas completas, e os resultados foram agrupados nas figuras que se seguem.

A **Figura 4** demonstrou uma variação entre os valores obtidos para o pH do solo da área contaminada e o pH da área controle. Verificou-se, para o solo de Cerrado não contaminado da região, um pH médio de aproximadamente 4,5, o que se encontra dentro dos valores esperados, uma vez que o pH médio para solos do Cerrado varia em torno de 5,0 (LOPES, 1983 *apud* FAGERIA, 2000). Já para a região contaminada, os dados obtidos oscilam entre 4,8 e 7,2, apresentando uma média de aproximadamente 6,3 e, portanto, uma tendência de valores mais elevados.

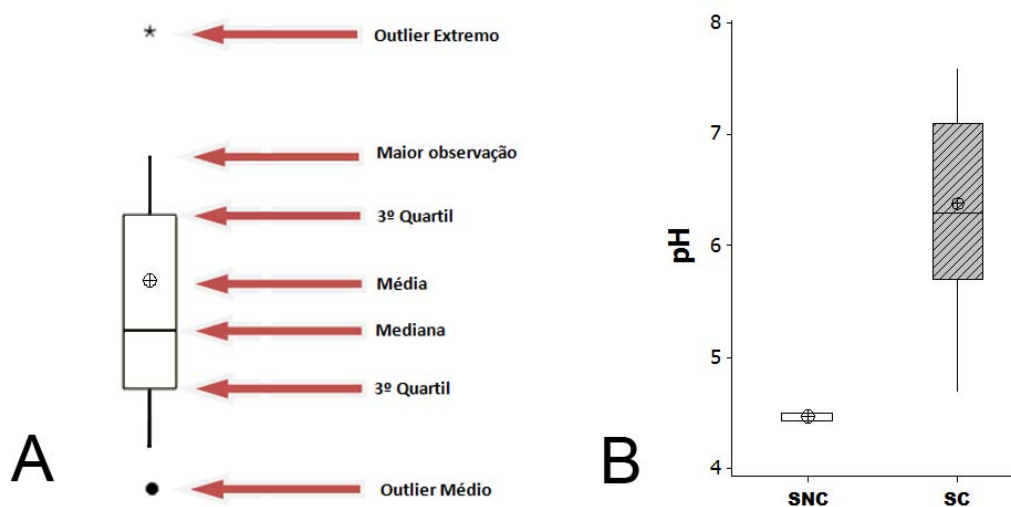


Figura 4: Esquema de interpretação de gráficos do tipo *Boxplot* (A) e resultados da análise do pH (H₂O) dos substratos sob estudo (B). Em A é observada e identificada a simbologia gráfica para a interpretação de gráficos do tipo *Boxplot* escolhidos para a apresentação de alguns dos resultados obtidos no presente trabalho. Em B observamos os de pH para a área de Cerrado utilizada para controle (SNC: substrato não contaminado) e para a área impactada (SC: substrato contaminado). A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1).

Essa tendência se deve às características do resíduo denominado “pH9” que foi descartado no local, pois, como o próprio nome indica, tratava-se de uma mistura com características alcalinas. A oscilação entre os valores pode ser atribuída ao descarte aleatório e

espalhamento irregular dos detritos na área destinada a recebê-los, formando diferenças de concentração na superfície.

A **Figura 5** apresenta a composição granulométrica para os substratos controle e impactado (SNC e SC, respectivamente).

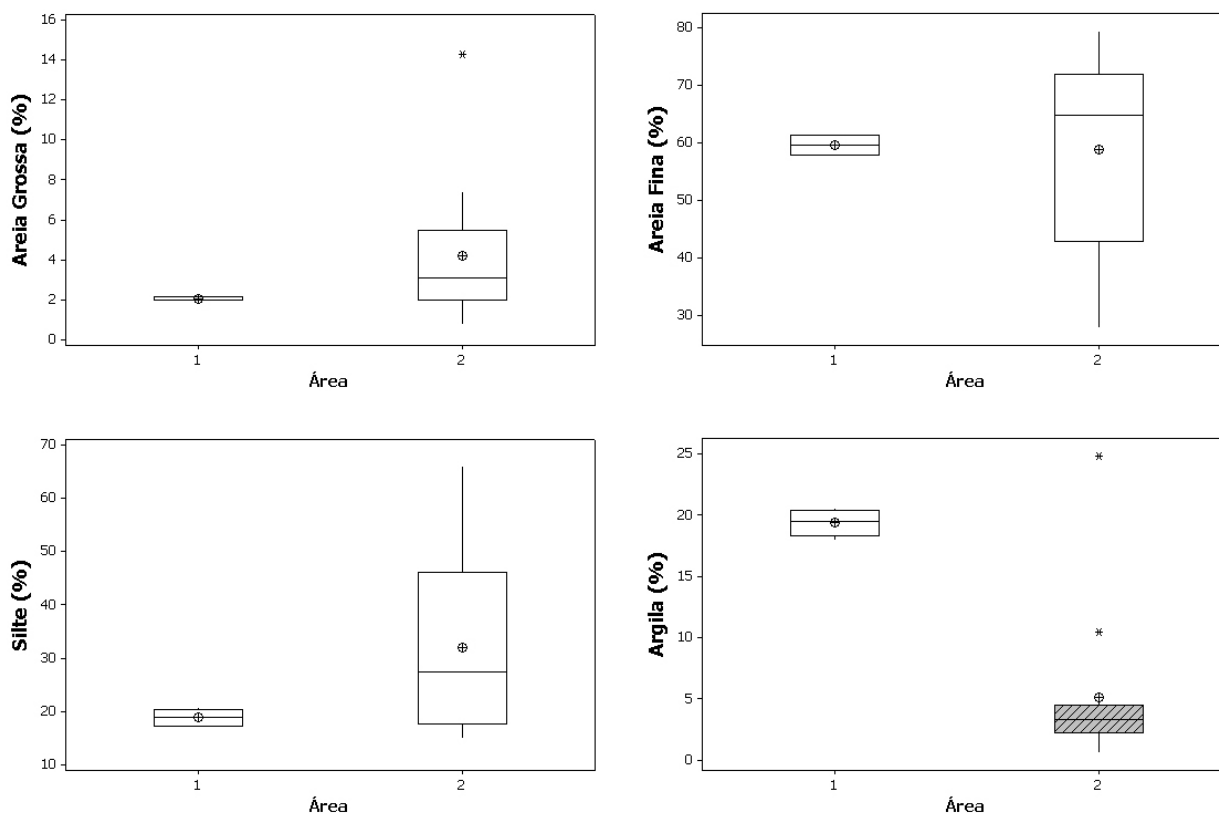


Figura 5: Resultados de granulometria nos substratos sob estudo. Os números 1 e 2 representam respectivamente a área de Cerrado utilizada para controle (SNC: substrato não contaminado) e a área impactada (SC: substrato contaminado). A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1).

Não foi verificada diferença significativa entre as médias dos valores encontrados para o percentual de areia grossa (Média – %, SNC = $2,05 \pm 0,1$; SC = $4,19 \pm 3,53$), areia fina (Média – %, SNC = $59,61 \pm 1,96$; SC = $58,79 \pm 16,65$) e silte (Média – %, SNC = $18,95 \pm 1,62$; SC = $31,92 \pm 16,03$) nas amostras avaliadas. Por outro lado, existe uma redução significativa do teor de argila (Média – %, SNC = $19,4 \pm 1,08$; SC = $5,1 \pm 6,13$) no solo impactado.

Constata-se ainda que, na composição granulométrica das amostras do solo impactado, é observada uma grande variação nos valores obtidos nas análises, quando comparados aos obtidos para a área não contaminada.

Os teores dos componentes orgânicos (carbono total e matéria orgânica total) e de nitrogênio disponível nos substratos também foram avaliados, e os resultados se encontram na

Figura 6, onde se verifica, com exceção do nitrogênio, uma depleção significativa dos teores dos componentes na área contaminada (média matéria orgânica, $\text{dag Kg}^{-1} = 2,08 \pm 0,19$ para SNC e $1,73 \pm 0,27$ para SC; média carbono, $\text{dag Kg}^{-1} = 1,2 \pm 0,11$ para SNC e $1,0 \pm 0,16$ para SC; média nitrogênio, $\text{dag Kg}^{-1} = 0,11 \pm 0,01$ para SNC e $0,09 \pm 0,01$ para SC). Também são novamente observadas maiores variações nos resultados obtidos para o solo amostrado naquele local.

A quantificação de alumínio, macro e micronutrientes, nos substratos sob estudo, está relacionada na **Figura 7**. Não foram encontradas diferenças significativas para os níveis de cálcio (Média Ca^{2+} $\text{cmol carga dm}^{-3} = 0,31 \pm 0,06$ para SNC e $5,87 \pm 6,61$ para SC), cobre (Média Cu, $\text{mg dm}^{-3} = 1,12 \pm 0,17$ para SNC e $3,84 \pm 3,4$ para SC), ferro (média Fe, $\text{mg dm}^{-3} = 69,95 \pm 21,12$ para SNC e $144 \pm 78,94$ para SC), fósforo (média P, $\text{mg Kg}^{-1} = 0,9 \pm 0,3$ para SNC e $8,05 \pm 6,68$ para SC), manganês (média Mn, $\text{mg dm}^{-3} = 15,5 \pm 2,22$ para SNC e $81,49 \pm 61,34$ para SC) e zinco (média Zn, $\text{mg dm}^{-3} = 25,6 \pm 3,1$ para SNC e $554,2 \pm 488,7$ para SC) entre as áreas controle e impactada no substrato amostrado.

Entretanto, foi identificada uma redução significativa no teor de alumínio (média Al^{3+} , $\text{cmol carga dm}^{-3} = 1,51 \pm 0,12$ para SNC e $0,04 \pm 0,06$ para SC) e aumentos também significativos nos teores de potássio (média K, $\text{mg Kg}^{-1} = 52,25 \pm 23,70$ para SNC e $111,36 \pm 39,51$ para SC), magnésio (média Mg^{2+} , $\text{cmol carga dm}^{-3} = 1,65 \pm 2,77$ para SNC e $39,6 \pm 23,7$ para SC) e fósforo remanescente (média P remanescente, $\text{mg Kg}^{-1} = 23,03 \pm 0,98$ para SNC e $31,88 \pm 4,72$ para SC) no substrato impactado. O desvio padrão se mostrou menor nos resultados obtidos para o solo controle (não contaminado – SNC).

O índice de saturação de base (V) apresentou valores significativamente superiores para o substrato contaminado (96,6%), em comparação com o não contaminado (17,7%, **Figura 8**).

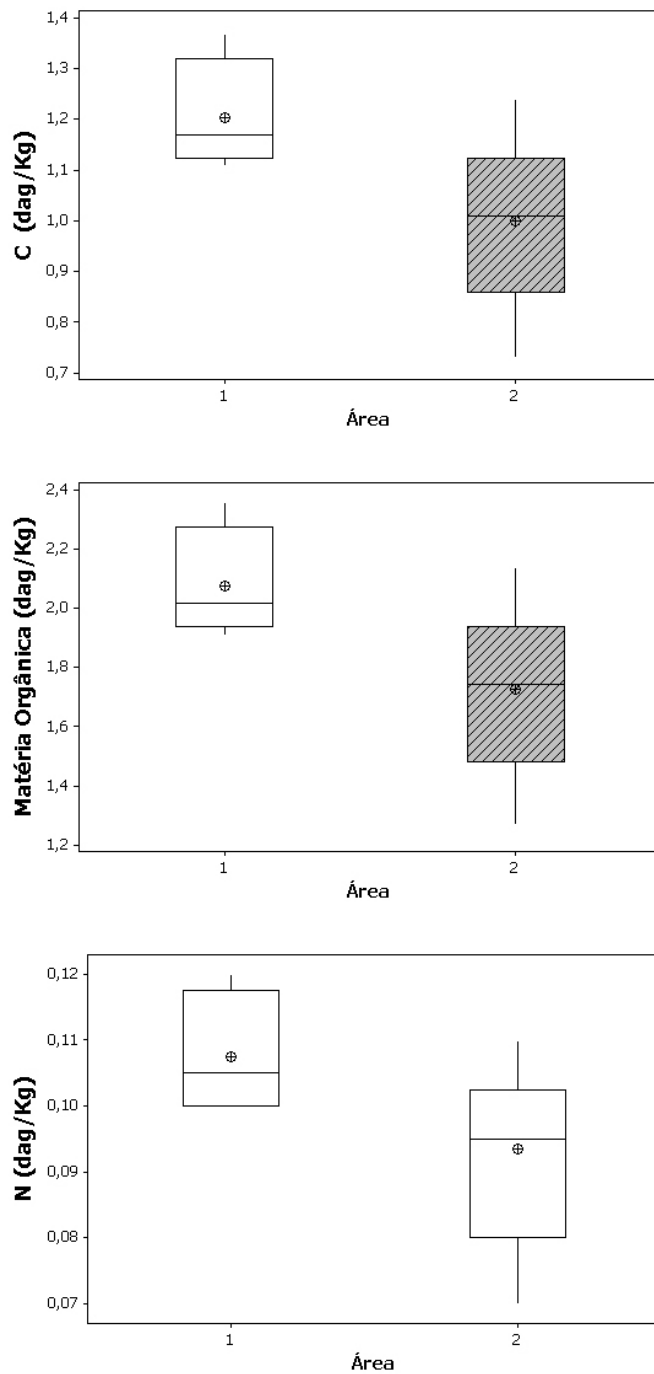


Figura 6: Resultados da quantificação carbono total, matéria orgânica e nitrogênio em substratos sob estudo. Os números 1 e 2 representam respectivamente a área de Cerrado utilizada para controle (SNC: substrato não contaminado) e a área impactada (SC: substrato contaminado). M.O. = 1,724 x C.O. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1).

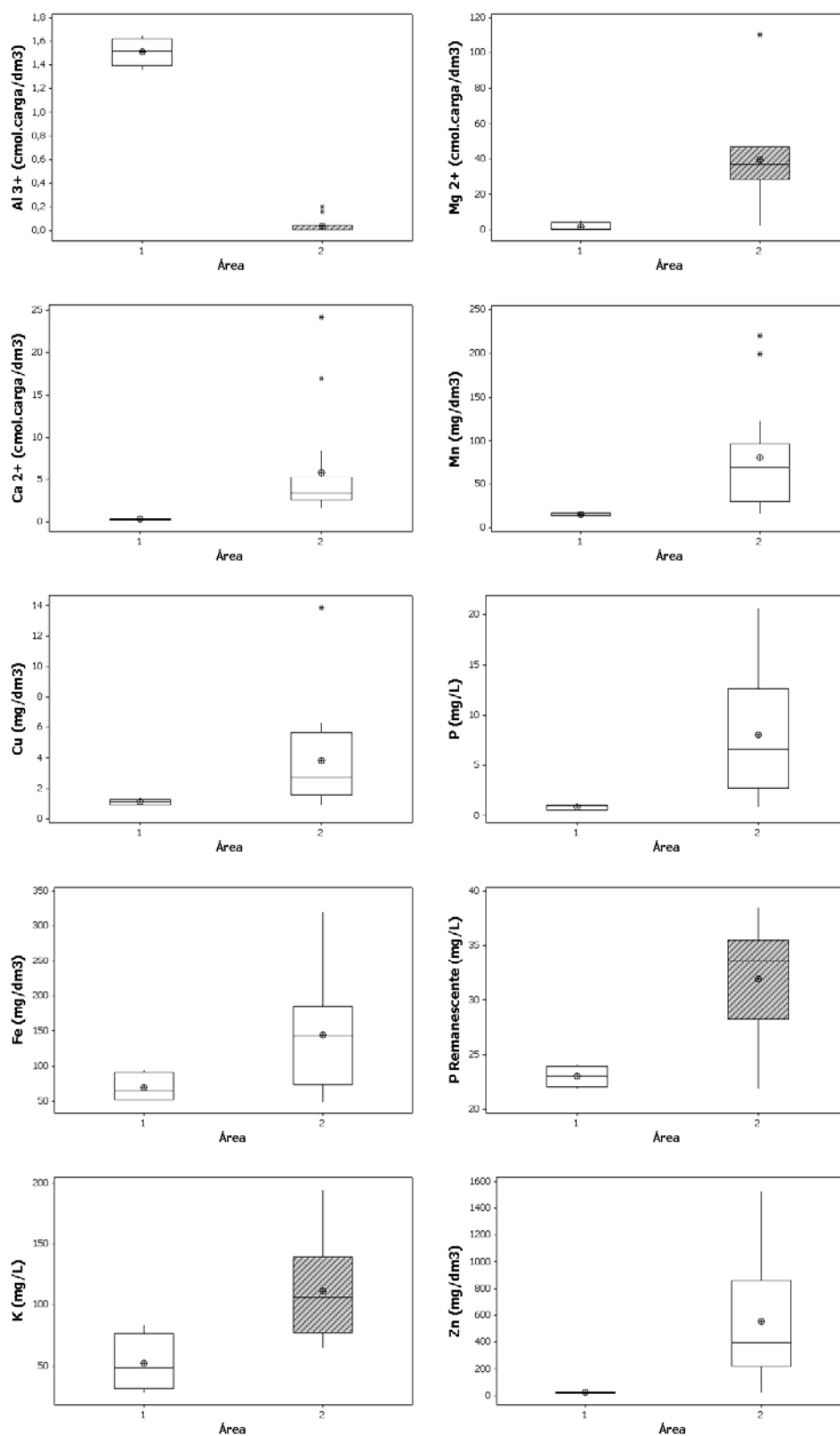


Figura 7: Resultados da quantificação de macro e micronutrientes em substratos sob estudo. Os números 1 e 2 representam respectivamente a área de Cerrado utilizada para controle (SNC: substrato não contaminado) e a área impactada (SC: substrato contaminado), A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1).

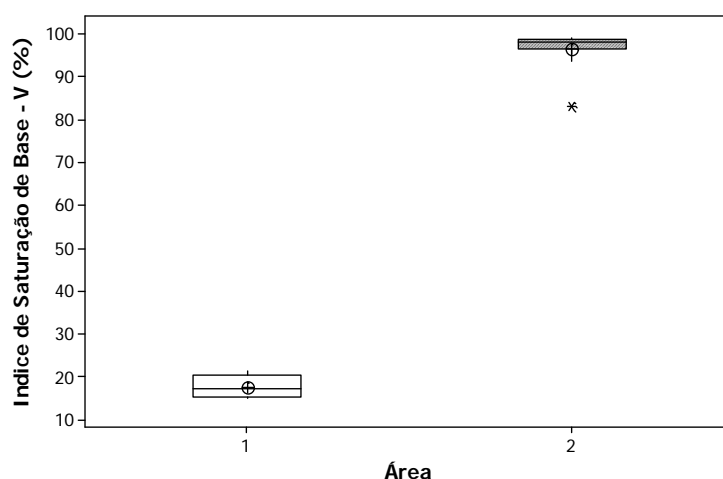


Figura 8: Índice de saturação de base em percentual nos substratos sob estudo ($V = 100 \text{ SB/T}$, onde SB: soma de bases e T: capacidade de troca de cátions). Os números 1 e 2 representam respectivamente a área de Cerrado utilizada para controle (SNC: substrato não contaminado) e a área impactada (SC: substrato contaminado). A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1).

4.1.2 – Caracterização microbiológica do solo

Foi conduzido um teste inicial com diluições dos substratos em análise, em uma tentativa de quantificar, qualificar e diferenciar os microrganismos existentes nas área controle e na área impactada.

A **Tabela 3** registra o resultado de uma prospecção de microrganismos em meios de cultura seletivos para solubilizadores de fosfato (Pikoviskaia), bactérias (Thorton) e fungos (Martin) em amostras de substratos da área controle e impactada. A contagem das colônias apresentada expressa a inexistência de diferenças significativas em relação ao número de microrganismos entre o substrato das áreas avaliadas.

A **Figura 9** relaciona os resultados de quantificação microbiológica, nos substratos analisados, de acordo com a metodologia descrita por VANCE *et al.* (1987). Esse método realiza uma mensuração indireta, ao correlacionar a presença de microrganismos ao carbono orgânico deles derivado. Seguindo a mesma tendência dos resultados encontrados, a biomassa microbiana encontrada para as amostras analisadas não apontou diferenças significativas entre as áreas impactada (média $\mu\text{g C g}^{-1} 233,78 \pm 71,92$) e controle (média $\mu\text{g C g}^{-1} 332,66 \pm 53,95$).

Tabela 3: Resultado das médias do crescimento de microrganismos (números de colônias) nos diferentes meios de cultura (Pikoviskaia: solubilizadores de fosfato; Thorton: bactérias totais; Martin: fungos totais) para determinação da população microbiana nas áreas impactada e controle em dois pontos distintos em diversas diluições (10^{-4} , 10^{-5} e 10^{-6}). No meio Pikoviskaia, a outra informação representa o número de colônias formadoras de halo. Não foram encontradas diferenças significativas entre os dados do controle e da área impactada pelo teste de e Kruskall-Wallis ($p < 0,05$).

		Pikoviskaia	Thorton	Martin
Controle				
	-4	58 e 8	135	5
	-5	10 e 1	86	1
	-6	1 e 0	51	0
Área Impactada				
	-4	31 e 0	112	3
	-5	3 e 0	57	1
	-6	0,3 e 0	47	0

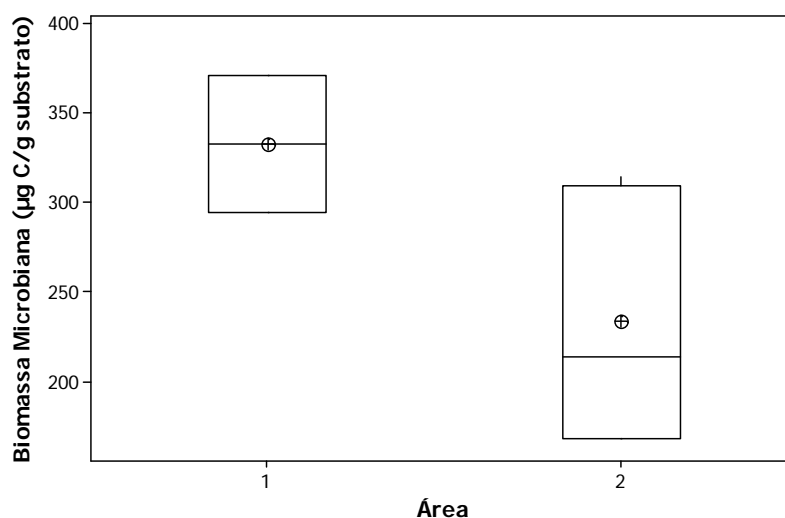


Figura 9: Determinação da biomassa microbiana em amostras da área controle (1, SNC) e área contaminada (2, SC). Não foi verificada significância na comparação entre as médias (Fisher LSD com $p < 0,05$) em relação ao controle “Substrato Contaminado – SC” (1).

Os resultados encontrados na quantificação microbiológica também são amparados e corroborados pelos dados encontrados para a mensuração de atividade de microrganismos celulolíticos (**Tabela 4**). Entretanto, a contagem de esporos de fungos micorrízicos (**Tabela 5**) apresentou diferenças significativas entre o substrato contaminado e não contaminado da área de estudo, sendo um indício de redução da atividade microbiana nessa região.

Tabela 4: Resultado do crescimento de microrganismos celulolíticos para determinação de sua população microbiana nas áreas impactada (pontos P9 e P11) e Controle (C1 e C2) em diversas diluições (10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} e 10^{-6}) e em cinco repetições. “+” = presença de crescimento microbiano; “-” = Ausência de crescimento microbiano.

P9	-2	-3	-4	-5	-6	C1	-2	-3	-4	-5	-6
1	+	+	+	+	+	1	+	+	+	-	-
2	+	+	-	-	-	2	+	+	+	-	-
3	+	+	-	-	-	3	+	+	-	-	-
4	+	-	-	-	-	4	+	-	-	-	-
5	+	-	-	-	-	5	+	-	-	-	-
P11	-2	-3	-4	-5	-6	C2	-2	-3	-4	-5	-6
1	+	+	+	+	-	1	+	+	+	+	-
2	+	+	+	+	-	2	+	+	+	-	-
3	+	+	-	-	-	3	+	+	-	-	-
4	+	+	-	-	-	4	+	+	-	-	-
5	+	-	-	-	-	5	+	-	-	-	-

Tabela 5: Contagem de esporos micorrízicos em amostras de 100 g de solo das áreas controle e impactada separados por família dos Glomeromycota (média dos valores de duas contagens). Foi encontrada significância na comparação das médias segundo teste de Fisher LSD e de Tukey com $p < 0,05$ (*).

Amostra	Glomaceae	Acaulosporaceae	Gigasporaceae
Área Controle	380	25	4
Área Impactada	87,33*	5*	0,67*

4.2 – Experimento de resistência e adaptabilidade:

Após 120 dias de crescimento, os parâmetros número de folhas, diâmetro do caule, altura da parte aérea, peso seco da parte aérea e peso seco da raiz foram obtidos a partir das plantas submetidas à avaliação. Os resultados foram comparados com os controles de substrato contaminado não tratado, substrato não contaminado e substrato vegetal comum.

Os resultados obtidos para o Ipê amarelo do Cerrado (**Figuras 10 e 18**) demonstram o impacto causado pela contaminação do substrato na área de estudo. Os dados obtidos para SC (Substrato Contaminado) se mostram significativamente inferiores a todos os demais controles e tratamentos, em todos os parâmetros avaliados.

Dentre os tratamentos empregados nessa espécie, destacam-se os resultados obtidos para o uso de matéria orgânica (SCMO), sua conjugação com esporos micorrízicos (SCMOM) e também o uso dos referidos esporos com adubação (SCACM). Apesar de os resultados do tratamento SCACM serem, na maioria dos parâmetros, menores do que o uso de matéria orgânica conjugada ou não, esse tratamento conferiu um excelente desenvolvimento à espécie, apresentando a maior média de altura da parte aérea.

Os resultados dos tratamentos com matéria orgânica demonstram não só a superação das situações controle sem contaminação, mas também da maioria dos demais tratamentos. Nesse contexto, destaca-se o maior incremento de massa na parte aérea e na raiz, com especial destaque para SCMOM.

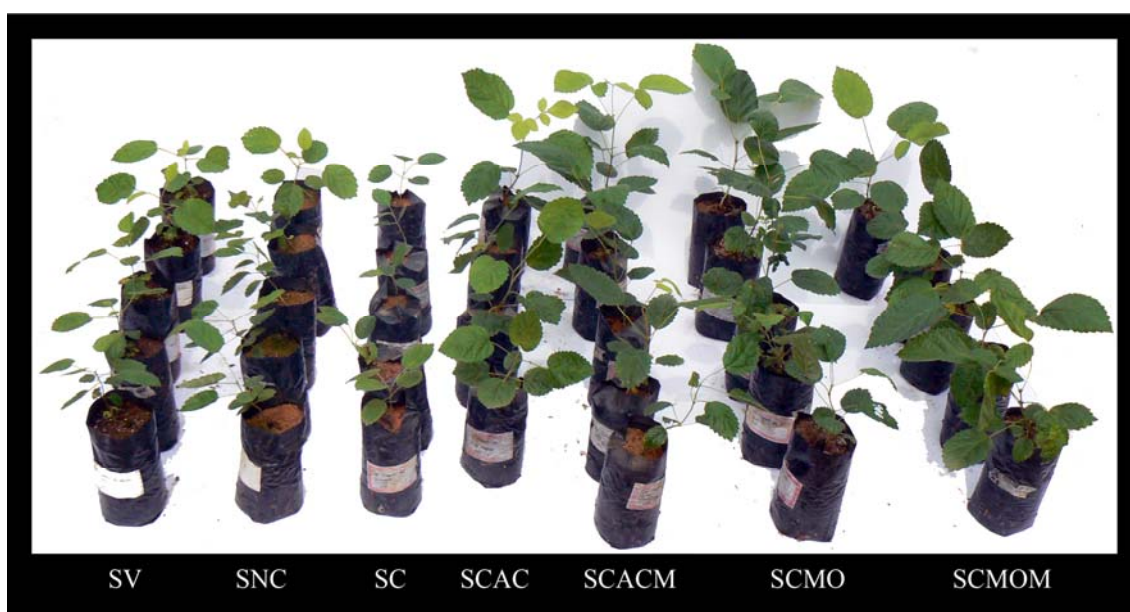


Figura 10: Foto da espécie *Tabebuia ochraceae* (Cham.) Standl. (Ipê amarelo do Cerrado) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos.



Figura 11: Foto da espécie *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos.

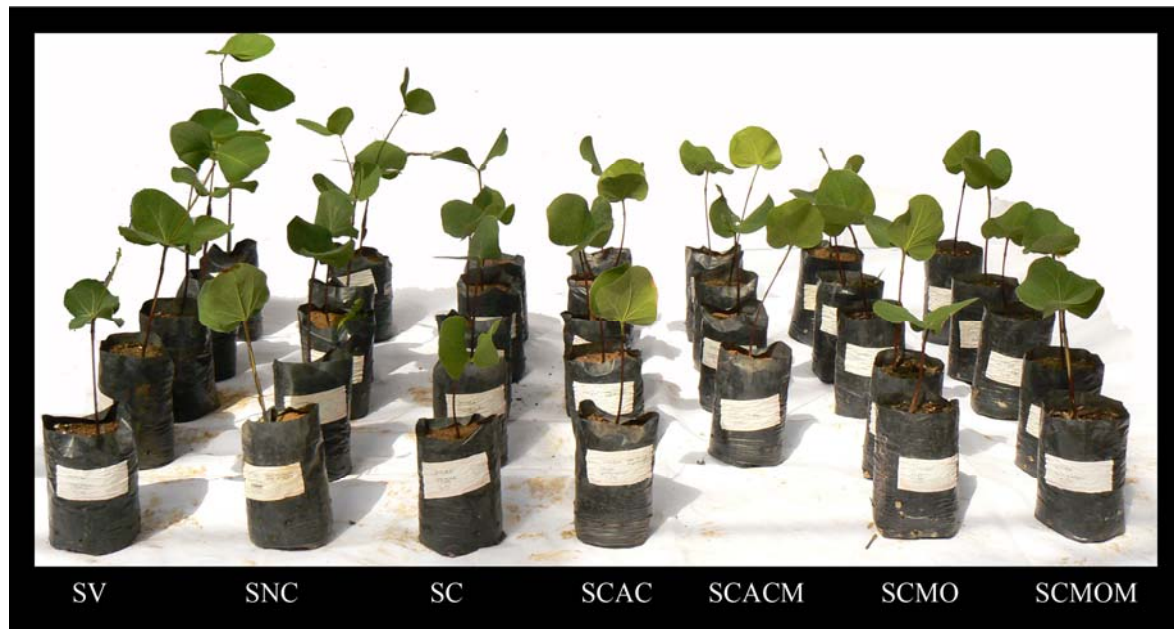


Figura 12: Foto da espécie *Hymenaea stignocarpa* Mart. (Jatobá do Cerrado) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos.



Figura 13: Foto da espécie *Tamarindus indica* (L.) (Tamarindo) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos.



Figura 14: Foto da espécie *Dipteryx alata* Vogel (Baru) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos.

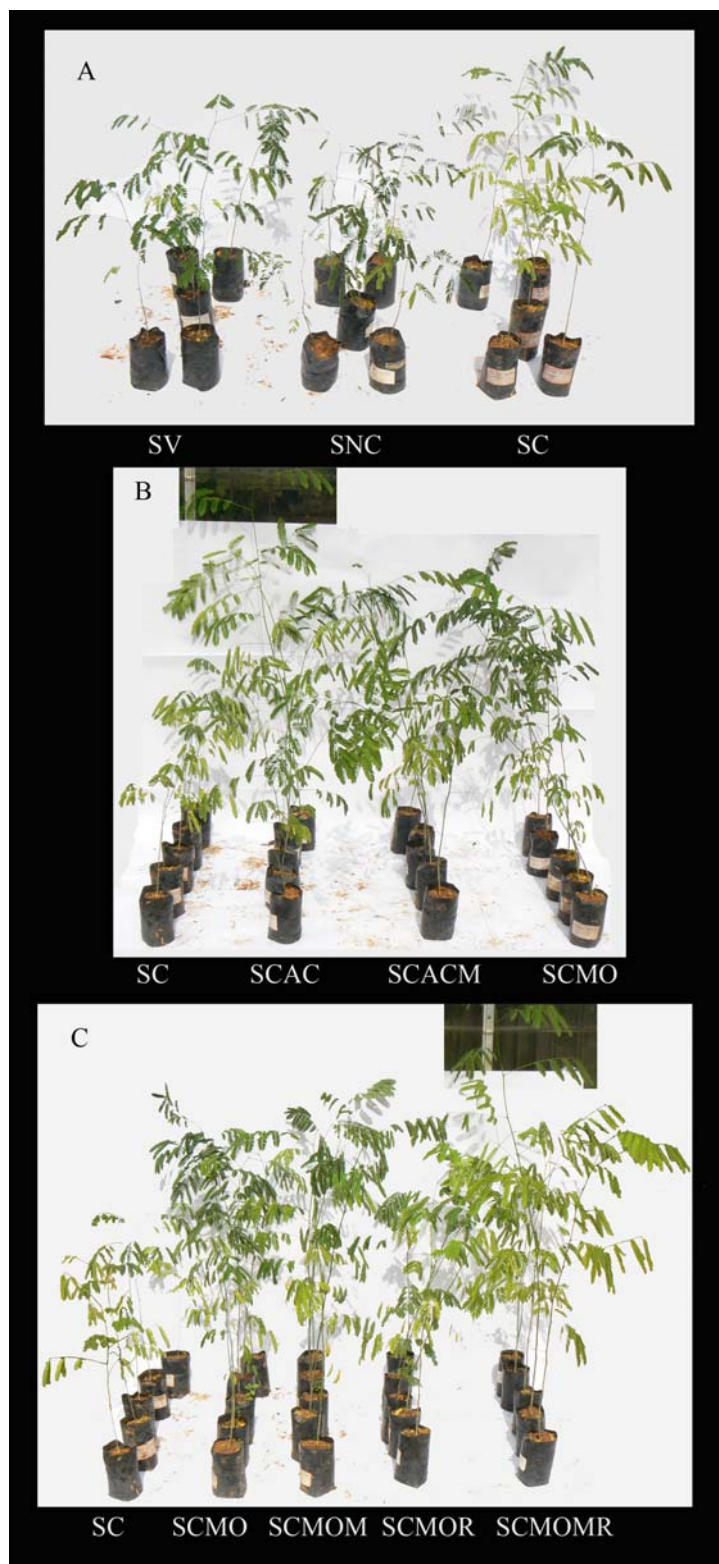


Figura 15: Foto da espécie *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (Tamboril) nos diversos tratamentos após 120 dias de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCAC = Substrato contaminado + “adubo completo”; SCACM = Substrato contaminado + “adubo completo” + esporos micorrízicos; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica; SCMOM = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos; SCMOR = Substrato contaminado + matéria orgânica + bactérias do gênero *Rhizobium*; SCMOMR = Substrato contaminado + matéria orgânica + esporos micorrízicos + bactérias do gênero *Rhizobium*.

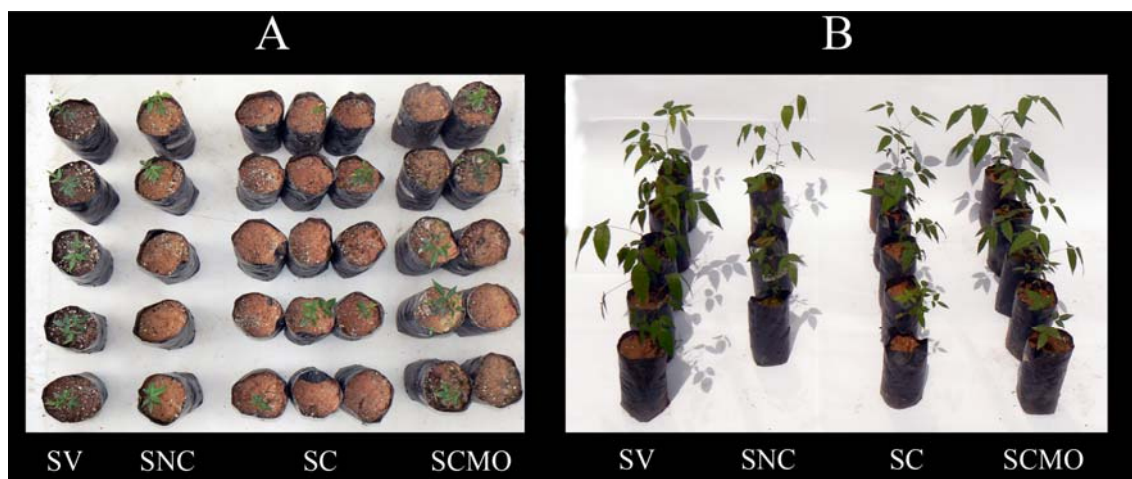


Figura 16: Fotos da espécie *Astronium fraxinifolium* Schott (Gonçalo-alves) nos diversos tratamentos, no início da montagem dos vasos (A) e após 120 dias (B) de crescimento. SV = Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica.

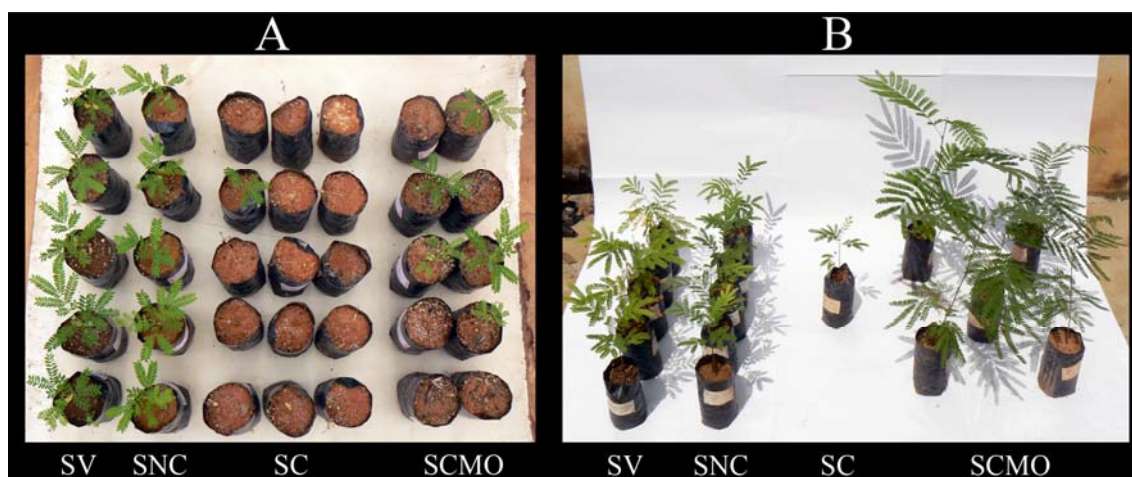


Figura 17: Foto da espécie *Peltophorum dubium* Spreng. (Canafistula) nos diversos tratamentos no início da montagem dos vasos (A) e após 120 dias (B). SV=Substrato vegetal; SNC = Substrato não contaminado; SC = Substrato contaminado; SCMO = Substrato contaminado + matéria orgânica.

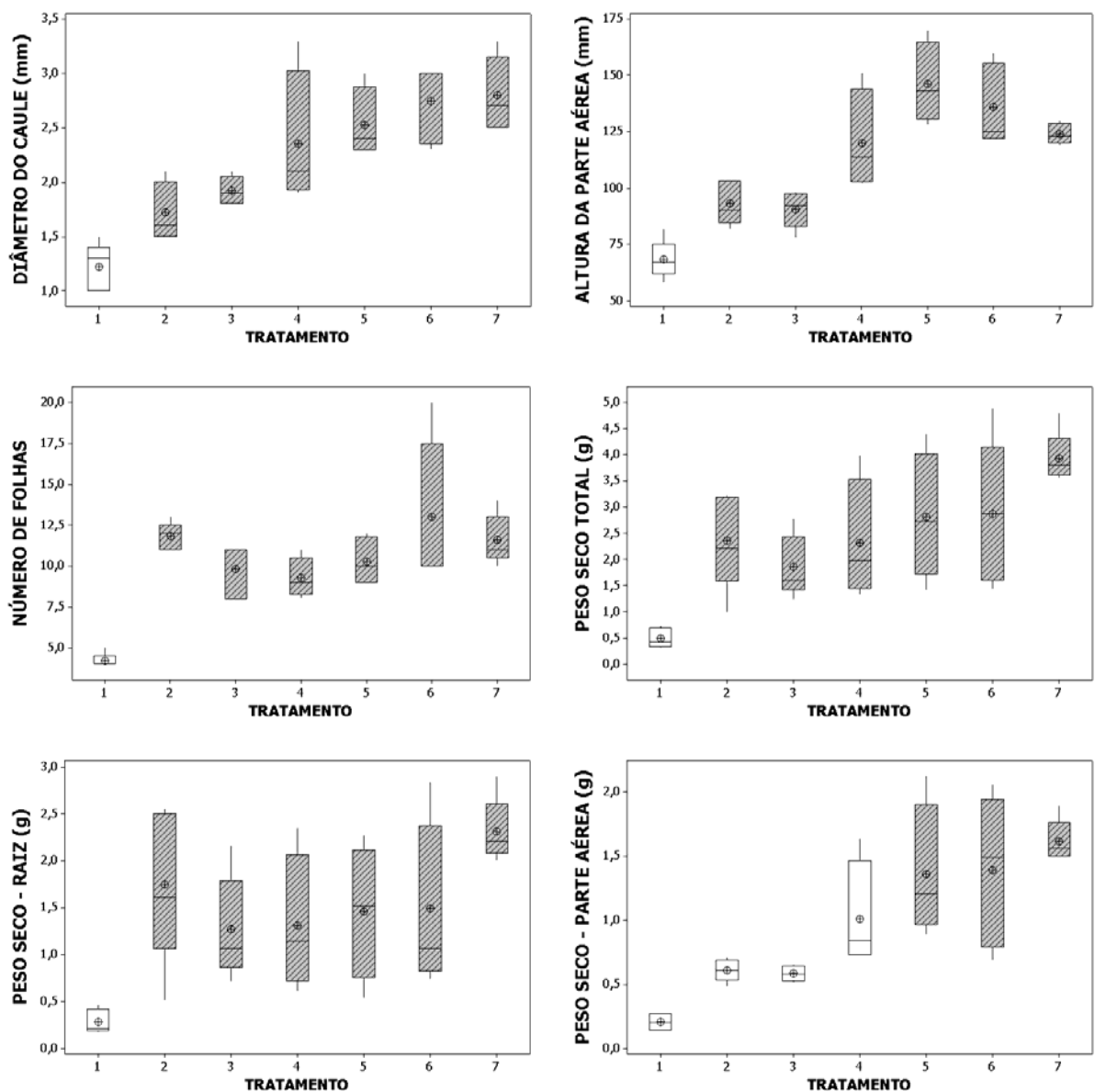


Figura 18: Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Tabebuia ochraceae* (Cham.) Standl. (Ipê amarelo do Cerrado) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM).

Em relação à Copaíba (**Figuras 11 e 19**), os dados apresentados demonstram que os controles de substrato vegetal (SV) e Substrato não contaminado (SNC) se destacaram significativamente em relação aos demais tratamentos e ao controle de substrato contaminado (SC) nos parâmetros diâmetro do caule, peso seco da parte aérea e peso seco da raiz.

Ainda em relação aos tratamentos empregados nessa espécie, é possível perceber que apenas houve um incremento significativo na biomassa das plantas submetidas à adubação adicionada de esporos micorrízicos (SCACM). As médias dos dados extraídos dos demais tratamentos ficaram próximas ou abaixo do controle com o substrato contaminado (SC).

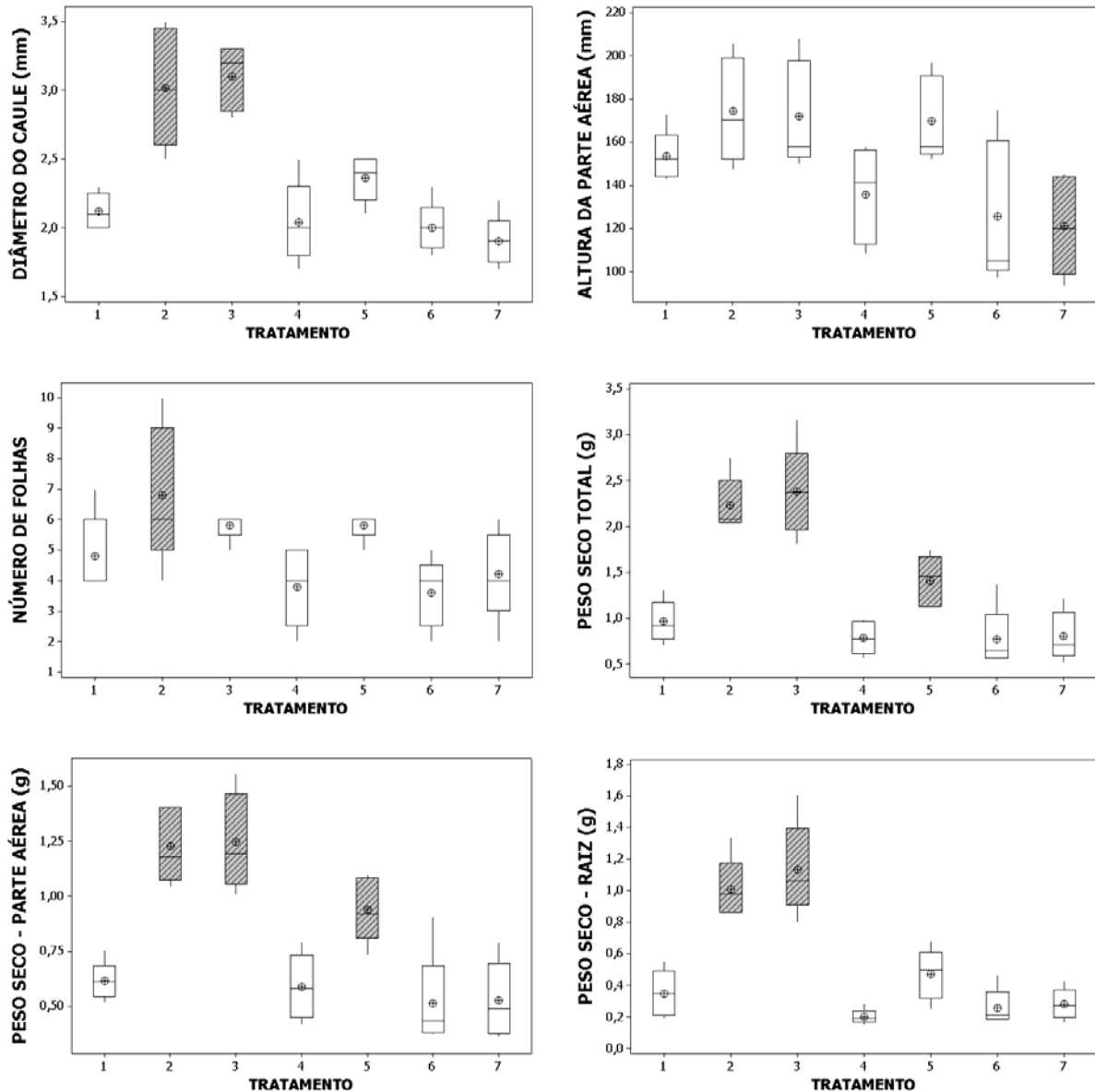


Figura 19: Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM).

Nos testes realizados com Jatobá do Cerrado (**Figuras 12 e 20**), observou-se que os parâmetros número de folhas e diâmetro do caule não apresentaram dados capazes de diferenciar os tratamentos, exceto para os controles SV e SNC.

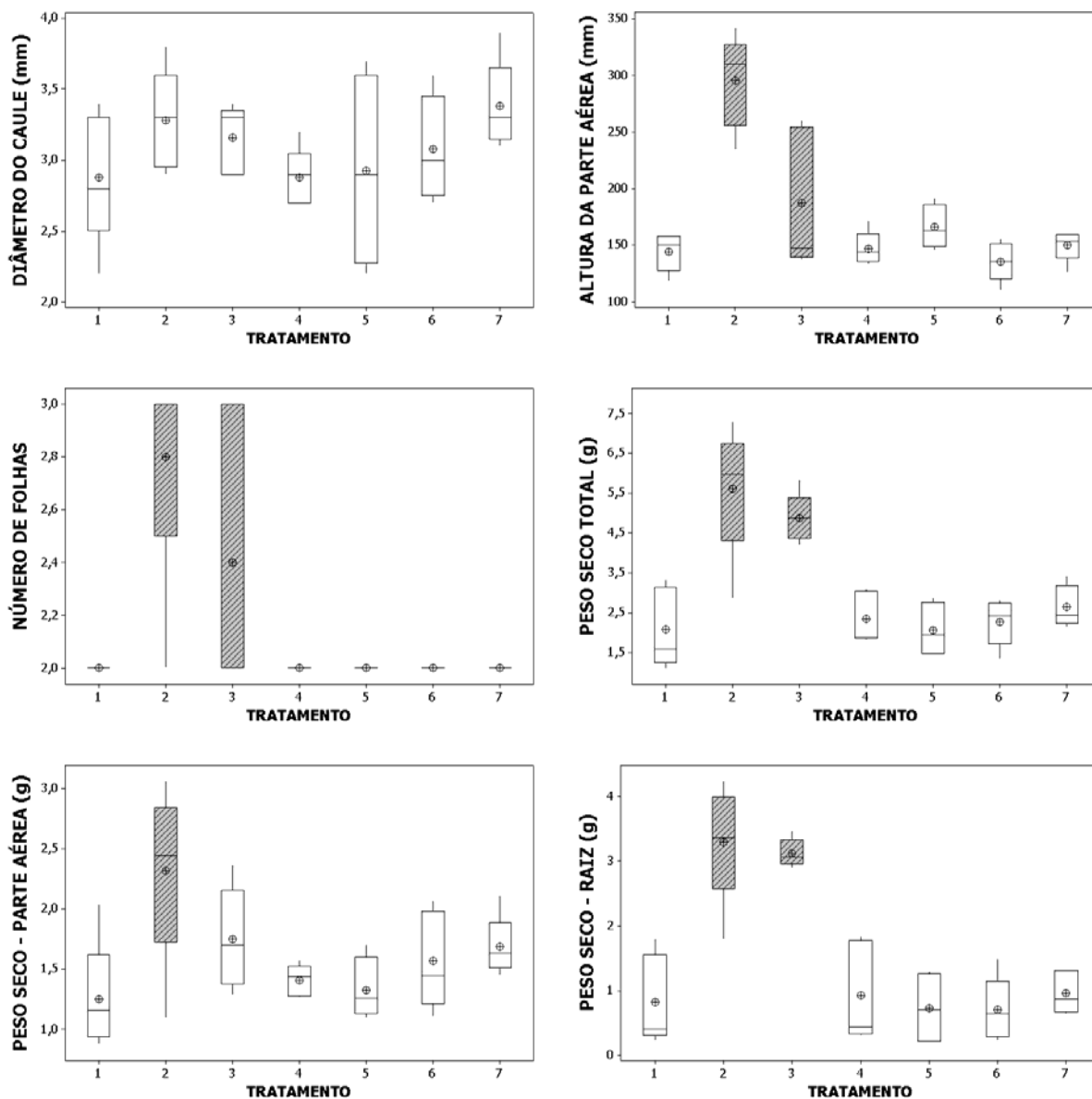


Figura 20: Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Hymenaea stignocarpa* Mart. (Jatobá do Cerrado) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM).

Entretanto, nos demais parâmetros, resta claro que os controles SNC e, principalmente, SV se destacam em relação aos demais tratamentos, denotando o efetivo impacto da

contaminação no substrato sobre o vegetal, especialmente quanto ao desenvolvimento da raiz, em contato direto com o substrato contaminado. Também é importante destacar a diferença significativa dos tratamentos SCACM para o parâmetro altura da parte aérea e SCMOM para o parâmetro peso seco da parte aérea.

Em Tamarindo (**Figura 13 e 21**), diferentemente das demais espécies, observam-se, no tratamento SNC, dados significativamente inferiores a SC para três dos parâmetros avaliados (diâmetro do Caule, altura da parte aérea e peso seco da parte aérea).

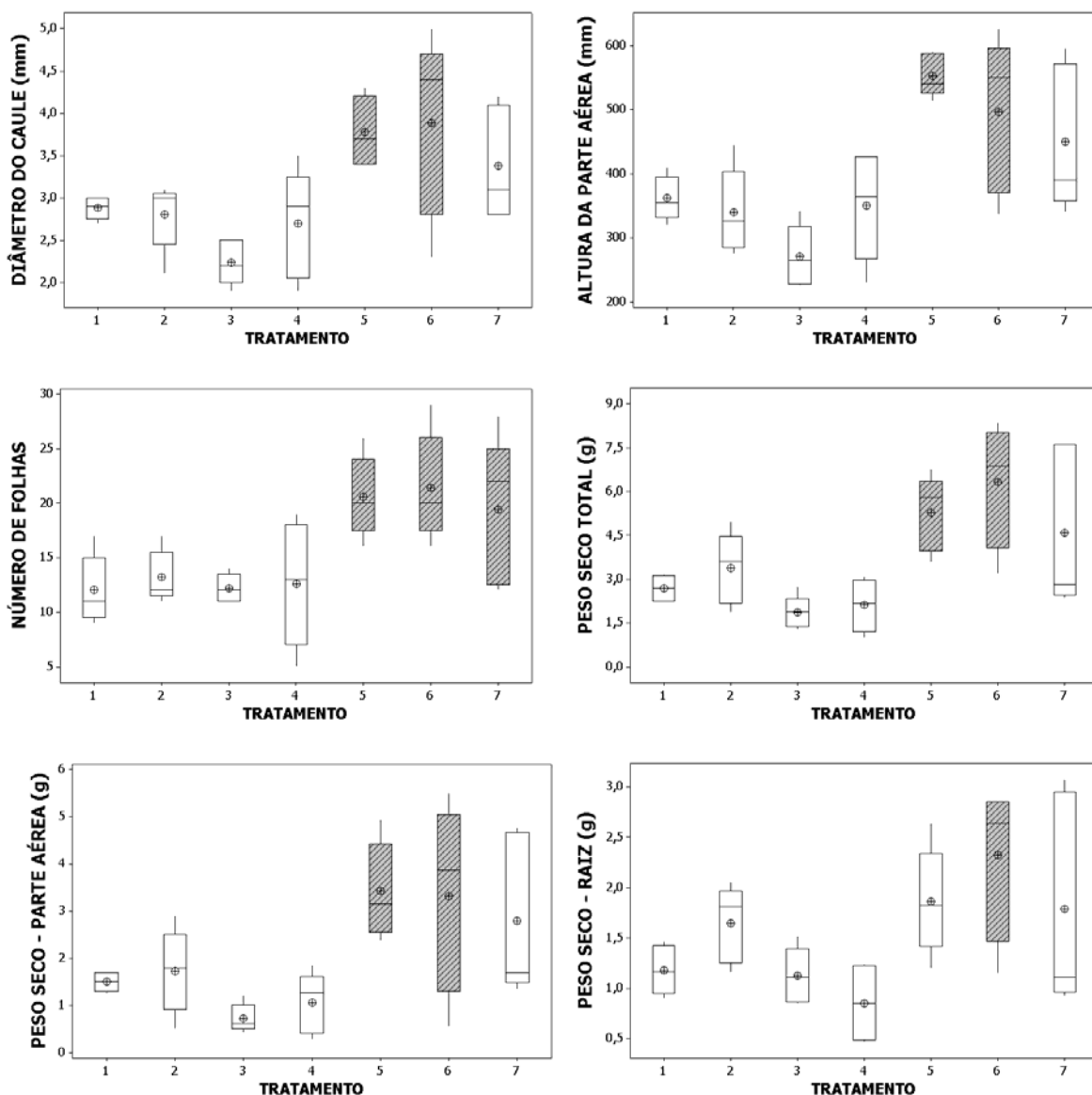


Figura 21: Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Tamarindus indica* L. (Tamarindo) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM).

Nessa espécie o destaque é para os tratamentos SCACM e SCMO, que se apresentaram significativamente maiores que SC em todos os parâmetros. Também é interessante observar os dados extraídos do tratamento com matéria orgânica e micorriza (SCMOM), que apresentam valores expressivos, superiores a todos os demais controles (SV e SNC). Não se verificaram diferenças significativas entre o controle SV, o tratamento SCAC e o controle de substrato contaminado (SC) em nenhum dos demais parâmetros.

Nos testes realizados com Baru (**Figura 14 e 22**), foi averiguada uma alta sensibilidade para o substrato contaminado (SC), e todos os indivíduos nesse tratamento pereceram antes da conclusão do experimento. Assim, consideramos os sobreviventes dos demais tratamentos (1 em SCAC, 2 em SCACM, e todos em SCMO e SCMOM) respostas significativas.

O substrato contaminado (SC) exerce uma influência muito negativa no desenvolvimento dessa espécie, sendo os parâmetros peso seco da parte aérea e peso seco da raiz boas representações do exposto. O destaque mais uma vez é observado para o uso de matéria orgânica (SCMO e SCMOM), que registrou incrementos significativos em todos os parâmetros, quando comparado ao controle SC. A associação com esporos micorrízicos e matéria orgânica (SCMOM) mostrou ser o tratamento com os resultados mais proeminentes dentre os tratamentos empregados, enquanto que a adição apenas de nutrientes ao substrato contaminado (SCAC) praticamente não demonstrou diferenças do controle SC.

Tamboril (**Figura 15 e 23**), com exceção de número de folhas, apresentou respostas significativas para praticamente todos os parâmetros avaliados, em todos os tratamentos aplicados, exceto SCAC para o peso seco da raiz, no qual é bastante perceptível o impacto no desenvolvimento da raiz quando em contato apenas com o substrato contaminado.

Por outro lado, observou-se um grande incremento na adaptabilidade e no desenvolvimento dessa espécie ao ser submetida aos tratamentos preconizados no teste. Apesar de o número de folhas não ter apresentado um ponto de comparação significativo (exceto para MO), os demais parâmetros avaliados demonstram uma tendência de se apresentarem com valores mais elevados, indicando uma melhoria das condições gerais para desenvolvimento dos espécimes vegetais. De uma maneira geral, também se observa que, nos tratamentos que envolveram a adição de matéria orgânica (SCMO, SCMOM, SCMOR, SCMOMR), houve uma maior incorporação de biomassa, com destaque para o tratamento SCMOMR.

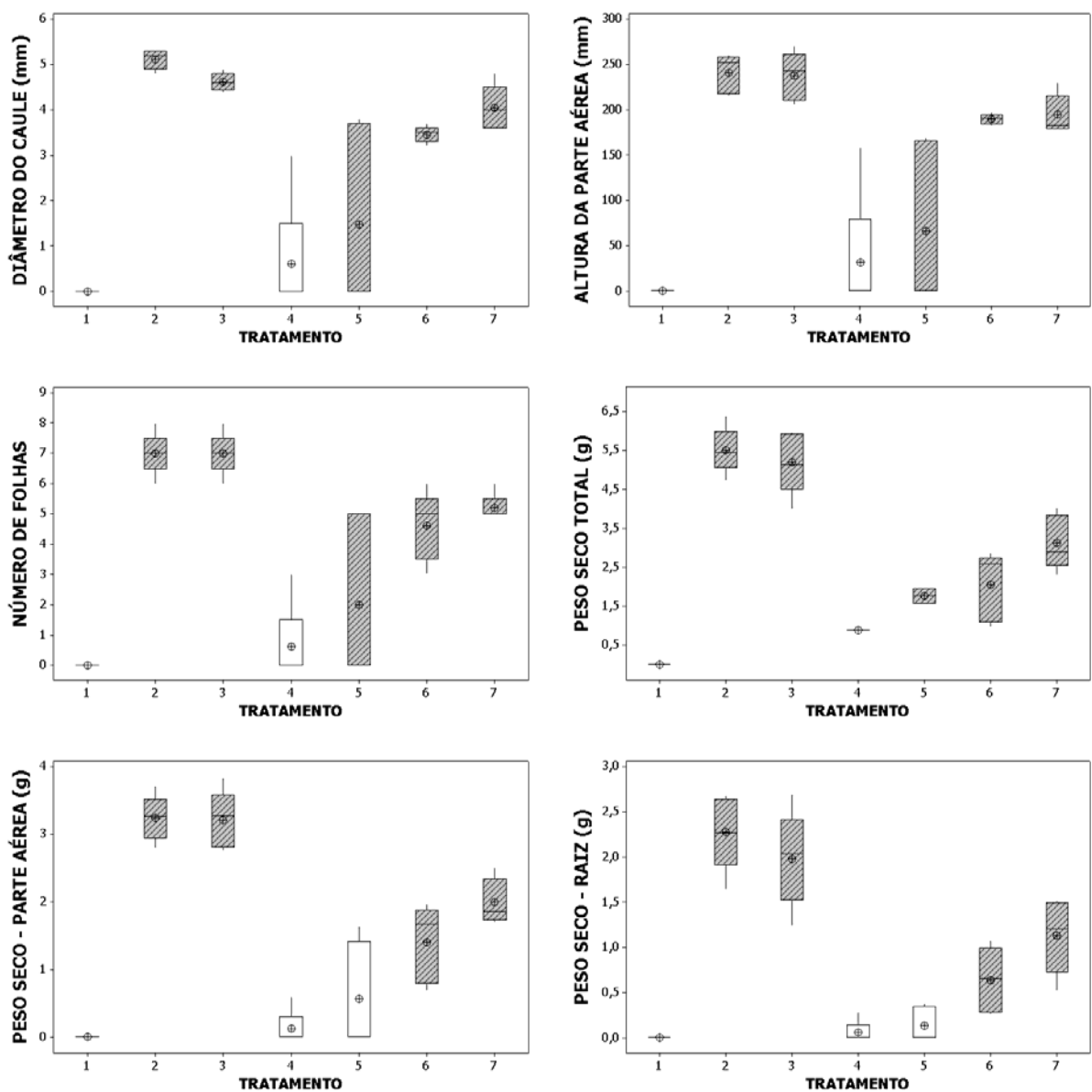


Figura 22: Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Dipteryx alata* Vogel (Baru) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM).

A adição de esporos micorrízicos também foi aparentemente muito bem recebida pela espécie, resultando em dados muito positivos para todos os tratamentos em que houve o referido aporte microbiológico (SCACM, SCMOM e SCMOMR). A solução nutritiva aparentemente também foi bem aceita pelo vegetal, mesmo quando adicionada sem associação com esporos (tratamento SCAC), demonstrando pouca relevância apenas no impacto do solo contaminado na raiz. Em tempo, destacamos o parâmetro diâmetro do caule

como um bom critério de avaliação para a adaptabilidade dessa espécie vegetal, já que espelha os resultados obtidos no parâmetro peso seco total.

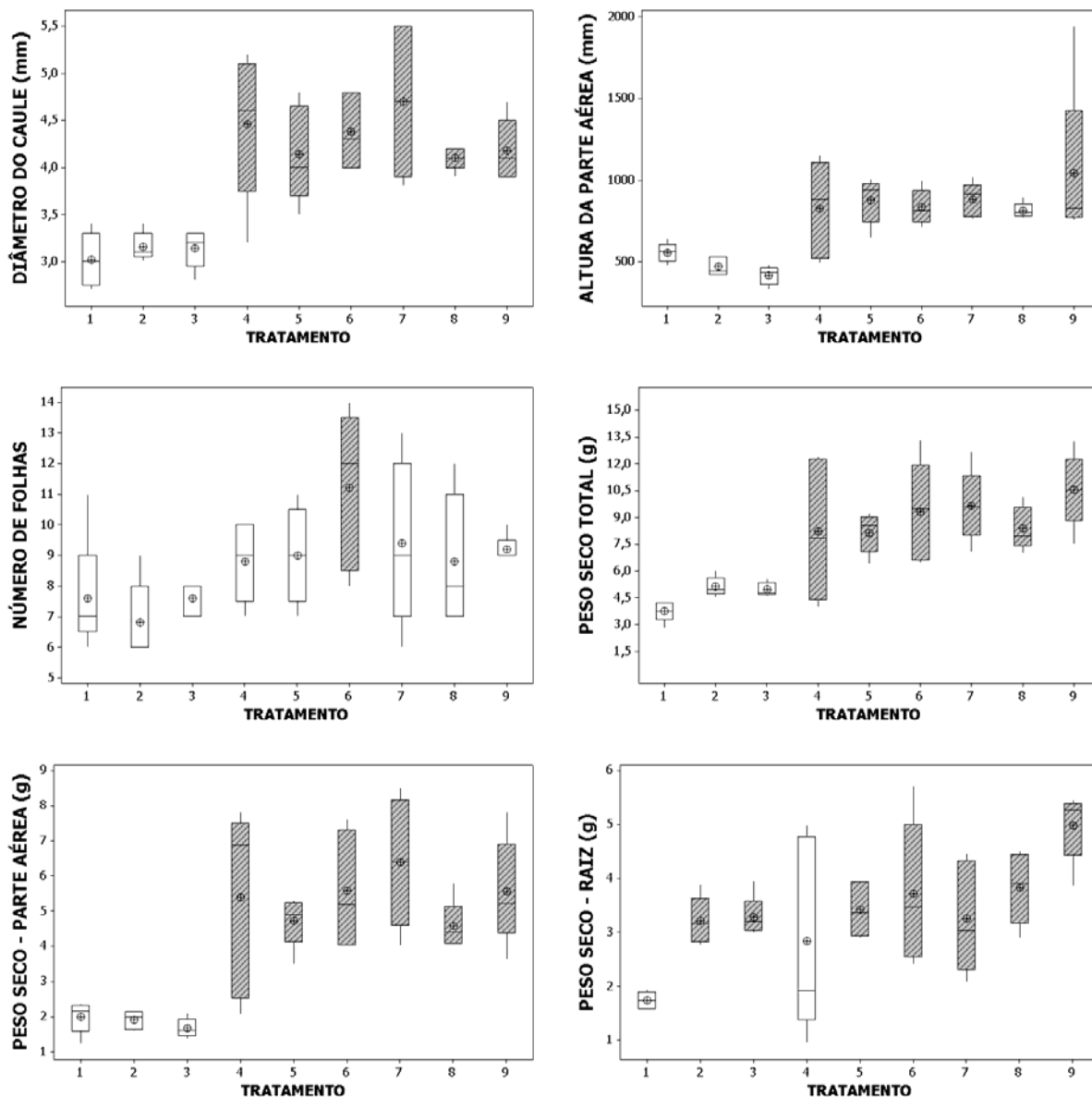


Figura 23: Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Enterolobium contortisliquum* (Vell.) Morong (Tamboril) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 9 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM; 8: SCMOR; 9:SCMOMR).

Para Gonçalo-alves (**Figura 16 e 24**), verificou-se nos testes realizados e entre todos os parâmetros avaliados que, no tratamento controle com substrato vegetal (SV), os

indivíduos se desenvolvem de modo proeminente e significativamente maior do que o controle com substrato contaminado - SC (exceto para altura da parte aérea).

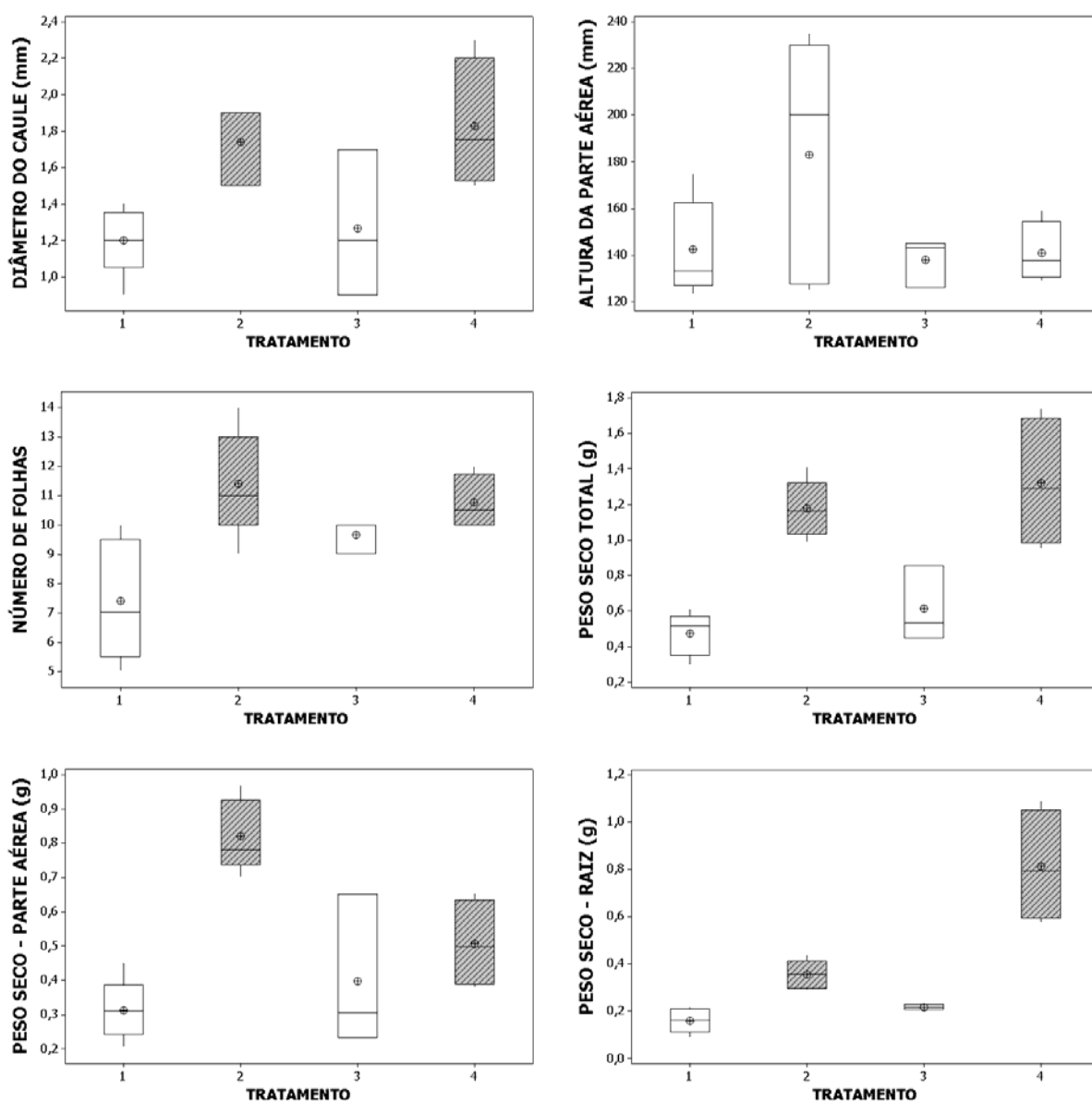


Figura 24: Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Astronium fraxinifolium* Schott (Gonçalo-alves) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 4 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCMO).

Por outro lado, foi observada pouca diferença entre os tratamentos em substrato contaminado (SC) e não contaminado (SNC). Essa situação denota que essa espécie responde negativamente às características do solo de cerrado da região avaliada, mais do que à

contaminação introduzida na área de estudo. A sobrevivência de apenas 3, dos 5 indivíduos submetidos ao tratamento SNC, e 5, dos 15 submetidos ao SC até o final do experimento, corrobora a argumentação.

Entretanto, observa-se que a introdução de matéria orgânica incrementa a sobrevivência (5 em 10 indivíduos) e o desenvolvimento do vegetal, apresentando uma relação significativa para o parâmetro diâmetro do caule. O benefício da introdução da matéria orgânica (SCMO) fica claro ao se observar o desenvolvimento das raízes, quando em comparação com o controle SC, verificando-se uma significativa diferença entre os dois tratamentos.

Situação análoga pode ser verificada para *Canafístula* (**Figura 17 e 25**) que obteve apenas um indivíduo sobrevivente no tratamento SC (1 em 15). Nota-se, entre os dados coletados, uma tendência de melhoria na sobrevivência (5 em 10) e no desenvolvimento da espécie no substrato contaminado acrescido de matéria orgânica (SCMO), verificando médias significativamente superiores aos controles para todos os parâmetros analisados. É interessante salientar o nítido impacto do substrato contaminado (SC) sobre o desenvolvimento da raiz e da parte aérea nas plantas.

Contudo, observa-se que a introdução de matéria orgânica incrementa a sobrevivência (5 em 10 indivíduos) e o desenvolvimento do vegetal, apresentando uma relação significativa para o parâmetro diâmetro do caule. O benefício da introdução da matéria orgânica (SCMO) fica claro ao se observar o desenvolvimento das raízes, quando em comparação com o controle SC, verificando-se uma significativa diferença entre os dois tratamentos.

4.3 – Quantificação de zinco e fósforo nas folhas

Os dados decorrentes da quantificação de fósforo e zinco, nas folhas de 6 (seis) dos espécimes arbóreos testados neste trabalho (Ipê amarelo do Cerrado, Copaíba, Jatobá do Cerrado, Baru, Tamarindo e Tamboril), foram obtidos por ICP-Plasma e estão respectivamente apresentados nas **Figuras 26 e 27**, em gráficos do tipo “boxplot”. Foi realizada uma correlação entre os dados dos demais tratamentos com o controle substrato contaminado para cada elemento e em cada espécime. As colunas enegrecidas e hachuradas representam os dados significativos analisados pelo teste de Fisher LSD ($p < 0,05$).

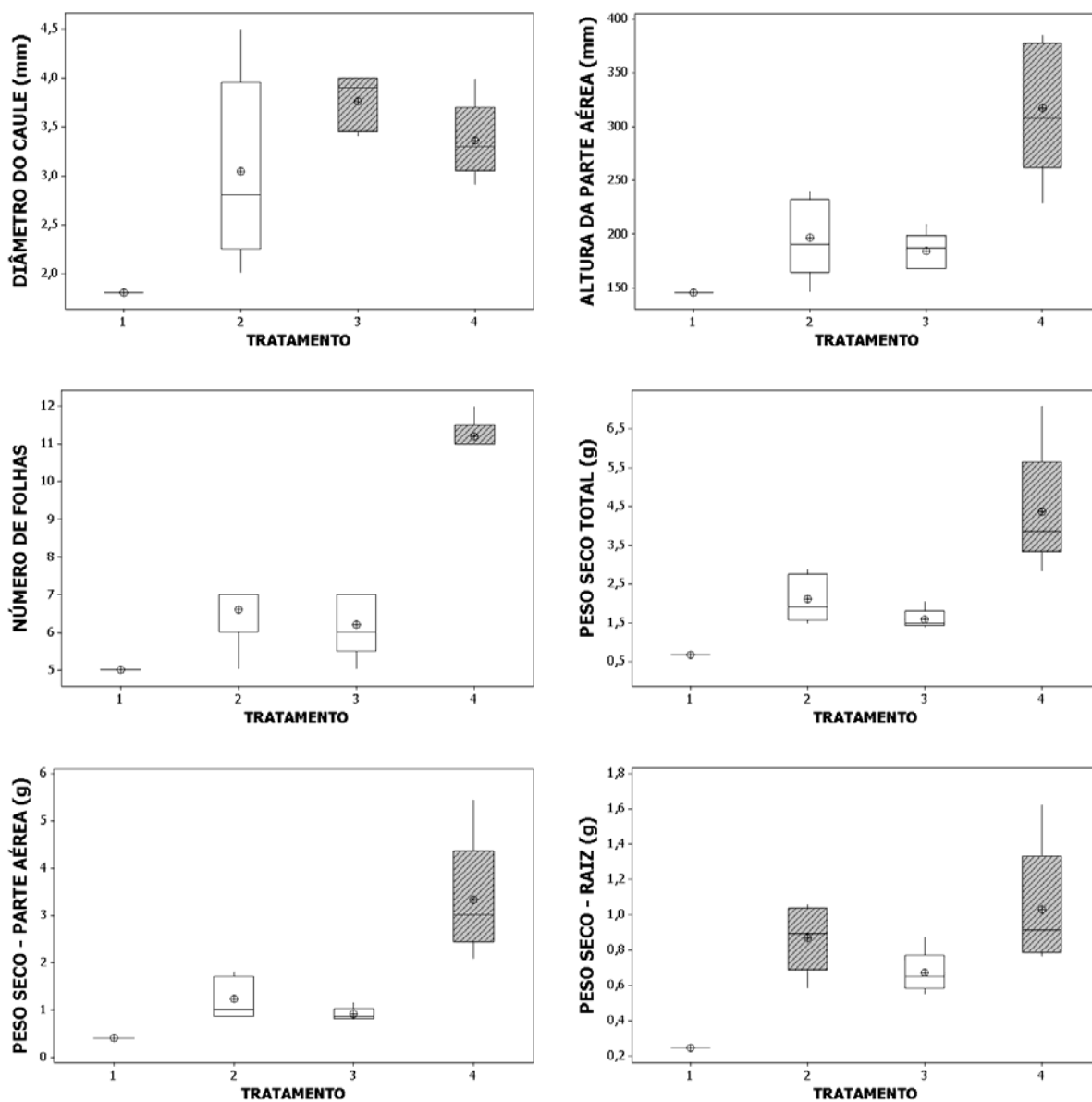


Figura 25: Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Peltophorum dubium* Spreng. (Canafistula) após 120 dias de crescimento em diversos tratamentos. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 4 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCMO).

Em geral, ocorreu uma maior concentração de fósforo (P) nas folhas dos tratamentos empregados nas espécies, quando comparado com os valores dos controles (SC, SV e SNC). Em Ipê amarelo do Cerrado, Baru, Tamarindo e Tamboril foi constatado um aumento significativo dos teores de fósforo nas folhas de todos os tratamentos empregados. As maiores concentrações foliares de fósforo foram registradas em Ipê, com destaque para os tratamentos

contendo matéria orgânica (SCMOM e SCMOM), com médias próximas a 2500 mg Kg⁻¹. Situação análoga foi observada para Tamarindo, porém com valores médios mais baixos.

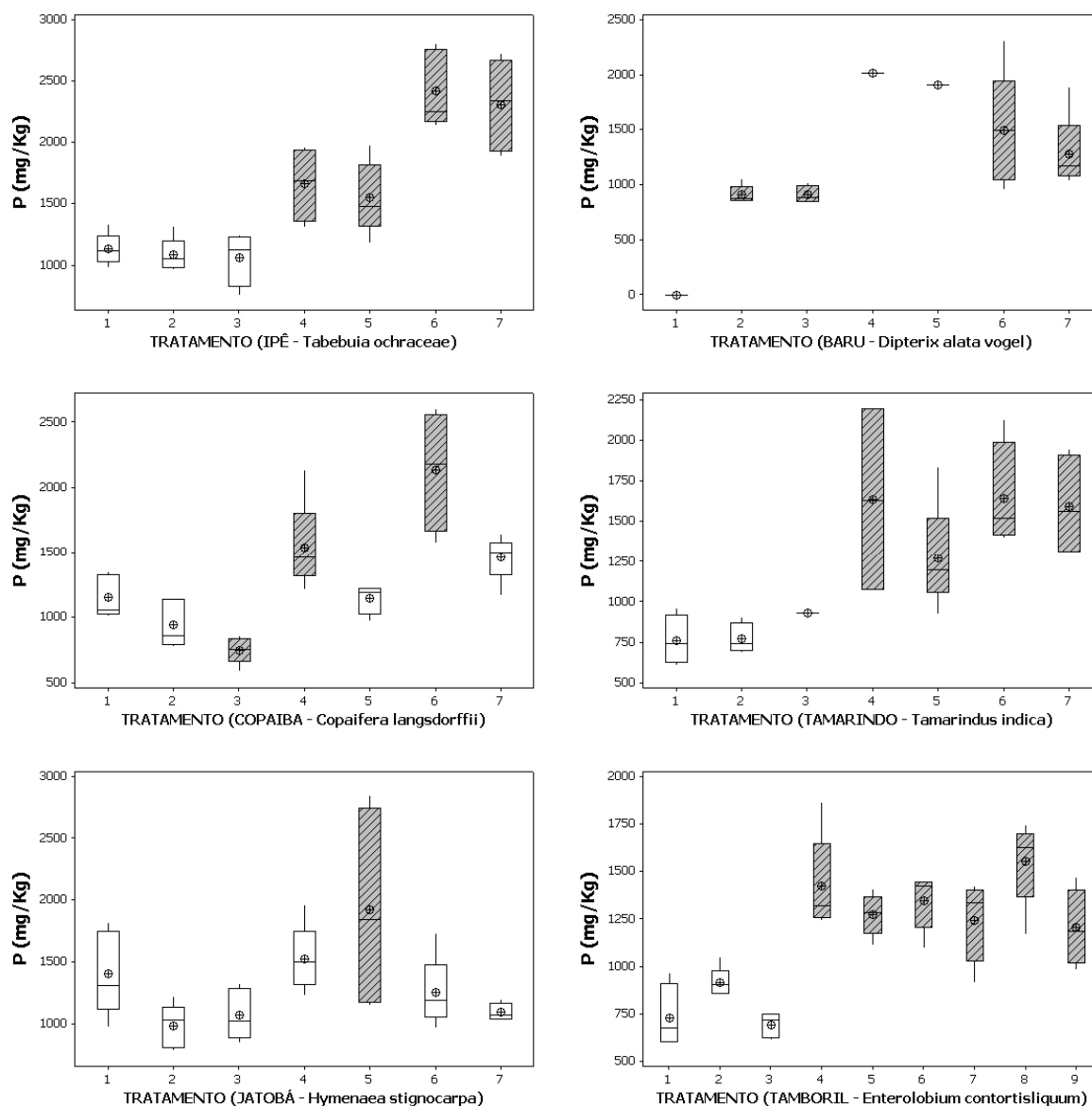


Figura 26: Quantificação de fósforo nas folhas de Ipê amarelo do Cerrado, Copaíba, Jatobá do Cerrado, Baru, Tamarindo e Tamboril nos diversos tratamentos do experimento de resistência e adaptabilidade. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados em mg Kg⁻¹. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 9 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM; 8: SCMOR; 9: SCMOMR).

Apesar de significativos, os valores médios de fósforo nas folhas de Tamboril, em todos os tratamentos empregados, estão próximos, variando aproximadamente entre 1200 e 1500 mg Kg⁻¹. Já em Copaíba, o destaque foi para os tratamentos sem adição de esporos

micorrízicos (SCAC e SCMO), que apresentaram valores médios de concentração desse elemento de aproximadamente 1500 e 2100 mg Kg⁻¹. Em certa medida, a redução da concentração foliar de fósforo, também, é registrada em Tamboril.

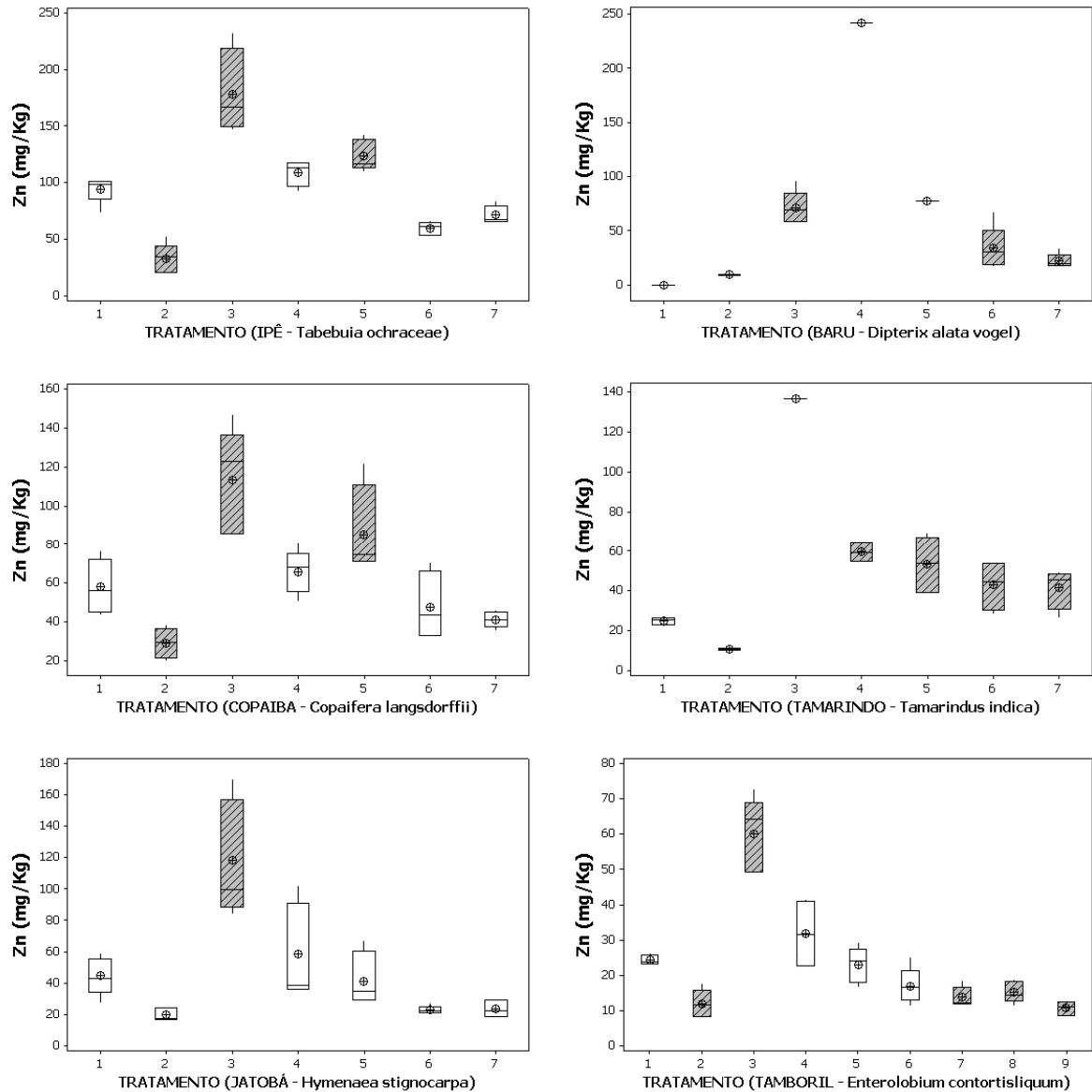


Figura 27: Quantificação de zinco nas folhas Ipê amarelo do Cerrado, Copaíba, Jatobá do Cerrado, Baru, Tamarindo e Tamboril nos diversos tratamentos do experimento de resistência e adaptabilidade. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados em mg Kg⁻¹. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com p<0,05 (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 9 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SV; 3: SNC; 4: SCAC; 5: SCACM; 6: SCMO; 7: SCMOM; 8: SCMOR; 9:SCMOMR).

Por outro lado, Baru aponta uma menor concentração de fósforo nas folhas dos tratamentos com matéria orgânica e maiores concentrações (aproximadamente 2000 mg Kg⁻¹)

nos tratamentos com adição de nutrientes (SCAC e SCACM). Jatobá do Cerrado registrou um aumento significativo desse elemento apenas nas folhas obtidas do tratamento SCACM, embora a medição tenha envolvido um grande desvio padrão.

O zinco (Zn) apresentou menores concentrações foliares nas plantas do controle substrato vegetal (SV) e maiores concentrações no controle sem contaminação (SNC) para todas as espécies analisadas. Nos demais tratamentos, não houve valores maiores que SNC em todas as espécies analisadas, exceto para Baru, que registrou um pico de concentração no tratamento SCAC. Essa espécie também apresentou concentrações de zinco nas folhas significativamente maiores que o controle com substrato contaminado em todos os demais tratamentos. Tamarindo demonstrou a mesma tendência verificada em Baru.

Já em Ipê e Copaíba, observou-se um único tratamento com aumento significativo dos teores de zinco nas folhas das plantas (SCACM). Jatobá não obteve concentrações significativas desse mineral nos tratamentos e Tamboril demonstrou concentrações significativamente menores de zinco nas folhas nos tratamentos, em índices similares ao controle de substrato vegetal (SV).

4.4 – Experimento com adição de matéria orgânica

Seguindo o modelo do experimento realizado anteriormente, foi utilizada uma espécie arbórea presente na área de estudo (Tamboril) e quantificados os mesmos 6 (seis) parâmetros avaliados (diâmetro do caule em mm; altura da parte aérea em mm; número de folhas; peso seco total em g; peso seco da parte aérea em g; peso seco da raiz em g). Os dados obtidos foram apresentados em boxplot (**Figura 28**) e analisados quanto à variância por ANOVA e comparação das médias segundo teste de Fisher LSD com $p < 0,1$ e $p < 0,05$.

No experimento observou-se que, em todos os tratamentos empregados, os valores obtidos para os parâmetros diâmetro do caule, altura da parte aérea, número de folhas e peso seco da parte aérea foram significativamente superiores ao controle contaminado (SC), indicando melhorias nas condições de desenvolvimento dos vegetais.

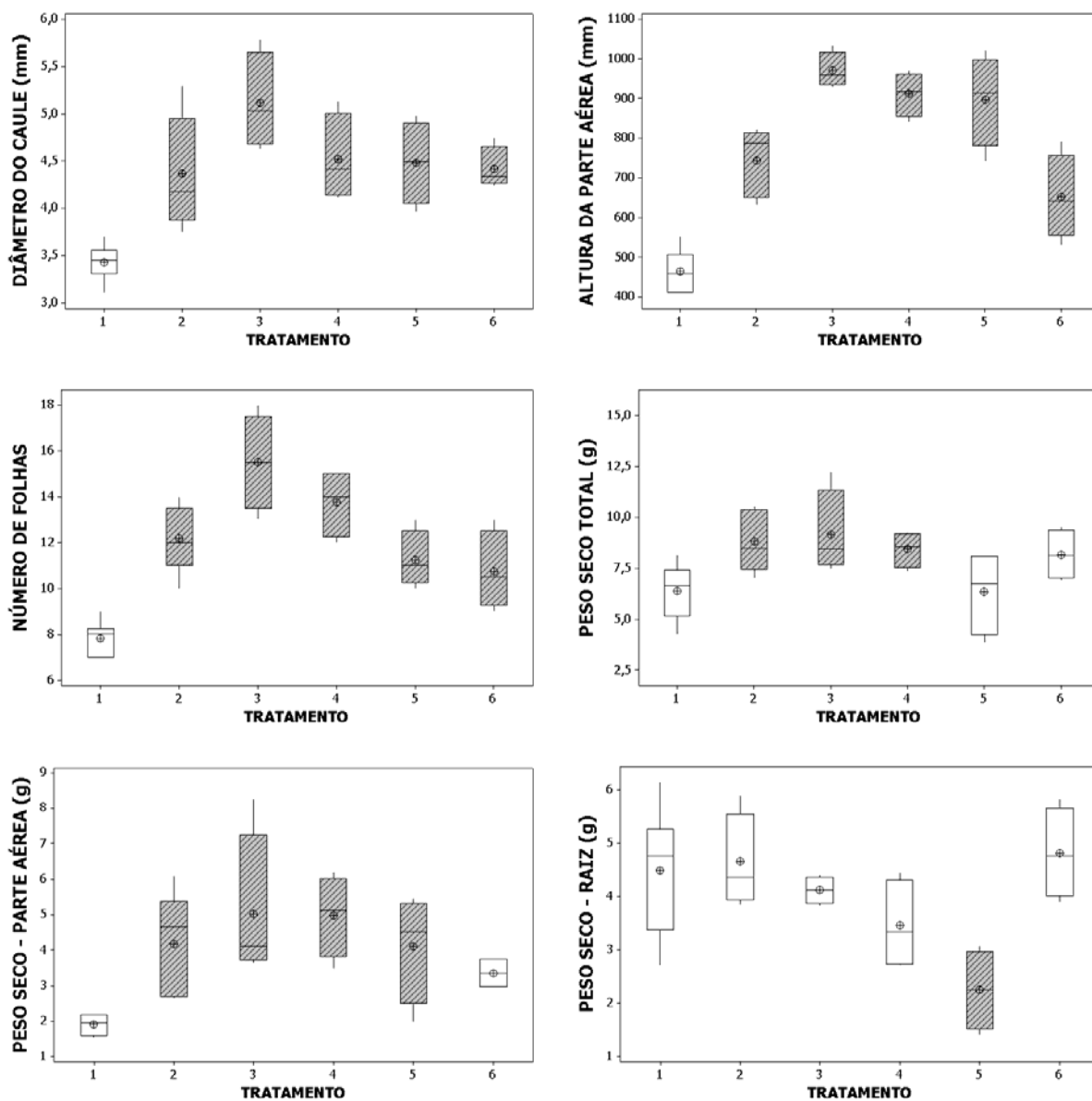


Figura 28: Resultados obtidos para os parâmetros de desenvolvimento de *Enterolobium contortisliquum* (Vell.) Morong (Tamboril) após 120 dias de crescimento em tratamentos com adição de matéria orgânica. Os gráficos apresentam boxplots dos dados coletados para os 6 critérios analisados: diâmetro do caule; altura da parte aérea; número de folhas; peso seco total; peso seco da parte aérea; peso seco da raiz. A análise de variância foi realizada por ANOVA e a comparação das médias pelo teste de Fisher LSD com $p < 0,05$ (os dados significativos estão representados pelas colunas hachuradas) em relação ao controle “Substrato contaminado – SC” (1). Os Números 1 a 7 representam os tratamentos utilizados (1: SC; 2: SCSMO; 3: SC+Húmus; 4: SC + Esterco; 5: SC + Substrato Solo; 6: SC + Minas Fértil).

Entretanto, o peso seco da raiz não demonstrou acréscimos em massa para os tratamentos, em comparação com o controle SC. Muito pelo contrário, foi verificada perda significativa em relação a esse controle na utilização de Substrato Solo. Nos indivíduos submetidos aos tratamentos com adição dos compostos “Substrato Solo” e “Minas Fértil” não se registrou um aporte significativamente maior de massa seca em relação à SC.

4.4 – Eficiência e colonização por fungos micorrízicos arbusculares (FMA)

Na **Tabela 6**, pode ser observada a taxa de colonização das raízes por Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMA), em alguns tratamentos das espécies submetidas ao Experimento de Resistência e Adaptabilidade.

Tabela 6: Eficiência e Taxa de colonização de esporos micorrízicos em amostras de raízes de plantas submetidas ao experimento de resistência e adaptabilidade. As análises foram realizadas apenas em alguns tratamentos. (SNC = Substrato Não Contaminado; SCACM = Substrato Contaminado Adicionado de Adubos e Esporos Micorrízicos; SCMOM = Substrato Contaminado Adicionado de e Esporos Micorrízicos; SCMOMR = Substrato Contaminado Adicionado de Matéria orgânica, Bactérias do gênero *Rhizobium* e Esporos Micorrízicos).

Espécie	Eficiência da Utilização de FMA ¹ (%)	Tratamento	Taxa de colonização ² (%)
Jatobá do Cerrado	3,6	SCACM	50,0
		SCMOM	41,7
Tamarindo	17,1	SCACM	87,9
		SCMOM	84,6
Baru	48,2	SCACM	17,9
		SCMOM	60,0
		SNC	58,5
Copaíba	42,5	SCACM	62,5
		SCMOM	62,2
Tamboril	9,3	SCACM	65,4
		SCMOM	71,9
		SCMOMR	69,5
Ipê amarelo do Cerrado	30,7	SCACM	86,5

1. A eficiência da utilização de simbioses (FMA) foi calculada para cada espécie por meio da fórmula $ME = \{(M - NM) / NM\} \times 100$, onde M e NM representam, respectivamente, a biomassa seca de plantas inoculadas e não inoculadas (SOMASEGAREN e HOBEN, 1985).
2. A colonização por fungos micorrízicos foi realizada de acordo com o método descrito em SCHMITZ *et al*, 1991.

Verificou-se que todas as espécies foram colonizadas e, em geral, apresentaram uma média de colonização superior a 50 %. Os destaques são para Ipê amarelo do Cerrado e Tamarindo, com taxas superiores a 80%.

Ainda na tabela 6, também pode ser visualizada a eficiência de utilização de FMA nas mesmas espécies utilizadas no experimento. Tal dado corresponde à eficiência de incorporação de massa, nos vegetais inoculados com esporos micorrízicos em seus tratamentos, em comparação com os tratamentos sem inoculação.

É interessante destacar que, aparentemente, não existe uma correlação direta entre a taxa de colonização por FMA e a eficiência dessa infecção. Espécies como Jatobá do Cerrado e Tamboril, apesar de uma alta colonização por FMA em suas raízes, apresentaram eficiência abaixo de 10%. Outras espécies, como Tamarindo e Ipê, apesar de taxas de colonização similares, apresentaram eficiências muito distintas. Isso denota que tais índices são relacionados com as características personalíssimas de cada espécie, devendo ser avaliados independentemente, não em conjunto.

5 – Discussão

5.1 – Solo

O solo da área impactada apresentou uma grande alteração química. O pH médio registrado é considerado alto para padrões agronômicos (ALVAREZ *et al.*, 1999) e distancia-se significativamente dos padrões originais, tomando-se por base os dados da área de cerrado vizinha e não impactada, bem como o disposto na literatura para solos dessa natureza (LOPES, 1983 *apud* FAGERIA, 2000).

Essa tendência se deve às características do resíduo denominado “pH9” que foi descartado no local, visto que, como o próprio nome indica, tratava-se de uma mistura com características alcalinas. A grande oscilação entre os valores levantados nessa região (pH 4,7 até pH 7,6) pode ser atribuída diretamente à contaminação introduzida, já que foi conduzida mediante um descarte aleatório e espalhamento irregular dos detritos na área, formando diferenças de concentração dos mesmos na superfície. O desvio padrão se mostrou menor nos resultados obtidos para o solo controle (não contaminado – SNC), sinal que reforça a idéia de variação na homogeneidade do substrato impactado.

A análise granulométrica (**Figura 5**) aponta uma menor quantidade de argila na área contaminada. Isso sugere que o solo possui menor capacidade de retenção de água, refletindo em um menor potencial matricial. Novamente pode ser visto um grande desvio envolvendo as amostras da área de estudo, refletindo uma intensa variação na homogeneidade do solo, provavelmente decorrente do descarte dos resíduos industriais.

Também foram registrados menores teores de carbono orgânico, matéria orgânica e nitrogênio na área contaminada (**Figura 6**). Sob a perspectiva agronômica, os valores médios registrados para essa área são considerados “baixos”, enquanto os da área controle são “médios” (ALVAREZ *et al.*, 1999). Tal perda de matéria orgânica no solo provavelmente se encontra relacionada com a remoção da cobertura vegetal original, bem como com a introdução dos agentes contaminantes e conseqüentes transformações químicas decorrentes.

Por outro lado, o solo contaminado se mostrou enriquecido de nutrientes (**Figura 7**), registrando aumentos significativos nos teores de ferro, potássio, magnésio (Mg^{2+}), manganês, fósforo e zinco, bem como no valor do índice de saturação por bases (V). Segundo ALVAREZ *et al.* (1999), os teores médios de ferro, magnésio trocável (Mg^{2+}), manganês e zinco de ambas as áreas são agronomicamente considerados “muito bons” ($> 45 \text{ mg dm}^{-3}$, $> 1,5 \text{ cmol carga dm}^{-3}$, $> 12 \text{ mg dm}^{-3}$ e $> 2,2 \text{ mg dm}^{-3}$, respectivamente). Apesar de muito acima

das concentrações indicadas para técnicas agrícolas, os teores de zinco e manganês se encontraram abaixo dos limites máximos estipulados em legislação federal para áreas industriais (BRASIL, 2009).

Já os teores médios de cálcio trocável (Ca^{2+}), cobre e potássio só se encontram “muito bons” na área contaminada ($> 4,0 \text{ cmol carga dm}^{-3}$, $> 1,8 \text{ mg dm}^{-3}$, $> 120 \text{ mg dm}^{-3}$, respectivamente). Nesse aspecto é importante destacar a importância do teor encontrado para o cálcio, um elemento limitador do desenvolvimento dos vegetais, por possuir pouca mobilidade no sistema, ser essencial para a constituição de pectinas, proteínas e, conseqüentemente, para a divisão e funcionalidade da membrana celular (RITCHEY, 1982).

A concentração média de fósforo encontrada para as áreas sob estudo demonstra uma tendência de aporte desse nutriente na área impactada, apesar de não se verificar uma diferença significativa. Entretanto, os teores desse nutriente em ambas as áreas são considerados agronomicamente “muito baixos” (ALVAREZ *et al.*, 1999), o que corresponde ao esperado para áreas impactadas.

Importante destacar que o alumínio (Al^{3+}) se encontra bastante reduzido na área contaminada, quando comparado com a área controle. Tal fato confere pouca toxicidade e se dá devido à menor disponibilidade do alumínio trocável em pH acima de 5,0, pois os íons desse metal, nessas condições, tendem a se precipitar em hidróxidos insolúveis.

Do exposto, extrai-se que o substrato da área impactada é um latossolo fracamente ácido, pobre em fósforo e matéria orgânica e rico em micronutrientes sem, entretanto, ultrapassar limites legais máximos de concentração para áreas industriais.

Acerca da população de microrganismos existente nos solos avaliados, pode-se inferir que os dados apontaram uma quantidade média ligeiramente superior de microrganismos na área controle, mas tal afirmação só pode ser validada estatisticamente na quantificação de esporos micorrízicos dentre todos os parâmetros avaliados.

A biomassa microbiana calculada para ambos os substratos reforça essa conclusão, visto que também não puderam ser verificadas diferenças significativas entre os substratos com e sem contaminação. Mais uma vez, a discrepância entre os valores máximos e mínimos, verificados no quesito “biomassa microbiana” (**Figura 9**) para a área contaminada, pode ser explicada pelo espalhamento irregular dos contaminantes na superfície do solo.

Assim, sob o prisma microbiológico, a área de estudo não se encontra muito degradada e ainda conta com microrganismos capazes de interagir entre si e com as espécies vegetais residentes, porém já demonstra sinais de decréscimo em sua atividade microbiológica, especialmente no tocante aos FMA.

WHISENANT, 2002 (*apud* KING & HOBBS, 2006) apresenta uma classificação de áreas degradadas de três estágios, separadas por limites bióticos e abióticos, capazes de apontar pontos críticos em um processo de degradação. Visando à recuperação, esses limites indicam as etapas críticas de agravamento de uma determinada situação, bem como o período de possibilidade de recuperação autógena. O primeiro limite é biótico e se relaciona com o grande dano biótico causado na área natural impactada. O segundo limite é condicionado por fatores abióticos e indica a não funcionalidade de sistemas bióticos e a irreversibilidade da degradação abiótica.

É importante esclarecer que o *status quo* da área, antes de sofrer algum impacto, é determinado por suas características que, em muitas situações, já são naturalmente impactantes. Ademais, áreas mais saudáveis e com maior disponibilidade de recursos tendem a ser reguladas pelos processos bióticos, enquanto áreas mais pobres de recursos originais têm seu impacto mediado abioticamente (TONGWAY & LUDWIG, 1996; WHISENANT, 1999 *apud* KING & HOBBS, 2006)

Na busca de identificar e classificar o estágio e o tipo da degradação, bem como propor modificações para a área impactada em estudo, observou-se que essa área constituiu, originalmente, uma região de cerrado, com solo pobre em nutrientes e matéria orgânica e pH ácido. Assim, trata-se de uma área que naturalmente dispõe de poucos recursos e, portanto, é influenciada por mediação abiótica. Ao se determinar os supracitados limites de degradação de Whisenant, a área poderia ser posicionada no segundo nível, pois mantém a atividade microbiológica compatível com o controle referência, apesar de ter sofrido intenso impacto na estrutura biótica vegetal.

É importante salientar que a perturbação química introduzido pelos descartes de resíduos industriais causou uma possível invasão do limite abiótico da área e, conseqüentemente, sinaliza a necessidade de introdução de modificações no meio ambiente físico.

Levando todo o exposto em consideração, e também os modelos propostos, foi estruturada uma matriz (**Tabela 7**) na tentativa de auxiliar a identificação dos limites e barreiras bióticas e abióticas para implementar a recuperação da área em estudo. No modelo proposto, verifica-se a maior necessidade de modificação nos componentes estruturais do que nos funcionais.

Tabela 7: Matriz 2 X 2 de correlação e dicotomia entre componentes estruturais *versus* funcionais, bem como bióticos *versus* abióticos no ecossistema impactado em estudo. São apresentados parâmetros que demandam recuperação (○) e propostas de intervenções mitigadoras (→). A seta propõe a indicação da tendência de ciclo de resiliência no advento da atuação em pontos críticos (sombreados). Adaptado de KING & HOBBS, 2006.

	<u>Componente Estrutural</u> (critérios estáticos, intervenções mecânicas, soluções rápidas, baixa resiliência)	<u>Componente Funcional</u> (processos dinâmicos, manipulação de interações dinâmicas, inter-relação com os aspectos estruturais, alta resiliência)
<u>Componente Abiótico</u>	<ul style="list-style-type: none"> ○ <i>Diminuição da disponibilidade de água para o crescimento vegetal</i> → Aumento da disponibilidade de água. Aumento da retenção de água no solo. ○ <i>Diminuição de fertilidade e de matéria orgânica no solo</i> → Reintrodução de nutrientes essenciais em deficiência. Recuperação do extrato orgânico do solo. ○ <i>Estrutura pedológica deteriorada</i> → Incrementar agregação e aeração do solo. Reduzir/Diminuir intemperismos 	<ul style="list-style-type: none"> ○ <i>Diminuição de infiltração e maior lixiviação de nutrientes</i> → Incrementar estrutura, agregação e aeração do solo. ○ <i>Aumento de erosões (ainda se encontra sob controle).</i>
<u>Componente Biótico</u>	<ul style="list-style-type: none"> ○ <i>Perda prolongada de cobertura vegetal e de deposição de matéria orgânica no solo.</i> → Introdução de espécies resistentes, adaptadas à região, com produção elevada de biomassa e alta geração de descendentes. ○ <i>Diminuição de produtividade vegetal</i> → Redução do impacto aos vegetais no solo. Recuperação das condições mínimas de desenvolvimento vegetal 	<ul style="list-style-type: none"> ○ <i>Diminuição de descargas orgânicas no solo</i> → Seleção e introdução de espécies vegetais com elevada produção de biomassa e associação simbiótica com microrganismos. ○ <i>Redução da atividade de microrganismos no solo (ainda se encontra sob controle).</i> → Complementação: plantios com inóculo de esporos micorrízicos e bactérias fixadoras de nitrogênio específicas.

Destacou-se que, de acordo com a interdependência dos fatores levantados, a introdução de modificações significativas em determinados pontos, considerados críticos, poderia direcionar o processo de recuperação para assumir tendências de resiliência. Identificou-se a reestruturação físico-química do solo como o ponto crítico estrutural abiótico.

O foco em ações mitigadoras, como a incorporação de matéria orgânica e nutrientes em baixa concentração como o fósforo e correção do pH, influenciariam na reabilitação direta desse parâmetro, além de também refletiriam positivamente na recomposição da vegetação, da microbiota e biota do solo e, por consequência, novamente na estrutura do solo, por via indireta.

Já a introdução de espécies arbóreas resistentes (adaptadas à região, com produção elevada de biomassa e alta geração de descendentes) seria indicada como o ponto crítico estrutural biótico. A implementação desse fator não só influenciaria diretamente na recomposição da cobertura vegetal, mas também providenciaria o desenvolvimento indireto da recomposição de todos os aspectos bióticos e abióticos relativos ao solo.

Nessa perspectiva, o restabelecimento das demais condições estruturais e funcionais decorreriam naturalmente das modificações introduzidas nesses dois pontos críticos. Seria uma forma de retro-alimentação cooperativa do fluxo de recuperação, derivada da introdução de modificações diretas e indiretas.

5.2 – Experimento de resistência e adaptabilidade

O experimento de resistência e adaptabilidade objetivou indicar espécies mais resistentes e adaptáveis às condições do substrato da área contaminada, bem como fazer inferências sobre possíveis intervenções, com repercussões benéficas para os vegetais.

Nesse experimento puderam ser identificadas espécies muito sensíveis ao substrato contaminado, como Baru, Gonçalo-alves e Canafistula, e outras menos sensíveis, como Ipê amarelo do Cerrado, Copaíba, Jatobá do Cerrado, Tamarindo e Tamboril. Dentre essas últimas, destacaram-se as espécies Ipê amarelo do Cerrado, Tamarindo e Tamboril por terem registrado resultados significativos, que se igualavam ou superavam os controles do experimento nos tratamentos propostos.

As respostas significativas obtidas no experimento sugerem que os tratamentos empregados no substrato contaminado traduzem uma melhoria das condições de desenvolvimento dos vegetais nesse ambiente.

Em Ipê, foi verificada a melhor resposta dentre as espécies utilizadas. Os tratamentos com matéria orgânica refletem o benefício introduzido por esse parâmetro no alívio do “stress” ao desenvolvimento do vegetal, inerente ao substrato contaminado. Os resultados demonstram não só a superação das situações controle sem contaminação, como também da maioria dos demais tratamentos. É importante destacar o maior incremento de massa na parte

aérea e na raiz, com especial destaque para SCMOM, que sugere uma grande importância da utilização de esporos micorrízicos para essa espécie.

Em relação à Copaíba, fica claro o impacto do substrato contaminado sobre as plantas, já que houve um distanciamento significativo no crescimento e desenvolvimento dos controles SV e SNC em relação ao controle contaminado (SC). Os resultados também demonstram que apenas o tratamento com adição de adubação e esporos micorrízicos (SCACM) condicionou melhorias no desenvolvimento dessa espécie, superando os demais tratamentos, os quais tiveram respostas semelhantes ao controle SC.

SOARES *et al.* (2001a) relata a baixa sensibilidade de plantas de Copaíba, durante o crescimento inicial, em um substrato contaminado com zinco e atribui tal característica à pequena translocação de zinco para a parte aérea. CARVALHO (2003) considera a espécie plástica em relação às condições do solo, sendo altamente adaptável a diversas condições de drenagem e fertilidade. DUBOC *et al.* (1996) atestou que a espécie não foi afetada pela omissão de boro e zinco no solo e RENÓ *et al.* (1997) demonstrou que essa espécie apresentou pouca ou nenhuma resposta a micronutrientes. Tais resultados reafirmam a sobrevivência registrada para espécie.

DUBOC (2005) *apud* ANDRADE (2008) relaciona Copaíba como altamente dependente de micorriza, o que pode ser confirmado pelos resultados obtidos (**Tabela 6**). PARON *et al.* (1996) também registra, para a espécie, pouca resposta à adição de nutrientes, mas não em relação ao fósforo, que, com a concentração de $30 \mu\text{g P g}^{-1}$ de solo, atingiu a maior produtividade vegetal. Esse estudo também evidencia uma redução no crescimento em plantas inoculadas com esporos micorrízicos (*Glomus etunicatum* Becker e Gerdemann), o que auxilia na explicação do pior desempenho do tratamento SCMOM, apesar da alta taxa de colonização.

Foi registrada situação semelhante para Jatobá do Cerrado, cujos dados sugerem que houve sobrevivência, porém estagnação, no crescimento das plantas nos tratamentos e no controle SC. Apenas os controles desprovidos de contaminação apresentaram um desenvolvimento significativamente maior nos parâmetros avaliados. Isso também infere uma grande sensibilidade às características do substrato contaminado. Essa espécie, portanto, não deve ser utilizada em um futuro trabalho de recuperação de áreas degradadas com essas características.

Tamarindo demonstrou uma resposta curiosa ao refletir a sensibilidade ao substrato não contaminado no experimento. No substrato contaminado, os tratamentos SCACM, SCMO e SCMOM foram os que resultaram em respostas mais significativas, sugerindo a importância

da associação simbiótica com FMA, como adjuvante para o desenvolvimento dessa espécie, bem como reforçando a importância da adição de matéria orgânica para minimizar o impacto da contaminação. REENA & BAJYARAJ (1990) demonstram a estimulação do crescimento dessa espécie através da associação com FMA e relaciona *Gigaspora margarita* e *Glomus fasciculatum* como as espécies melhores adaptadas ao vegetal. A alta taxa de infecção registrada para essa espécie, em tratamentos inoculados com esporos micorrízicos (**Tabela 6**) corrobora o exposto.

O sucesso já registrado para Tamarindo com plantios mistos (MUTANAL *et al.*, 2007) sugere a possibilidade da utilização dessa espécie em áreas degradadas. PATIL (1986) *apud* MUTANAL *et al.* (2007) publicou resultados similares, que também reforçam a utilização dessa espécie para a recuperação de áreas impactadas, sinalizando boas perspectivas para sua introdução na área em estudo.

Em Baru, como descrito anteriormente, não houve plantas sobreviventes no controle com o substrato contaminado e outras várias pereceram nos demais tratamentos. O resultado obtido dos demais controles, em substrato sem contaminação, reforça a baixa resistência observada ao substrato contaminado.

Destaca-se, nessa espécie, o uso de matéria orgânica para reduzir os efeitos deletérios no substrato contaminado e incrementar a sobrevivência, o desenvolvimento e até mesmo a colonização das raízes dos vegetais por FMA. Ademais, a **Tabela 6** também sugere a colonização natural dos indivíduos de Baru por FMA em solo não contaminado, em índices compatíveis com o tratamento que associa matéria orgânica e esporos micorrízicos.

Tamboril apresentou pouca ou nenhuma diferença entre os controles com substrato contaminado, não contaminado e vegetal (SC, SNC e SV, respectivamente), exceto para o parâmetro peso seco da raiz, que aponta o impacto da área contaminada no desenvolvimento desse órgão. Por outro lado, nos demais tratamentos propostos, houve um desenvolvimento significativamente maior nas plantas do que nos controles, inferindo a boa aceitação, pela espécie, das modificações introduzidas.

Ademais, registrou-se para Tamboril taxa de colonização das raízes, em alguns experimentos, superior a 60%, indicando a importância das associações simbióticas com FMA. Estudos já caracterizaram tais associações e sua relevância para compensar desequilíbrios resultantes de áreas degradadas e incrementar o desenvolvimento dos vegetais (SIQUEIRA *et al.*, 1999; POUYÚ-ROJAS & SIQUEIRA, 2000).

Curiosamente, também foram verificados, nas plantas de todos os tratamentos e controles dessa espécie, nódulos de associação com bactérias fixadoras de nitrogênio (dados

não apresentados) e não apenas nos indivíduos inoculados. Isso indica a importância dessa associação para o estabelecimento do vegetal, a pequena seletividade dos microrganismos associados e a baixa interferência da contaminação para a associação.

Os resultados, portanto, sugerem que Tamboril é resistente ao impacto na área de estudo e possui excelente sobrevivência, podendo se desenvolver adequadamente no local, caso sejam efetuadas modificações no substrato contaminado nos moldes propostos. Essa conclusão é referendada por estudos que indicam essa espécie para recompor a vegetação de ambientes degradados (NOBREGA *et al.*, 2008; LIMA *et al.*, 2009), obtendo sucesso até mesmo em métodos de semeadura direta em substratos contaminados (MENEGHELLO & MATTEI, 2004; ANDRADE, 2008; LACERDA & FIGUEIREDO, 2009).

Gonçalo-alves e Canafístula obtiveram resultados muito semelhantes no experimento. Inicialmente, assim como em Baru, registraram uma baixa sobrevivência no substrato contaminado, ao ponto de impedir a montagem dos demais vasos com todos os tratamentos propostos. Entretanto, foi possível identificar que os sobreviventes do tratamento com matéria orgânica obtiveram um desenvolvimento bastante significativo, apoiando a tese da melhoria das condições gerais de desenvolvimento dos vegetais com a introdução de matéria orgânica no substrato contaminado.

Percebe-se que, de uma maneira geral, a introdução de matéria orgânica minimiza os efeitos deletérios do substrato contaminado e, conseqüentemente, os impactos sobre o desenvolvimento das espécies vegetais avaliadas.

A importância da matéria orgânica na recuperação de áreas degradadas tem sido relatada de forma recorrente. Um estudo desenvolvido por LEITE *et al.* (2004) *apud* CORRÊA & MÉLO FILHO (2004) afirma que não é possível revegetar substratos minerados no Distrito Federal sem a aplicação de grandes quantidades de matéria orgânica. Na mesma linha de raciocínio, CORRÊA (2006) condiciona o sucesso da revegetação em substratos minerados à existência de pelo menos 2 % de matéria orgânica no solo, uma vez que teores inferiores usualmente resultam em agregados instáveis e solos propensos à formação da crosta superficial e baixa infiltração (CECÍLIO & REIS, 2007).

Tendo isso em vista, o experimento de resistência e adaptabilidade com adição de matéria orgânica, realizado com Tamboril, buscou verificar se existiam diferenças entre alguns tipos de matéria orgânica comerciais, objetivando apurar um modelo prático para intervenção na área contaminada na indústria.

Os resultados apresentados na **Figura 28** confirmam a tendência de atenuação dos efeitos deletérios do substrato contaminado com a adição de matéria orgânica. Com exceção

do tratamento com “substrato solo”, todos os tratamentos tiveram aporte significativo de massa, em comparação ao controle com substrato contaminado, demonstrando mais uma vez o benefício da introdução de matéria orgânica. Os melhores resultados foram observados para o “húmus de minhoca”, os “resíduos de compostagem de serapilheira” e o “esterco bovino”.

Os resultados estão condizentes com o exposto na literatura, que relaciona o uso de esterco animais, assim como a matéria orgânica, com a melhora das condições gerais do solo, principalmente em relação à quantidade e disponibilidade de nutrientes, às propriedades físicas, ao incremento de matéria orgânica e à maior infiltração (HOFFMANN *et al.*, 2001). SOUTO *et al.* (2005) relaciona os esterco animais como adubos orgânicos de grande importância, ao considerar sua composição, disponibilidade e benefícios da aplicação, destacando ainda o fluxo de nutrientes para o solo, oriundo de sua decomposição. FARIA *et al.*, (1994) também atesta que a aplicação de esterco de gado incrementou o crescimento de plantas em ambientes degradados, principalmente no aumento da área da copa.

É importante apontar que a sensível diferença relacionada ao desenvolvimento das plantas neste experimento está atrelada à incorporação de compostos de acesso fácil, amplo e pouco oneroso, sobretudo na área rural em que se encontra a área impactada.

5.3 – Quantificação de zinco e fósforo nas folhas

Na quantificação de fósforo das folhas de espécies submetidas ao experimento de resistência e adaptabilidade, foram observados teores significativamente maiores desse elemento em todos os tratamentos introduzidos, exceto para Jatobá do Cerrado. As demais espécies chegaram a apresentar valores até duas vezes maiores do que os registrados nos controles, indicativo de boa receptividade da adição suplementar do nutriente no substrato, bem como da eficiência da relação simbiótica com os FMA, dada a alta taxa de colonização. O uso de matéria orgânica também aparenta influenciar benéficamente no aumento da incorporação de fósforo pelos vegetais, especialmente em Ipê amarelo do Cerrado e Tamarindo.

Já o zinco, apesar de se encontrar em concentrações bem menores no solo controle do Cerrado não impactado (SNC – **Figura 7**), registra os teores foliares mais elevados em plantas submetidas a esse tratamento. As modificações propostas para o substrato contaminado não repercutiram em maiores concentrações desse metal, nas folhas das espécies arbóreas testadas, exceto para Tamarindo.

Não houve grande variação entre os teores desse metal entre o controle SC e demais tratamentos em todas as espécies avaliadas, apesar de terem sido registradas diferenças entre as espécies. Os maiores valores foram relacionados às folhas de Ipê, e os menores, em Tamboril. De uma maneira geral, os teores foliares médios variaram entre 10 e 60 mg Zn Kg⁻¹ de material foliar seco nas espécies e entre 60 e 150 mg Zn Kg⁻¹ em Ipê.

Os menores teores de zinco, encontrados em plantas expostas ao substrato contaminado, e os maiores teores, observados em plantas no substrato não contaminado, suportam a hipótese de que o zinco não esteja disponível no substrato impactado. O pH elevado e os demais impactos decorrentes da contaminação podem influenciar a disponibilidade iônica desse metal e, conseqüentemente, reduzir sua captação pelos vegetais.

Essa hipótese é corroborada por MORAGHAN & MASCAGNI Jr. (1991), que relacionam a influência do pH na biodisponibilidade de zinco, registrando a ocorrência da adsorção desse metal pelos óxidos de alumínio, ferro e manganês em valores de pH acima de 5,5.

Como já relatado anteriormente, a literatura atual oferece poucos dados acerca do comportamento de espécies arbóreas em áreas degradadas, sobretudo quanto à quantificação de metais nos tecidos vegetais. Entretanto, SOARES *et al.* (2001) verifica níveis foliares de zinco para Copaíba se desenvolvendo nessas condições e registra de 83 até 324 mg Zn Kg⁻¹, teores mais elevados do que os encontrados no presente estudo (**Figura 27**). Essa discrepância pode ser explicada pela diferença entre os substratos contaminados nos experimentos, uma vez que no estudo de SOARES *et al.* (2001) havia maiores concentrações de zinco.

6 – Conclusões

1. O substrato da área impactada apresenta altas concentrações de micronutrientes, porém o pH alto e as baixas concentrações de matéria orgânica e fósforo oferecem grande resistência ao desenvolvimento de espécies vegetais.
2. Apesar de muito acima das concentrações indicadas para técnicas agrícolas, os teores de zinco e manganês encontraram-se abaixo dos limites máximos estipulados em legislação federal para áreas industriais (BRASIL, 2009).
3. A microbiota do solo na área degradada demonstra tendências de redução da quantidade e diversidade de microrganismos, mas ainda permanece próxima dos padrões verificados na área controle não impactada.
4. Dentre as espécies vegetais estudadas, Ipê amarelo do Cerrado, Tamarindo e Tamboril se mostraram mais resistentes e adaptáveis às condições do substrato impactado, devendo ser consideradas em projetos de recuperação e revegetação da área impactada sob estudo.
5. Copaíba e Jatobá do Cerrado se mostraram resistentes às condições do substrato impactado, porém tiveram seu desenvolvimento comprometido e não seriam indicadas para uma recomposição da vegetação no local estudado.
6. Baru, Gonçalo-alves e Canafístula se mostraram muito sensíveis às características do impacto da área sob estudo, apresentando alta mortalidade.
7. Ipê amarelo do Cerrado, Tamarindo, Tamboril, Copaíba, Jatobá do Cerrado e Baru apresentaram altas taxas de colonização por fungos micorrízicos arbusculares – FMA extraídos do solo da área controle.
8. A introdução de matéria orgânica atenua o impacto do substrato contaminado nos vegetais analisados e deve ser empregada em futuras intervenções que almejem a recuperação da área degradada.
9. Dentre os tipos de compostos orgânicos testados no substrato contaminado, os melhores resultados foram observados para o “húmus de minhoca”, os “resíduos de compostagem de serapilheira” e o “esterco bovino”.
10. De uma maneira geral, os tratamentos propostos para atenuar o impacto do substrato da área degradada propiciaram um maior aporte de fósforo nas folhas das espécies vegetais testadas.

11. As folhas das espécies testadas apresentaram maiores concentrações de zinco quando submetidas ao crescimento em substrato não contaminado, comparadas às concentrações registradas para o substrato contaminado e demais tratamentos.
12. Não se verificaram espécies acumuladores de zinco dentre as testadas neste trabalho.

7 – Considerações Finais

Apesar da intensa degradação relatada na área sob estudo, os resultados obtidos indicam a possibilidade de se desenvolver um projeto de recuperação para o local. Ademais, a existência de matrizes vegetais, no entorno da área degradada, favorecem a regeneração natural (KAGEYAMA & CASTRO, 1989).

Os custos para se empreenderem projetos de recuperação dessa natureza geralmente são altos, pois envolvem o uso de fertilizantes e corretivos, bem como o preparo do solo. Entretanto, a escolha de espécies leguminosas resistentes e com alta eficiência na produção de biomassa pode reduzir substancialmente tal valor, uma vez que geralmente se encontram associadas com microrganismos simbiotes, que minimizam o déficit nutricional e influenciam positivamente na reestruturação do solo.

Os esporos micorrízicos, utilizados para se inocular os vegetais em estudo, foram retirados do solo da área controle não impactada e anexa à área degradada. Como a técnica utilizada para a extração dos esporos é simples e pouco onerosa (peneiramento úmido), a inoculação dos espécimes vegetais em um futuro plantio pode ser garantida pelos próprios funcionários da empresa.

Apesar do “húmus de minhoca” ter sido apontado como a melhor opção, dentre as testadas, de adubo orgânico, a interferência na área visando a sua recuperação pode se valer, ainda, de esterco bovino ou compostagem de serapilheira, também indicados como adequados pelo experimento e de custo relativamente mais baixo, sobretudo na área rural próxima à empresa.

Por fim, é importante enfatizar que, dada à existência de casa de vegetação e funcionários dedicados na empresa interessada na recuperação da área, seria interessante incluir na rotina de trabalho habitual dos jardineiros a realização de novos testes de resistência e adaptabilidade com outras espécies existentes na região, de modo a levantar o maior número possível de plantas candidatas para recuperar a área impactada. Como o objetivo da recuperação é reverter o processo de degradação e empreender uma aproximação fiel às áreas naturais não impactadas, buscar alcançar a diversidade existente na natureza seria a ação corretiva mais adequada.

8 – Referências Bibliográficas

ALVARES V. V.H., NOVAES, R. F., BARROS, N. F., CANTARUTTI, R. B., LOPES, A.S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A.C., GUIMARAES, P.T.G., ALVAREZ, V.H. (Ed.). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª Aproximação**. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, p.25-32. 1999.

ANDRADE, A. P. A. **Avaliação da utilização de protetor físico de germinação e semeadura direta das espécies *Copaifera langsdorffii* Desf. e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong em área degradada pela mineração**. Dissertação de Mestrado – Universidade Nacional de Brasília, 69p. 2008.
(disponível em: http://btdt.bce.unb.br/tesesimplificado/tde_arquivos/46/TDE-2008-10-06T123444Z-3167/Publico/2008_AnaPaulaAbreuAndrade.pdf. Acesso em 20/2/02/2010)

ARAUJO, R., GOEDERT, W. J., LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 31:1099-1108. 2007.

ARSHAD, M.A., COEN, G.M. Characterization of soil quality: physical and chemical criteria. **American Journal of Alternative Agriculture**, 7:25–31. 1992.

BAÑUELOS, G.S., AJWA, H.A., MACKEY, L.L., WU, C.; COOK, S., AKOHOUE, S. et al. Evaluation of different plant species used for phytoremediation of high soil selenium. **Journal of Environmental Quality**, 26:639– 46. 1997.

BOYD, R.S., MARTENS, S.N. The *raison d'être* for metal hyperaccumulation by plants. In BAKER, A.J.M, PROCTOR, J., REEVES, R.D., eds. **The Ecology of Ultramafic (Serpentine) Soils**. Intercept, Andover, MD, 279–289. 1992.

BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 7 ed. 878p. 1989.

BRASIL. **Decreto nº 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. Diário Oficial da União, 1989.

BRASIL. **Lei 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III, e VII, da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação e dá outras providências. Diário Oficial da União. 2000.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 420, de 28 de Dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União. 2009.
(disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em 16/02/2010).

BRAUN-BLANQUET, J. **Pflanzensociologia**. Wien, Aufl. 14, v.3. 1964.

- BROADLEY, M. R., WHITE, P. S., HAMMOND, J. P., ZELKO, I.; LUX, A. Tansley review: zinc in plants. **The New Phytologist**, Lancaster, 173:677-702. 2007.
- BRUNE, A., URBACH, W., DIETZ, K.J. Compartmentation and transport of zinc in barley primary leaves as basic mechanisms involved in zinc tolerance. **Plant Cell Environment**, 17:153–62. 1994.
- BURGER, J.A., KELTING, D.L. Using soil quality indicators to assess forest stand management. **Forest Ecology and Management**. 122:155-156. 1999.
- BURKEN, J.G., SCHNOOR, J.L. Distribution and volatilisation of organic compounds following uptake by hybrid poplar trees. **Int. J. Phytoremediat.**, 1:139– 151. 1999.
- CARVALHO, E.R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 1039 p. 2003.
- CECÍLIO, R.A. & REIS, E.F. **Recursos Hídricos e Agricultura Sustentável. ERU 03977 – Manejo de Bacias Hidrográficas**. 2007. (Disponível em: <http://www.scribd.com/doc/18028090/manejo-de-bacias-hidrograficas>. Acesso em 15/02/2010)
- CLEMENS, S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. **Planta**, 212: 475–486. 2001.
- CORRÊA, R.S., MÉLO FILHO, B. Desempenho de dois resíduos orgânicos para a sobrevivência de mudas de espécies arbóreas de Cerrado sob condições adversas de área minerada. **Sanare. Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, 21(21):59-66, Jan.-jun. 2004.
- CORRÊA, R. S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração no cerrado: manual para revegetação**. Brasília: Ed. Universa, 178p. 2006.
- CUNNINGHAM, S.D., BERTI, W.R. Remediation of contaminated soils with green plants: an overview. **In Vitro Cellular and Developmental Biology**, 29:207–212. 1993.
- DABIN, B. Étude d'une méthode de fractionnement des matières humiques du sol. **Science du Sol**, Versailles, 1:47-63. 1971.
- DALAL, R.C. Soil microbial biomass—what do the numbers really mean? **Australian Journal of Experimental Agriculture**, 38:649–665. 1998.
- DAVIES, K.L., DAVIES, M.S., FRANCIS, D. Zinc-induced vacuolation in root meristematic cells of *Festuca rubra* L. **Plant Cell Environment**, 14:399–406. 1991.
- DONG Y., OGAWA T., LIN D., KOH H.-J., KAMIUNTEN H., MATSUO M., CHENG S. Molecular mapping of quantitative trait loci for zinc toxicity tolerance in rice seedling (*Oryza sativa* L.). **Field Crops Research**, 95 (2-3):420-425. 2006.

DORAN, J.W., PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W., et al. (Eds.), Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. **Soil Science Society of America Special Publication**, ASA-SSSA, Madison, WI., 35:3–21. 1994.

DORAN, J.W., PARKIN, T.B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J.W., JONES, A.J. (Eds.), Methods for Assessing Soil Quality, **Soil Science Society of America Special Publication**, Madison, 49:25–37. 1996.

DUBOC, E., VENTURIN, N.; VALE, F. R. do, DAVIDE, A. C. Fertilização de plântulas de *Copaifera langsdorffii* Desf. (Óleo copaíba). **Cerne**, Lavras, 2(2):31-47. 1996.

DUBOC, E. Desenvolvimento inicial e nutrição de espécies arbóreas nativas sob fertilização, em plantios de recuperação de Cerrado degradado. **Universidade Estadual Paulista – UNESP**. Faculdade de Ciências Agrônômicas. Campus de Botucatu. Tese de Doutorado. 2005.

DUPUIS, T., JAMBU, P. Etude par spectrographie infrarouge des produits de l'humification en milieu hydromorphe calcique. **Science du Sol**, 1:23-25. 1969.

DUSHENKOV. V., KUMAR, P.B.A.N., MOTTO, H., RASKIN, I. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. **Environmental Science and Technology**, 29:1239–1245. 1995.

EBBS S. D., LASAT M. M., BRADY D. J., CORNISH J., GORDON R., KOCHIAN L. V. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. **Journal of environmental quality**, 26(5):1424-1430. 1997.

EIA/RIMA Cia. Mineira de Metais Três Marias – MG. **Caracterização do empreendimento**. Volume I – Tomo I, Outubro de 1990.

ELLIOTT, E.T. The potential use of soil biotic activity as an indicator of productivity. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R., Grace, P.R. (Eds.), Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems. **Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO)**, Melbourne, 250–256. 1994.

FAGERIA, N. K. Resposta de arroz de terras altas à correção de acidez em solo de cerrado. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, 35(11):2303-2307, Nov. 2000 .

FARIA, J.M.R.; DAVIDE, A.C.; BOTELHO, S.A. Comportamento do guapuruvu (*Schizolobium parahyba* - Leguminosae-Caesalpinoideae) e cássia-verrugosa (*Senna multijuga* - Leguminosae-Caesalpinoideae) em área degradada, sob dois regimes de nutrição. In: SIMPÓSIO SUL AMERICANO, 1 e SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2. **Anais...** Foz do Iguaçu, PR, 06 a 10/11/94. Curitiba: FUPEF, p.499-508. 1994.

GAUR, A., ADHOLEYA, A. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. **Current Science**, 86:528–534. 2004.

GERDEMANN, J. W., NICOLSON, T. H. Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, 84:679-684. 1963.

GIL-SOTRES, F., TRASAR-CEPEDA, C., LEIRÓS, M.C., SEOANE, S. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. **Soil Biology & Biochemistry**, 37: 877-887. 2005.

GIRARD-ROUGIEUX, G. **Técnicas de Microbiología Agrícola**. Editorial Acribia, Zaragoza, España. 104 p. 1964.

GONZALEZ-CHAVEZ, M.C., CARRILLO-GONZALEZ, R., WRIGHT, S.F., NICHOLS, K.A. The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. **Environmental Pollution**, 130:317–323. 2004.

GÖHRE, V., PASZKOWSKI, U. Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal Phytoremediation. **Planta**, 223: 1115–1122. 2006

HACISALIHOGU G., HART, J.J., KOCHIAN, L.V. High- and low-affinity zinc transport systems and their possible role in zinc efficiency in bread wheat. **Plant Physiology**, 125:456–463. 2001.

HACISALIHOGU, G., KOCHIAN, L. V. How do some plants tolerate low levels of soil zinc? Mechanisms of zinc efficiency in crop plants. **New Phytologist**, 159(2):341-350, Aug. 2003.

HALL, J.L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. **Journal of experimental botany**. 53:1–11. 2002.

HALL, J.L., WILLIAMS, L.E. Transition metal transporters in plants. **Journal of experimental botany**. 54:2601–2613. 2003.

HARRISON, M.J. Molecular and cellular aspects of the arbuscular mycorrhizal symbiosis. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, 50:361–389. 1999.

HERRERA, M.A., SALAMANCA, C.P., BAREA, J.M. Inoculation of woody legumes with selects asbuscular mycorrhizal fungi and rhizobia to recover desertified Mediterranean ecosystems. **Applied and Environmental Microbiology**, 59:129-133. 1993.

HOFFMANN, I., GERLING, D.; KYIOGWOM, U. B.; MANÉ-BIELFELDT, A. Farmers' management strategies to maintain soil fertility in a remote area in northwest Nigeria **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 86(3):263-275. 2001.

HOLLEMAN, A., WIBERG, E. Lehrbuch der Anorganischen Chemie. **Berlin**. 1985.

JEFFRIES, P., GIANINAZZI, S., PEROTTO, S., TURNAU, K., BAREA, J.M. The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. **Biology and Fertility Soils**, 37:1–16. 2003.

JONER, E.J., BRIONES, R., LEYVAL, C. Metal-binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycelium. **Plant and Soil**, 226:227–234. 2000.

KAGEYAMA, P.Y., CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF**, 41/42:83-93. 1989. (disponível em: <http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr41-42/cap11.pdf>. Acesso em 19/02/2010)

KARLEN, D.L., MAUSBACH, M.J., DORAN, J.W., CLINE, R.G., HARRIS, R.F., SCHUMAN, G.E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, 61:4–10. 1997.

KARLEN, D.L., ANDREWS, S.S., DORAN, J.W. Soil quality: current concepts and applications. **Advances in Agronomy**. 74:1–40. 2001.

KENNEDY, A.C., PAPENDICK, R.I. Microbial characteristic of soil quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, 50:243–248. 1995.

KHAN, A.G. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. **Journal of trace elements in medicine and biology**,18:355–364. 2005.

KING, E. G., HOBBS, R. J. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. **Restoration Ecology**, 14:369–378. 2006.

KOCHIAN, L.V. Zinc absorption from hydroponic solutions by plant roots. In: Robson, A.D. ed. Zinc in soils and plants. **Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers**, 45–57. 1993

KRÄMER, U. Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. **Current Opinion in Biotechnology**, 16:133–141. 2005.

KUMAR, P.B.A.N., DUSHENKOV, V., MOTTO, H., RASKIN, I. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. **Environmental Science and Technology**, 29: 1232-1238. 1995.

KÜPPER, H., ZHAO, F. J., MCGRATH, S. P. Cellular compartmentation of Zinc in Leaves of the Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. **Plant Physiology**, 119:305–311. 1999.

KÜPPER, H., LOMBI, E., ZHAO, F. J., MCGRATH, S. P. Cellular compartmentation of Cadmium and Zinc in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. **Planta**, 212(1):75-84. 2000.

LACERDA, D. M. A., FIGUEIREDO, P. S. Riparian forest restoration along the Mearim river in the municipality of Barra do Corda -MA: species selection and comparison of forest recovery methodologies. **Acta Amaz.**, Manaus, 39(2):295-303. 2009 .

LARSON, W.E., PIERCE, F.J. Conservation and enhancement of soil quality. In: evaluation for sustainable land management in the developing world. **International Board for Soil**

Research and Management (IBSRAM) Proceedings, 12(2), vol. 2, Bangkok, Thailand. International Board for Soil Research and Management. 1991.

LARSON, W.E., PIERCE, F.J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J.W., et al. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. **Soil Science Society of America Special Publication**, ASA-SSSA, Madison, WI, 35:37–51. 1994.

LEUNG, H.M., YE, Z.H., WONG, M.H. Interactions of mycorrhizal fungi with *Pteris vittata* (as hyperaccumulator) in as-contaminated soils. **Environmental Pollution**, 139:1–8. 2006.

LIMA, J. A., SANTANA, D. G., NAPPO, M. E. Comportamento inicial de espécies na revegetação da mata de galeria na Fazenda Mandaguari, em Indianópolis, MG. **Rev. Árvore**, Viçosa, 33(4):685-694, Aug. 2009.

LIU, Y., ZHU, Y.G., CHEN, B.D., CHRISTIE, P., LI, X.L. Yield and arsenate uptake of arbuscular mycorrhizal tomato colonized by *Glomus mosseae* BEG167 in as spiked soil under glasshouse conditions. **Environment International**, 31:867–873. 2005.

LOPES, A.S. **Solos sob cerrado: características, propriedades e manejo**. Piracicaba : Potafos, 162p. 1983.

MARQUES, M. S., GONÇALVES, L. M. B., LEMOS-FILHO, J. P., ROCHA, D., VALLE, M. T. S., SCOTTI, M. R. M. M. L. Growth of a leguminous tree (*Centrolobium tomentosum* Guill. Ex. Benth) inoculated with *Rhizobium* and mycorrhizal fungi. **Revista Argentina de Microbiologia**, 29:98-102. 1997.

MARQUES, M. S., PAGANO, M., SCOTTI, M. R. M. Dual inoculation of woody legume (*Centrolobium tomentosum*) with rhizobia and mycorrhizal fungi in southeastern Brazil. **Agroforestry Systems**, 52(2):107-117. 2001.

MARSCHNER H. **Mineral nutrition of higher plants**. Boston: USA: Academic Press. 1995.

MARTIN, J.P. Use of acid, rose bengal, and streptomycin in the method for estimating soil fungi. **Soil Science**, 69:215-232. 1950.

MARTINS F. R. **Estrutura de floresta mesófila**. Ed.Unicamp, S.Paulo, 1991.

MEHLICH, A. **Determination of P, Ca, Mg, K, and NH₄**. Raleigh, North Carolina Soil Test Division. 1953.

MENEGHELLO, G. E.; MATTEI, V. L. Semeadura direta de timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum*), canafístula (*Peltophorum dubium*) e cedro (*Cedrela fissilis*) em campos abandonados. **Ciência Florestal**, Santa Maria, 14(2):21-27. 2004.

MILLER, R.M., J.D. JASTROW. The role of mycorrhizal fungi in soil conservation. p. 29–44. In BETHLENFALVAY, G.J., LINDERMAN, R.G. (ed.). *Mycorrhizae in sustainable agriculture*. **Soil Science Society of America Special Publication**, 54, ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI. 1992.

MONTAGNINI, F., FANZERES, A., VINHA, S.G. The potentials of 20 indigenous tree species for soil rehabilitation in the Atlantic forest of Bahia, Brazil. **Journal of Ecology**, 32: 841-856. 1995.

MORAGHAN, J.T.; MASCAGNI JR., H.J. Environmental and soil factors affecting micronutrient deficiencies and toxicities. In: MORTVEDT, J.J.; COX, F.R.; SHUMAN, L.M.; WELCH, R.M. (Ed.) **Micronutrients in agriculture**. 2.ed. Madison: SSSA, p.371-425. 1991.

MUELLER-DOMBOIS, D., ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. Wiley, New York. 547 p. 1974.

MUTANAL, S. M., PATIL, S. J. e SHAHAPURMATH, G. Studies on Mixed Cropping of Tree Species with Tamarind (*Tamarindus indica*). **Karnataka J. Agric. Sci.**, 20(3):568-570. 2007

NANNIPIERI, P., KANDELER, E., RUGGIERO, P. Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. In: BURNS, R.G., DICK, R.P. (Eds.), **Enzymes in the Environment**. Marcel Dekker, New York, pp. 1–34. 2002.

NELSON, D.W., SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, A.L., MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (ed.) **Methods of soil analysis – chemical and microbiological properties**. Part 2, 2 ed. Madison: American Society of Agronomy e Soil Science Society of America, cap. 29, p.539-579. 1982.

NÓBREGA, R.S.A., FERREIRA, P.A.A., DOS SANTOS, J.G.D., VILAS BOAS, R.C., NÓBREGA, J.C.A., MOREIRA, F.M.S. Efeito do composto de lixo urbano e calagem no crescimento inicial demudas de *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong **Revista Scientia Forestalis**, Piracicaba, 36(79):181-189, Set. 2008.

NORTCLIFF, S. Standardisation of soil quality attributes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 88:161–168. 2002.

PARON, M.E.; SIQUEIRA, J.O.; CURI, N.; VALE, F.R. Crescimento de copaíba e guatambu em resposta a fungo micorrizico, superfosfato, nitrogênio e fumigação do solo. **Cerne**. Lavras, 2(2):15-30. 1996.

PARROTA, J. A. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 41(2):115-133, July. 1992.

PASCUAL, J.A., GARCÍA, C., HERNÁNDEZ, T., MORENO, J.L., ROS, M. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. **Soil Biology & Biochemistry**, 32:1877–1883. 2000.

PATIL J. Dry land horticulture for wasteland development. Paper apresentado no **National Workshop on Utilization of Wastelands for Bio-Energy**, 27-29 April, Pune, India. pp. 128-129.

PIKOVSKAYA, R. I. Mobilization of phosphorus in soil connection with the vital activity of some microbial species. **Microbiologiya**, 17:362–370. 1948.

POLLARD, J.A., BAKER, A.J.M. Deterrence of herbivory by zinc hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae). **New Phytologist**, 135:655–658. 1997.

POUYÚ-ROJAS, E., SIQUEIRA, J.O. Micorriza arbuscular e fertilização do solo no desenvolvimento pós-transplante de mudas de sete espécies florestais. **Pesq. Agropec. Bras.**, 35:103-114. 2000.

PROJETO DE GERENCIAMENTO INTEGRADO DAS ATIVIDADES DESENVOLVIDAS EM TERRA NA BACIA DO SÃO FRANCISCO. Subprojeto 4.5C – **Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – PBHSF (2004-2013)**. Estudo Técnico de Apoio ao PBHSF – N° 01. Brasília: ANA, 2004. 63p.

PULFORD, I. D., WATSON, C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. **Environment International**, 29(4):529-540, July. 2003.

PURIN, S., RILLIG, M. C. The arbuscular mycorrhizal fungal protein glomalin: Limitations, progress, and a new hypothesis for its function. **Pedobiologia**, 51:123-130. 2007.

RASKIN, I., KUMAR, P.B.A.N., DUSHENKOV, S., SALT, D.E. Bioconcentration of heavy metals by plants. **Current Opinion in Biotechnology**, 5:285–90. 1994.

REENA, J., BAGYARAJ, D.J. Growth stimulation of *Tamarindus indica* by selected VA mycorrhizal fungi. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, 6:59-63. 1990.

RENÓ, N. B., SIQUEIRA, J. O., CURI, N. Limitações nutricionais ao crescimento inicial de quatro espécies arbóreas nativas em latossolo vermelho-amarelo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, 32(1):17-25. 1997.

RITCHEY, K.D., SILVA, J.E.; COSTA, U.F. Calcium deficiency in clayey B horizons of savannah Oxisols. **Soil Science**. 133:378–382. 1982.

RILLIG, M.C., STEINBERG, P.D. Glomalin production by an arbuscular mycorrhizal fungus: a mechanism of habitat modification. **Soil Biology & Biochemistry**, 34:1371–1374. 2002.

RILLIG, M.C. Arbuscular mycorrhizae and terrestrial ecosystem processes. **Ecology letters**, 7:740–754. 2004.

RILLIG, M.C., MUMMEY, D.L. Mycorrhizas and soil structure. **New Phytologist**, 171:41–53. 2006.

ROUT, G., R., DAS, P. Effect of Metal Toxicity on Plant Growth and Metabolism: I. Zinc. **Agronomie** 23(1):3-11. 2003.

SAGARDOY, R., MORALES, F., LÓPEZ-MILLÁN, A.-F., ABADÍA, A., ABADÍA, J. Effects of zinc toxicity on sugar beet (*Beta vulgaris* L.) plants grown in hydroponics. **Plant Biology**, 11(3):339-350(12). 2009.

SALT, D.E., BLAYLOCK, M., KUMAR, N.P.B.A., VIATCHESLAV, D., ENSLEY, B.D. et al. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. **Bio-Technology**, 13: 468–74. 1995.

SALT, D.E., SMITH, R.D., RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, 49 : 643-668. 1998.

SANTANA, D.P., BAHIA FILHO, A.C. Qualidade do solo: Uma visão holística. B. Inf. **SBCS**, 27:15-18. 2002.

SHEN Z. G., ZHAO F. J., MCGRATH S.P. Uptake and transport of zinc in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and the non hyperaccumulator *Thlaspi ochroleucum*. **Plant Cell Environment**, 20: 898–906. 1997.

SCHENK, N. C., PEREZ, Y. Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi. **International Collection of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi (INVAM)**. University of Florida, Gainesville, FL. 241 p. 1988.

SCHMITZ O., DANNEBERG G., HUNDESHAGEN B., KLINGNER A., BOTHE H., Quantification of vesicular-arbuscular mycorrhiza by biochemical parameters. **Journal of Plant Physiology**, 139:106-114. 1991.

SCHOENHOLTZ S.H., VAN MIEGROET, H., BURGER J. A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, 138:335-356. 2000.

SCHWARTZ C., GERARD E., PERRONNET K., MOREL J.L. Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smelter site. **Science of the total environment**, 279(1-3): 215-221. 2001.

SHUKLA, M.K., LAL, R., EBINGER, M. Soil quality indicators for reclaimed minesoils in southeastern Ohio. **Soil Science**, 169:133–142. 2004.

SHUKLA, M.K., LAL, R., EBINGER, M. Determining soil quality indicators by factor analysis. **Soil & Tillage Research**, 87:194–204. 2006.

SIQUEIRA, J.O., POUYÚ, E., MOREIRA, F.M.S. Micorrizas arbusculares no crescimento pós-transplante de mudas de árvores em solo com excesso de metais pesados. **R. Bras. Ci. Solo**, 23:569-580. 1999.

SOARES, C.R.F.S., ACCIOLY, A.M.A, MELO-MARQUES, T.C.L.L.S., SIQUEIRA, J.O., MOREIRA, F.M.S. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Rev. Bras. Fisiol. Veg.**, Lavras, 13(3):302-315. 2001a.

SOARES, C.R.F.S., GRAZZIOTTI, P.H., SIQUEIRA, J.O., CARVALHO, J.G., MOREIRA, F.M.S. Toxidez de zinco no crescimento e nutrição de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, 36(2):339-348, Feb. 2001b.

SOJKA, R.E., UPCHURCH, D.R. Reservations regarding the soil quality concept. **Soil Science Society of America Special Publication**, 63:1039–1054. 1999.

SOMASEGARAN, P., HOBEN, H. J. Methods in legume-*Rhizobium* technology. **Nitrogen Fixation in Tropical Agricultural Legumes (NIFTAL) project**, Hawaii, 367 p. 1985.

SOUTO, P.C., SOUTO, J.S., SANTOS, R.V. Decomposição de esterco disposto em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, jan./fev., 29(1):125-130. 2005.

TAKEMOTO, E., OKADA, I.A., GARBELOTTI, M.L., TAVARES, M., AUED-PIMENTEL, S. Composição química da semente e do óleo de baru (*Dipteryx alata* Vog.) nativo do Município de Pirenópolis, Estado de Goiás. **Rev. Inst. Adolfo Lutz**, 60(2):113-117. 2001.

THORTON, H.G. The ecology of microorganisms in soil. **Proc R. Soc. London**, Ser. B (920):364-374. 1956.

TONGWAY, D. J., LUDWIG, J. A. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. I. Restoring productive soil patches. **Restoration Ecology**, 4:388–397. 1996.

TÓTOLA, M.R., CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ V, V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V., COSTA, L.M. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2:196-276. 2002.

VAZQUEZ, M.D., POSCHENRIEDER, C.H., BARCELO, J., BAKER, A.J.M., HATTON, P., COPE, G.H. Compartmentation of zinc in roots and leaves of the zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. **Botanical Acta**, 107:243–50. 1994.

VAN STEVENINCK, R.F.M., VAN STEVENINCK, M.E., FERNANDO, D.R., HORST, W.J., MARSCHNER, H. Deposition of zinc phytate in globular bodies in roots of *Deschampsia caespitosa* ecotypes; a detoxification mechanism? **Journal of Plant Physiology**, 131:247–57. 1987.

VAN STEVENINCK, R.F.M., VAN STEVENINCK, M.E., WELLS, A.J., FERNANDO, D.R. Zinc tolerance and the binding of zinc as zinc phytate in *Lemna minor*. X-ray microanalytical evidence. **Journal of Plant Physiology**, 137:140–46. 1990.

VAN STEVENINCK, R.F.M., VAN STEVENINCK, M.E., FERNANDO, D.R. Heavy-metal (Zn, Cd) tolerance in selected clones of duck weed (*Lemna minor*). **Plant and Soil**, 146:271–80. 1992.

VANCE, E. D., BROOKES, P. C., JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology Biochemistry**, 19 (6): 703-707. 1987.

VANGRONSVELD, J., VAN ASSCHE, F., CLIJSTERS, H. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation. **Environmental Pollution**, 87:51-59. 1995.

- VENKATESAN, S., K.V. HEMALATHA and S. JAYAGANESH. Zinc toxicity and its influence on nutrient uptake in tea. *Am. J. Plant Physiol.*, 1: 185-192. 2006.
- WALKER, C., MIZE, W., MCNABB, H. S. Populations of endogonaceous fungi at two populations in central Iowa. *Canadian Journal of Botany*, 60:2518-2529. 1982.
- WHISENANT, S. G. Repairing damaged wildlands: a process-oriented, landscape-scale approach. **Cambridge University Press**, New York. 1999.
- WHISENANT, S. G. Terrestrial systems. Pages 83–105 in M. R. Perrow, and A. J. Davy, editors. Handbook of ecological restoration. Volume 1. Principles of restoration. **Cambridge University Press**, New York. 2002.
- WHITFIELD, L., RICHARDS, A. J., RIMMER, D. L. Effects of mycorrhizal colonisation on *Thymus polytrichus* from heavy-metal-contaminated sites in northern England. *Mycorrhiza*, 14(1):47-54. 2004.
- WOLFF, G., ASSIS, L.R., PEREIRA, G.C., CARVALHO, J.G., CASTRO, E.M. Efeitos da toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. *Planta daninha*, Viçosa, 27(1):133-137, Mar. 2009.
- WRIGHT, S.F., FRANKE-SNYDER, M., MORTON, J.B., UPADHYAYA, A. Time-course study and partial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots. *Plant and Soil*, 181:193–203. 1996a.
- WRIGHT, S.F., UPADHYAYA, A. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Science*, 161:575–586. 1996b.
- WRIGHT, S.F., UPADHYAYA, A. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 198:97–107. 1998.