

**MICHELLE DE SALES MOREIRA DEMOLINARI**

**DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DE SOLOS EM  
PROCESSO DE REABILITAÇÃO APÓS MINERAÇÃO DE  
BAUXITA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2013

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e  
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

D383d  
2013

Demolinari, Michelle de Sales Moreira, 1981-  
Dinâmica da matéria orgânica de solos em processo de  
reabilitação após mineração de bauxita / Michelle de Sales  
Moreira Demolinari. – Viçosa, MG, 2013.  
viii, 79 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Ivo Ribeiro da Silva.  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.  
Inclui bibliografia.

1. Solos - Manejo. 2. Pastagens. 3. Mata Atlântica  
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos.  
Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas.  
II. Título.

CDD 22. ed. 631.4

**MICHELLE DE SALES MOREIRA DEMOLINARI**

**DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DE SOLOS EM  
PROCESSO DE REABILITAÇÃO APÓS MINERAÇÃO DE  
BAUXITA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 27 de fevereiro de 2013

---

**Sebastião Venâncio Martins**  
(Coorientador)

---

**Marco Aurélio Carbone Carneiro**

---

**Edson Márcio Mattiello**

---

**Haroldo Nogueira de Paiva**

---

**Ivo Ribeiro da Silva**  
(Orientador)

*Ao meu marido Raul pelo incentivo, amor e companheirismo neste período de grande aprendizagem e conquistas em minha vida, dando-me forças para continuar nesta caminhada....*

*Aos meus filhos, amados, Helena e Francisco, por toda alegria, por todo o carinho, pelo olhar diário, e amor incondicional...*

*...dedico.*

## AGRADECIMENTOS

*Ao meu marido Raul pelo incentivo, amor e companheirismo neste período de grande aprendizagem e conquistas em minha vida, dando-me forças para continuar nesta caminhada....*

*Aos meus filhos, espelhos de minha alma, Helena e Francisco, por toda alegria, por todo o carinho, pelo olhar diário, e amor incondicional...*

Agradeço à Deus pela força e fazer com que mais um sonho se concretizasse em minha vida. Aos meus pais, irmãos, cunhados e sobrinhos, pelo amor...

A Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Solos pela acolhida e pela oportunidade. Aos professores dos departamentos, nos quais transitei, pelos ensinamentos e dedicação.

Aos colegas de departamento e principalmente de laboratório que se tornam família na ausência desta. Em especial ao Rodrigo e ao Rafael pela dedicação a este trabalho e responsabilidade com a pesquisa, pelo crescimento pessoal e amizade durante os anos da realização deste trabalho e por toda a vida. Aos laboratoristas e funcionários do LSF e LIE tão prestativos e amigos do coração, Zé Luis, Cardoso, Beto e Geraldo.

Ao professor Ivo Ribeiro, orientador, amigo, líder e mestre, sempre. Agradeço pela paciência, dedicação, ensinamentos e tempo dispendido.

À Votorantim Metais-CBA pelo financiamento do trabalho, em especial ao departamento de Meio Ambiente.

Aos membros da banca pelo ensinamento.

Aos meus colegas de trabalho da Universidade do Estado de Minas Gerais e FIC pela compreensão, companheirismo e força dispendidos durante essa caminhada. Em especial para as “meninas do carro”... Juliana Vanir, Margarete Valle, Camila Cravo e Georgina Mucci.

As minhas ajudantes/anjos que tomam conta das minhas pedras preciosas (Helena e Francisco) durante o tempo de ausência para realização deste trabalho. Bem como a “Vovó Marlene”, “Vovô Geraldo”, “Tia Sabrina” e “Tio Nelsinho”.

Finalmente, agradeço à todas as pessoas que direta ou indiretamente incentivaram a realização deste trabalho.

## ÍNDICE

<b>RESUMO .....</b>	<b>v</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>vii</b>
<b>I. INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>1</b>
LITERATURA CITADA .....	3
<b>II. CAPÍTULO 1.....</b>	<b>4</b>
BIOMASSA E COMPOSIÇÃO BIOQUÍMICA DE SERAPILHEIRA DE PARTE AÉREA E DE RAÍZES DE ESPÉCIES ARBÓREAS E PASTAGEM EM ÁREAS EM PROCESSO DE REABILITAÇÃO APÓS MINERAÇÃO DE BAUXITA.....	4
1. INTRODUÇÃO .....	4
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	6
<i>Local de estudo .....</i>	<i>6</i>
<i>Amostragem.....</i>	<i>6</i>
<i>Implantação e manejo das pastagens.....</i>	<i>11</i>
<i>Implantação e manejo da vegetação arbórea .....</i>	<i>11</i>
<i>Caracterização Florística .....</i>	<i>13</i>
<i>Biomassa de serapilheira, parte aérea da pastagem e sistema radicular .....</i>	<i>13</i>
<i>Análise de Polifenóis.....</i>	<i>13</i>
<i>Análise de Polissacarídeos.....</i>	<i>14</i>
<i>Análise dos dados.....</i>	<i>14</i>
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	15
<i>Florística.....</i>	<i>15</i>
<i>Matéria seca da serapilheira e parte aérea da pastagem.....</i>	<i>16</i>
<i>Matéria seca de raízes.....</i>	<i>20</i>
<i>Polifenóis.....</i>	<i>22</i>
<i>Polissacarídeos .....</i>	<i>26</i>
4. CONCLUSÕES .....	30
5. LITERATURA CITADA.....	31
<b>III. CAPÍTULO 2.....</b>	<b>38</b>
DINÂMICA DO CARBONO E ATIVIDADE MICROBIANA EM SOLOS EM PROCESSO DE REABILITAÇÃO COM PASTAGEM E ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS APÓS MINERAÇÃO DE BAUXITA .....	38

1. INTRODUÇÃO .....	38
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	40
<i>Caracterização da área de estudo</i> .....	40
<i>Coleta e preparo das amostras de solo</i> .....	41
<i>Implantação e manejo das pastagens</i> .....	44
<i>Implantação e manejo da vegetação arbórea</i> .....	44
<i>Análises do solo</i> .....	45
<i>Carbono Orgânico, Nitrogênio Total e Relação C/N</i> .....	48
<i>Carbono e Nitrogênio Lábil</i> .....	48
<i>Análises Microbiológicas</i> .....	49
<i>Carbono da biomassa microbiana do solo:</i> .....	49
<i>Atividade Microbiana Basal</i> .....	49
<i>Quociente Metabólico</i> .....	50
<i>Quociente Microbiano (qMIC)</i> .....	50
<i>Análise dos dados</i> .....	50
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	51
<i>Carbono orgânico total, nitrogênio total e relação C:N</i> .....	51
<i>Carbono e Nitrogênio Lábil</i> .....	57
<i>Índice de Manejo de Carbono</i> .....	58
<i>Carbono da biomassa microbiana do solo</i> .....	59
<i>Atividade microbiana basal (C-CO<sub>2</sub>)</i> .....	64
<i>Quociente Metabólico (qCO<sub>2</sub>)</i> .....	66
<i>Quociente Microbiano (qMIC)</i> .....	67
4. CONCLUSÕES .....	70
5. LITERATURA CITADA.....	71
<b>IV. CONCLUSÕES FINAIS.....</b>	<b>79</b>

## RESUMO

DEMOLINARI, Michelle de Sales Moreira, D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2013. **Dinâmica da matéria orgânica de solos em processo de reabilitação após mineração de bauxita.** Orientador: Ivo Ribeiro da Silva. Coorientador: Sebastião Venâncio Martins e Nairam Felix de Barros.

A atividade de mineração gera grandes impactos ao meio ambiente, principalmente aos organismos e processos do solo. O principal componente associado a esses impactos se deve a remoção da camada superficial do solo e armazenamento desta camada por um longo período antes da reabilitação. Desta forma, estudos que incluam indicadores que dependem da atividade biológica, tais como velocidade de decomposição de serapilheira, atividade microbiana e compartimentos mais lábeis da MOS, são indispensáveis visto que podem responder mais rápido ao uso e manejo do solo. O objetivo deste estudo foi avaliar as alterações de componentes bioquímicos da matéria orgânica do solo, causadas pelo processo de mineração, ao longo do tempo de reabilitação. Esse estudo foi realizado no município de Itamarati de Minas – MG em áreas em processo de reabilitação com pastagem e arbóreas nativas por diferentes períodos pós-mineração de bauxita (0, 1, 3, 5 e 12 anos) e para efeito de comparação foram escolhidas áreas pareadas não-mineradas referencias do uso antes da mineração. As parcelas foram marcadas no campo com quatro repetições por tempo e vegetação totalizando 80 parcelas, e o solo coletado na camada de 0-10 e 10-20 cm. Foram analisados, florística; matéria seca de raízes, pastagem e serapilheira; polifenóis e polissacarídeos do solo, raízes, pastagem e serapilheira; carbono orgânico total (COT); nitrogênio total (NT); carbono e nitrogênio lábil (C e N-lábil); índice de manejo de carbono (IMC); carbono da biomassa microbiana (CBMS); evolução C-CO<sub>2</sub>; quociente metabólico ( $qCO_2$ ) e quociente microbiano ( $qMIC$ ). O levantamento florístico das áreas de mata em reabilitação (MR) e mata nativa não minerada (MN) indicaram um total de 57 espécies sendo 14 da família Fabaceae. A quantidade de raízes nos sistemas em processo de reabilitação foi menor do que em áreas não-mineradas. Igualmente observado para produção de serapilheira onde a MR foi menor que MN mas, não havendo diferenças em sites sob pastagem. Os teores de polifenóis na PR apresentaram menores valores quando comparados à área não-minerada (PP) até o terceiro ano do processo de reabilitação se igualando no quinto ano. Já na serapilheira, das áreas de mata, nos primeiros anos não foi observada diferença entre a

MR e MN, sendo que aos 12 anos do processo de reabilitação a MR apresentou valores mais elevados se comparados à MN, causado pela morte de árvores pioneiras na MR e incremento de material mais recalcitrante. Houve queda acentuada nos estoques de COT na PR e MR nos primeiros anos do processo de reabilitação, com recuperação observada à partir dos 5 anos nas áreas de pasto e aos 12 anos nas áreas de mata, em relação à vegetação referência. Os estoques de NT na PR se igualou aos estoques da PP aos 12 anos na camada superficial e aos 3 anos na camada subjacente. Nas áreas de MR não houve recuperação dos estoques de NT, na camada superficial do solo, em relação à mata nativa. O C-lábil se mostrou indicador mais sensível às mudanças de manejo do solo do que o N-lábil, recuperando seus estoques a partir do quinto ano nas áreas de PR e MR. Houve aumento no IMC do solo a partir do quinto ano do processo de reabilitação na PR e MR, caindo aos 12 anos na PR devido ao manejo inadequado da pastagem. A recuperação dos estoques de CBMS ocorreu aos três anos do processo de reabilitação. Contudo houve queda nos estoques de CBMS na mata nativa aos 12 anos do processo de reabilitação. Houve grande variação na taxa de liberação de C-CO<sub>2</sub>, nas áreas de pastagem e menores taxas nas áreas reabilitadas com arbóreas nativas. Os valores de quociente metabólico e quociente microbiano evidenciaram a condição de estresse da comunidade microbiana em áreas em processo de reabilitação. Principalmente nas áreas em processo de reabilitação com arbóreas nativas comparativamente à mata nativa de áreas não-mineradas.

## ABSTRACT

DEMOLINARI, Michelle de Sales Moreira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2013. **Soil organic matter dynamics in rehabilitation process after bauxite mining.** Adviser: Ivo Ribeiro da Silva. Co-adviser: Sebastião Venâncio Martins and Nairam Felix de Barros.

Mining activity causes large impacts on the environment, especially on soil organisms and soil processes. The main component associated with these impacts is attributable to the removal of the topsoil layer and the topsoil storage for a long period before rehabilitation. Thus, studies that include indicators that depend on biological activities such as litterfall decomposition rates, microbial activity and more labile compartments of the soil organic matter are essential as they can get a faster response from soil use and management. The aim of this study is to evaluate changes in biochemical components of the soil organic matter caused by mining process along rehabilitation period. This study was conducted in the municipal district of Itamaraty, Minas Gerais, Brazil, in areas of pasture and native trees undergoing different periods of rehabilitation process after bauxite mining (0, 1, 3, 5 and 12 years). References of use of non-mined gauged areas before mining were chosen for comparison purpose. Eighty plots were marked in the field with four repetitions per vegetation and time period. Soil samples at 0-10 and 10-20 cm depth were collected per site. Analyses of floristic composition, dry root matter, pasture and litterfall, polyphenols and polysaccharides in the soil matter, roots, total organic carbon, total nitrogen, labile carbon and nitrogen, carbon management index, microbial carbon biomass, C-O<sub>2</sub> evolution; metabolic quotient and microbial quotient were made. A floristic survey of ongoing forest rehabilitation areas and non-mined native forest areas has indicated a total of 14 among 57 species belonging to *Fabaceae* family. The amount of roots found in the systems undergoing rehabilitation was lower than the amount found in non-mined areas. Equally, it was observed that where ongoing forest rehabilitation areas was lower than non-mined native forest areas there were no differences in pasture litterfall production sites. Polyphenols contents in rehabilitated pasture compared to non-mined area showed lower values until the third year of rehabilitation process and equal values in the fifth year. By contrast, there was no difference between ongoing forest rehabilitation and non-mined native forest areas in forest litterfall areas. Ongoing forest rehabilitation areas has shown higher values compared to non-mined native forest areas values at the twelfth year of rehabilitation process, is attributable to the death of ongoing forest rehabilitation areas pioneer trees and the incrementing of the most recalcitrant

matter. There has been a sharp decline in total organic carbon stocks of ongoing forest rehabilitation areas in the early years of rehabilitation process. Concerning the vegetation reference, a recovery was observed in the fifth year starting pasture rehabilitation and in the twelfth year starting forest rehabilitation. Total nitrogen stocks in the ongoing forest rehabilitation areas were equal to cultivated pasture stocks in the surface layer at the twelfth year and in the underlying layer at the third year. In relation to the native forest, there was no recovery of total nitrogen stocks in the surface layer of the soil in the ongoing forest rehabilitation areas. Labile C proved to be a more sensitive indicator of changes in soil management than labile N in the fifth year starting stocks recovery in rehabilitated pasture and ongoing forest rehabilitation areas. There was an increase in soil carbon management index from the fifth year of rehabilitation process in rehabilitated pasture and ongoing forest rehabilitation areas, reducing rehabilitated pasture in the twelve-year period is attributable to inappropriate pasture management. The recovery of microbial carbon biomass stocks happened at the third year of rehabilitation process. However, there was a decrease of microbial carbon biomass bushland stocks at the twelfth-year rehabilitation process. There was wide variation of CO<sub>2</sub>-C release rates in pasture areas and lower rates in rehabilitated areas with native tree. Microbial metabolic quotient values showed the microbial community stress condition especially in rehabilitation process areas with native trees compared to non-mined native forest areas.

## I. INTRODUÇÃO GERAL

A atividade antrópica gera modificações no ambiente por meio de atividades como o desmatamento, superpastejo, manejo inadequado na agricultura (Parrotta et al., 1997) e a atividade de mineração (Melloni et al., 2003). Várias estratégias são utilizadas com intuito de minimizar os impactos em áreas de mineração, sendo a revegetação indispensável para o retorno do sítio, visto que a introdução de plantas, com objetivo de promover a cobertura do solo é uma estratégia capaz de aumentar a sustentabilidade dos agroecossistemas (Gama-Rodrigues et al., 2007).

Estudos sobre o desenvolvimento da vegetação (biomassa de parte aérea, serapilheira, raízes, florística, etc) em áreas mineradas são importantes, mas podem não refletir as modificações do sítio minerado como um todo, sendo necessário avaliar, também, as modificações no solo após o processo da extração mineral. A avaliação de atributos edáficos poderá responder distintamente ao manejo do sistema pós-mineração trazendo informações imprescindíveis para a avaliação do processo de reabilitação. Entre os vários impactos negativos, e a degradação associada à perda da matéria orgânica do solo (MOS) é mais severa devido à perda de nutrientes nela contidos (Campello, 1998) e o seu papel nas demais características do solo.

A taxa de decomposição do material vegetal aportado ao solo está diretamente ligada às condições edafoclimáticas locais e varia de acordo com a qualidade do resíduo, que pode ser mensurada por meio da avaliação de componentes químicos tais como; os teores de carbono, nitrogênio, polifenóis, celulose, fósforo, enxofre (Monteiro & Gama-Rodrigues, 2004), respiração e atividade microbiana do solo (Carneiro et al., 2008); teores de polissacarídeos (Brandão, 2009). As taxas de decomposição e conversão do material vegetal à MOS estão diretamente ligadas à atividade dos decompositores do solo (Moreira & Siqueira, 2006) .

Segundo Harbone (1997) a capacidade dos microrganismos do solo em utilizar as frações de rápida decomposição (açúcares-carboidratos), lenta decomposição (celulose) e de frações recalcitrantes (polifenóis e lignina) está na ordem de 60, 40 e 10 % respectivamente. Desta forma, elevados teores das frações lenta e recalcitrantes da MOS estariam relacionados à menor taxa de decomposição do resíduo e baixa taxa de liberação de nutrientes ao solo (Swift et al., 1979).

Vários estudos têm reportado a importância da avaliação de atributos vegetais e edáficos em áreas sob distintos usos e manejos, mas trabalhos em áreas pós-mineração de bauxita e em processo de reabilitação ainda são poucos, o que justifica o interesse do presente estudo. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar as mudanças causadas pela atividade de mineração de bauxita em áreas em processo de reabilitação com pastagem e com espécies arbóreas nativas, na quantidade e qualidade do material vegetal e nos atributos bioquímicos da matéria orgânica e do solo.

## LITERATURA CITADA

BRANDÃO, E.D. Efeito do sistema radicular da *Brachiaria Ruziziensis* na formação e estabilidade de agregados de um Nitossolo Vermelho. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. PPG em Agronomia, 62p. 2009.

CAMPELLO, E.F.C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. P. 183 – 196 In: Dias, L.E. & Mello, J.W.V. Recuperação de áreas degradadas. UFV, Viçosa, 251p. 1998.

CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. & SOARES, A.L.L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosseqüências de reabilitação após a mineração de bauxita. R. Bras. Ci. Solo, 32:621-632, 2008.

GAMA-RODRIGUES, A.C.; GAMA-RODRIGUES, E.F. & BRITO, E.C. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho-Amarelo na região noroeste Fluminense (RJ). R. Bras. Ci. Solo, 31:1421-1428, 2007.

HARBORNE, F.B. Role of phenolic secondary metabolites in plants and their degradation in nature. In: Cadisch, G. & Giller, K.E., eds. Driven by nature: Plant litter quality and decomposition. CAB International. p.67-74. 1997.

MELLONI, R.; SIQUEIRA, J.O. & MOREIRA, F.M.S. Fungos micorrízicos arbusculares em solos de área de mineração de bauxita em reabilitação. Pesq. agropec. bras., Brasília, 38:267-276, 2003.

MONTEIRO, M.T. & GAMA-RODRIGUES, E.F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. R. Bras. Ci. Solo, 28:819-826, 2004.

PARROTTA, J.A.; TURNBULL, J.W. & JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. For. Eco. Manag., 99:1-7, 1997.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W. & ANDERSON, J.M., eds. The influence of resource quality on decomposition processes. In: DECOMPOSITION in terrestrial ecosystems. Berkeley, University of California Press. p.118-166, 1979.

## II. CAPÍTULO 1

### BIOMASSA E COMPOSIÇÃO BIOQUÍMICA DE SERAPILHEIRA DE PARTE AÉREA E DE RAÍZES DE ESPÉCIES ARBÓREAS E PASTAGEM EM ÁREAS EM PROCESSO DE REABILITAÇÃO APÓS MINERAÇÃO DE BAUXITA.

#### 1. INTRODUÇÃO

O estudo da MOS tem ganho atenção nos últimos anos visto que este é um compartimento mais ativo e dinâmico e desempenha papel central no ciclo de nutrientes no solo. Vários autores tem demonstrado a sensibilidade deste compartimento quanto a mudanças nas condições ambientais do sítio (Pascual et al., 2000; Turcotte et al., 2009; Lauer et al., 2011) em relação à compartimentos abióticos tais como estrutura física do solo e composição mineralógica (Turcotte et al., 2009).

Propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e vegetação têm sido utilizadas em estudos para avaliação do sucesso de recuperação de áreas degradadas por mineração (Scullion & Malik, 2000; Fettweis et al., 2005; Dick et al., 2006; Glen et al.; 2008). Desta forma, o uso de plantas de cobertura é uma estratégia capaz de aumentar a sustentabilidade de agroecossistemas, trazendo benefícios para culturas, solo e ambiente, mostrando-se uma alternativa economicamente viável e ecologicamente sustentável. Sendo que o sucesso do processo de reabilitação de um sistema varia em função das condições do sítio, tal como: estrutura física, química e biológica, e das ações utilizadas no processo de reabilitação.

A avaliação da vegetação, tal como diversidade de espécies, produção de biomassa, quantidade e qualidade de serapilheira e de raízes pode fornecer informações importantes a cerca do manejo dado ao sistema e segundo Brower e Zar (1977), a diversidade florística, tipo de cobertura vegetal e fauna silvestre têm sido utilizadas como indicadores do grau de reabilitação da área.

Os componentes biológicos do solo são considerados indicadores de maior sensibilidade a mudanças por serem compartimentos mais dinâmicos e de rápida ciclagem (Lima 2004). A qualidade do resíduo aportado ao solo é componente chave na decomposição e, possivelmente, na estabilização da MOS, sendo as taxas de

decomposição consequência do tipo e concentração relativa de alguns componentes químicos nos resíduos (Paterson et al, 2008; Pegoraro et al., 2012).

Os carboidratos são encontrados nas plantas e divididos em três classes de tamanho: monossacarídeos, oligossacarídeos e polissacarídeos. Os monossacarídeos consistem de uma unidade simples de poliidroxialdeído ou poliidroxicetona, sendo que o mais abundante na natureza é o açúcar de seis carbonos D-glicose, também conhecido com dextrose. Oligossacarídeos consistem de uma curta cadeia de unidades de monossacarídeos agrupadas por ligações glicosídicas. Os polissacarídeos são polímeros de açúcar contendo mais de 20 unidades de monossacarídeos, sendo a celulose e o amido os dois mais abundantes polissacarídeos vegetais, sendo que ambos são compostos por unidades de D-glicose, diferindo apenas no tipo de ligação glicosídica. Isso lhes confere diferentes papéis biológicos e diferentes resistências à modificação estrutural de suas cadeias por agentes químicos, físicos e/ou microbiológicos (Nelson & Cox, 2000).

No solo, o grupo dos polissacarídeos é o principal representante dos carboidratos sendo os outros grupos transitórios por serem lábeis e rapidamente degradados pela atividade microbiana ou lixiviados do solo (Martins, 2008). Contrariamente à labilidade dos carboidratos, os polifenóis são considerados recalcitrantes visto que o aumento do seu teor, na planta, inibe a atividade de microrganismos, dificultando a decomposição dos resíduos após sua queda ao solo. A variação da concentração de polifenóis intra e interespecie é devido a sua função na planta ou grau de defesa a herbivoria e a patógenos (Lamb et al., 1989; Hättenschwiler et al., 2003). E, segundo Palm et al. (2001), concentrações acima de  $40 \text{ g kg}^{-1}$  de polifenóis na serapilheira é capaz de limitar a sua decomposição.

A correlação negativa entre teores de polifenóis na planta e a taxa de decomposição está ligado com a capacidade de tal grupo de substâncias se complexarem com formas de N, tornando esse elemento menos disponível para a comunidade microbiana (Costa et al., 2004), mas por outro lado pode favorecer substancialmente a estabilização do C em frações da MOS (Dijkstra et al., 2004; Demolinari, 2008).

Desta forma o objetivo deste estudo foi avaliar a biomassa vegetal e composição bioquímica (polissacarídeos e polifenóis) da parte aérea e de raízes de pastagem e de mata, bem como os teores de polifenóis e polissacarídeos no solo, em áreas não mineradas e áreas pareadas em processo de reabilitação por diferentes períodos pós-mineração de bauxita.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### *Local de estudo*

Esse estudo foi realizado em áreas mineradas da Votorantim Metais-CBA, no município de Itamarati de Minas – MG, no período de Abril à Junho de 2011. A extração de bauxita é realizada desde 1992 e a partir de 1994 iniciou-se o processo de reabilitação das áreas mineradas. O município de Itamarati de Minas está localizado entre as coordenadas 21° 22' 86" latitude sul (LS) e 42° 48' 15" latitude oeste (LO). A região de Itamarati de Minas está inserida na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, sendo banhada pelo Rio Novo, afluente do Rio Pomba.

Os solos da região são caracterizados como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico argiloso, sendo característica a formação bauxítica em topos de morros. Isso ocorre devido à região estar inserida no "Domínio das Faixas de Dobramentos Remobilizados", caracterizado pelas evidências de movimentos crustais, com marcas de falhas, deslocamentos de blocos e falhamentos transversais (Rosa, 1995).

A vegetação original foi composta por espécies pertencentes da Mata Atlântica, domínio de Floresta Estacional Semidecidual que em sua grande maioria foi substituída por pastagens extensivas há décadas. São sob essas áreas de pastagens e remanescentes de mata secundárias que se encontram os corpos de minério que estão sendo explorados e onde se encontram as áreas em fase de reabilitação pós-mineração.

O clima da região é do tipo Aw segundo a classificação de Köppen, com verões quentes e chuvosos (outubro-março) e estação seca bem definida (abril-setembro) e temperatura média anual de 21 °C, com precipitação média anual é de 1600 mm (dados fornecidos pela empresa).

### *Amostragem*

Para verificar o efeito do tempo da implantação da vegetação sobre as áreas mineradas foi escolhida uma consequência com 0, 1, 3, 5 e 12 anos do processo de reabilitação. Em cada uma dessas áreas (tempo de reabilitação) além da vegetação reabilitada (mata=MR e pasto=PR) também foi amostrado solo sob a pastagem plantada (PP) e mata nativa (MN) em áreas pareadas, representativa do uso do solo antes da

mineração (Tabela 1). As áreas pareadas encontram-se dentro de uma mesma propriedade (tempo de reabilitação) e os tempos de reabilitação em propriedades distintas.

Tabela 1. Descrição das áreas de amostragem

Ident.	Processo de reabilitação	Tempo (ano)
<b>Vegetação Arbórea</b>		
MR1	Área recém revegetada com espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica (espaçamento 1,5 x 1,5 m) e plantio de crotalária ( <i>Crotalaria juncea</i> ) e feijão guandú ( <i>Cajanus cajan</i> ) nas entrelinhas.	0
MN1	Área de Mata Nativa não-minerada em fase de sucessão secundária.	0*
MR2	Área reabilitada com espécies arbóreas da Mata Atlântica, anteriormente ocupada por pastagem (espaçamento 1,5 x 1,5 m) e plantio de crotalária ( <i>Crotalaria juncea</i> ) e feijão guandú ( <i>Cajanus cajan</i> ) nas entrelinhas.	1°
MN2	Área de Mata Nativa não-minerada em fase de sucessão secundária.	1*
MR3	Área reabilitada com espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica (espaçamento 3,0 x 3,0 m) e plantio de feijão guandú ( <i>Cajanus cajan</i> ) nas entrelinhas.	3
MN3	Área de Mata Nativa não-minerada em fase de sucessão secundária.	3*
MR4	Área reabilitada com espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica (espaçamento 3,0 x 3,0 m) e plantio de mucuna-preta ( <i>Stizolobium aterrinnum</i> ) feijão guandú ( <i>Cajanus cajan</i> ) nas entrelinhas.	5
MN4	Área de Mata Nativa não-minerada em fase de sucessão secundária	5*
MR5	Área reabilitada com espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica (espaçamento 3,0 x 3,0 m) com baixa diversidade de espécies.	12
MN5	Área de Mata Nativa não-minerada em fase de sucessão secundária	12*
<b>Pastagem</b>		
PR1	Área recém minerada e em processo de reabilitação com capim braquiária ( <i>Brachiaria decumbens</i> )	0
PP1	Área, não-minerada, com pastagem para bovinos, explorada convencionalmente sem qualquer técnica de manejo por mais de 30 anos.	0*
PR2	Área minerada e em processo de reabilitação com capim braquiária ( <i>Brachiaria decumbens</i> ).	1
PP2	Área, não-minerada, com pastagem para bovinos, explorada convencionalmente sem qualquer técnica de manejo por mais de 30 anos	1*
PR3	Área minerada e em processo de reabilitação com capim braquiária (50 % <i>Brachiaria decumbens</i> e 50 % <i>Brachiaria brizantha</i> )	3
PP3	Área, não-minerada, com pastagem para bovinos, explorada convencionalmente sem qualquer técnica de manejo por mais de 30 anos.	3*
PR4	Área minerada e em processo de reabilitação com capim braquiária (50 % <i>B. decumbens</i> e 50 % <i>B. brizantha</i> ).	5
PP4	Área, não-minerada, com pastagem para bovinos, explorada convencionalmente sem qualquer técnica de manejo por mais de 30 anos.	5*
PR5	Área minerada e em processo de reabilitação com capim braquiária ( <i>Brachiaria decumbens</i> )	12
PP5	Área, não-minerada, com pastagem para bovinos, explorada convencionalmente sem qualquer técnica de manejo a mais de 30 anos	12*

Onde: MN= mata nativa; MR= mata reabilitada; PR = pastagem reabilitada e PP=pastagem plantada não-minerada. \*vegetação referência (não-minerada) pareada à área reabilitada em cada tempo de amostragem.

° Todas as áreas foram reabilitadas após supressão de vegetação nativa, com exceção da área MR1 que anteriormente era ocupada por pastagem.

No momento da mineração apenas o local onde existe minério é explorada e a área adjacente é poupada, tanto na vegetação nativa quanto nas áreas de pastagem (Figura 1), o que permite a avaliação par a par das áreas reabilitadas com áreas não-mineradas em um mesmo sistema de manejo (propriedade). E, em todos os tempos de reabilitação foi possível coletar solos com esse padrão de amostragem.



Figura 1. Área em processo de reabilitação pós-mineração de bauxita evidenciando a vegetação nativa sob solo não-minerado (a), o rebaixamento da paisagem pós-mineração com supressão de vegetação nativa (b) e área em início do processo de reabilitação com nativas (c) e pastagem (d) na propriedade recém reabilitada (0 anos).

A amostragem foi realizada de forma casualizada, entre os meses de maio e junho/2011, com quatro repetições por situação e tempo de reabilitação, totalizando 80 parcelas. A amostragem para caracterização química do solo e para análise de componentes bioquímicos no mês de maio e a amostragem para a análise de serapilheira, raízes e florística foi realizada no mês de junho ambas durante a estação seca (Figura 2).

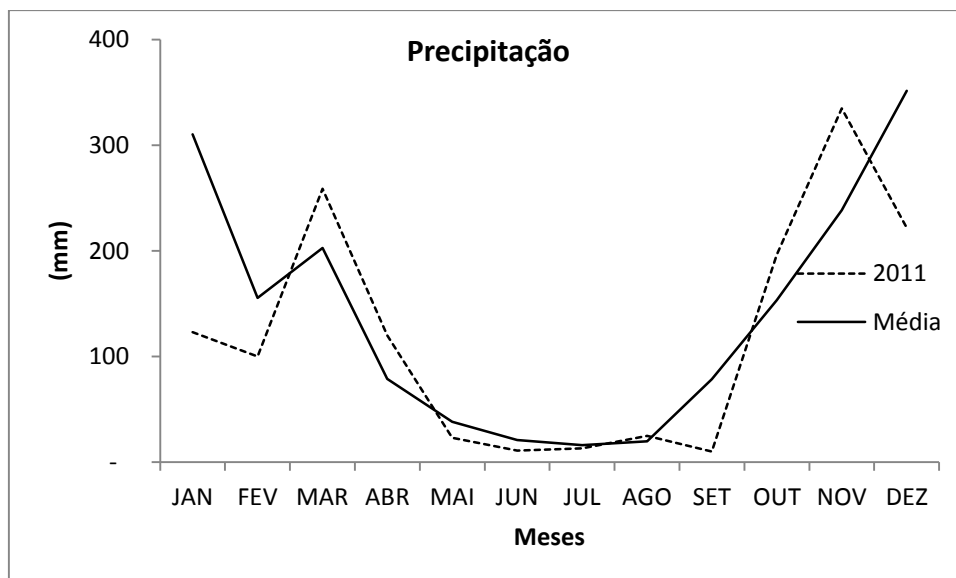


Figura 2. Valores médios de precipitação do ano de 2011 e média histórica (1989- 2011) na cidade de Itamarati de Minas-MG. (Fonte: Votorantim Metais – CBA).

Devido não ser possível a casualização das áreas com diferentes tempos de reabilitação pelo fato delas já estarem fisicamente separadas, foi adotado a estratégia de unidades amostrais dentro da mesma área. Previamente a coleta de amostras, em cada local de estudo foram marcadas quatro parcelas (9 x 9 m) em fotografias aéreas de alta resolução e mapas de demarcação de corpos de minério. Basicamente, os mapas das áreas a serem mineradas foram selecionados e então, traçou-se um grid de 9 x 9 (parcela) em cada mapa numerando cada parcela. O próximo passo foi marcar as parcelas no mapa (aleatoriamente com auxílio do programa excel) e, de posse das coordenadas, quatro parcelas foram então demarcadas no campo, por situação e tempo de reabilitação, com auxílio de equipamento de GPS, totalizando 80 parcelas.

Em cada parcela foram coletadas 10 subamostras de solo, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm de profundidade, com trado tipo sonda para caracterização química do solo. Adicionalmente, em cada parcela foi aberta manualmente trincheira até 60 cm de profundidade para coleta de amostras de solo com anéis volumétricos (5 cm de diâmetro e 5 cm de altura) no centro de cada camada de solo visando a determinação da densidade do solo (Tabela 2).

### *Implantação e manejo das pastagens*

As pastagens das áreas não mineradas (PP) foram plantadas com baixa tecnologia, sem uso de corretivos e fertilizantes. Não foi possível determinar, ao certo, o tempo de uso do solo com pastagem devido as propriedades terem pertencido a vários proprietários ao longo dos anos. Mas é certo que essas pastagens são exploradas à mais de 30 anos, pois, desde a época da pesquisa minerária (década de 80) o solo já era explorado por essa atividade.

As pastagens das áreas em reabilitação (PR) foram plantadas com uso mais intensivo de insumos e adubação verde visando garantir um bom estabelecimento e rápida cobertura do solo minerado. Após a extração do minério, a camada de solo superficial, sobrejacente ao minério e que foi removida e armazenada em leiras, foi espalhada na superfície do terreno já reconfigurado e terraceado. O armazenamento do solo não excede o ano de extração, pois toda área minerada até o mês de maio de um ano X deverá ser reabilitada até o mês de janeiro do próximo ano. Em seguida é realizada a subsolagem para descompactação do solo, aplicação em superfície de calcário dolomítico com PRNT 80 % ( $3 \text{ t ha}^{-1}$ ) e fosfato natural de Araxá ( $1 \text{ t ha}^{-1}$ ), que são posteriormente incorporados na camada de 0-20 cm de profundidade.

### *Implantação e manejo da vegetação arbórea*

As atividades de extração do minério e reconfiguração inicial da área foram semelhantes àsquelas de pastagens listadas anteriormente. Além da aplicação de calcário e fosfato nas doses já mencionadas, na ocasião do plantio foi feita a aplicação de 300 g do fertilizante NPK 4-14-8 na cova. Até os três anos após o plantio foi feita a manutenção dos terraços em nível e eventual controle manual de plantas daninhas pela Empresa de mineração. Após esse período as áreas de MR são retornadas aos proprietários. Importante destacar que os fragmentos de mata nativa situados nos topos de morro (local de amostragem) são secundários provavelmente desenvolvidos em cima de pastagens ou café no passado.

Tabela 2. Amplitude de valores para os principais indicadores da fertilidade de solos em processo de reabilitação, com pastagem e vegetação arbórea e em sites pareados não-minerados, após mineração de bauxita

Vegetação	pH H <sub>2</sub> O	P .....mg dm <sup>-3</sup> .....	K .....	Ca <sup>2+</sup> .....cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> .....	Mg <sup>2+</sup> .....	Al <sup>3+</sup> .....	H+Al	SB	M ...%...	COT Mg ha <sup>-1</sup>	densidade ....kg dm <sup>-3</sup> ....
PP	4,4-5,0	0,6-1,6	17-56	0,01-0,71	0,02-0,26	0,4-1,4	7-10	0,6-8,7	50-90	38-52	0,91-1,06
PR	4,6-5,7	0,3-1,12	8-43	0,08-2,11	0,04-0,39	0,2-0,7	3-7	2,0-47	14-81	21-47	0,87-1,27
MN	4,3-4,6	1,4-3,5	26-69	0,09-0,93	0,11-0,60	0,9-1,7	10-17	2,4-11,4	47-82	51-92	0,66-1,02
MR	4,6-6,1	0,3-56,7	8-49	0,13-2,85	0,02-0,50	0,0-0,7	3-11	3,4-65,7	0-68	20-61	0,99-1,22

Onde: PP = pasto plantado não-minerado; PR = pasto em processo de reabilitação; MN = Mata Nativa; MR = Mata em processo de reabilitação. Análises realizadas segundo método descrito no manual da Embrapa (EMBRAPA, 1997).

### *Caracterização Florística*

O levantamento florístico foi realizado com o intuito de caracterizar a vegetação existente nas áreas reabilitadas por diferentes períodos pós-mineração de bauxita com espécies arbóreas da mata atlântica em comparação à mata nativa adjacente, não minerada. Foram, amostrados, nas parcelas experimentais descritas acima, todos os indivíduos com altura  $\geq 1,3$  m do solo e com diâmetro  $> 5$  cm (DAP). Os indivíduos foram identificados ao nível de família, de gênero e espécies, sendo estas agrupadas ecologicamente em Pioneiras (P) e Não Pioneiras (NP).

### *Biomassa de serapilheira, parte aérea da pastagem e sistema radicular*

Em cada parcela demarcada no campo foram coletada a massa de serapilheira em áreas de mata (em reabilitação e nativa não-minerada) e a massa da parte aérea em áreas de pastagem (devido a virtual ausência de serapilheira nas áreas avaliadas), com auxílio de gabarito (0,5 m x 0,5 m). A serapilheira das áreas de matas foi coletada na estação chuvosa (maio), enquanto a parte aérea e raízes da pastagem, e as raízes das matas foram coletadas durante a estação seca (junho). Para a coleta das raízes foram utilizados gabaritos metálicos medindo 0,30 x 0,30 x 0,20 m de profundidade, que foi aprofundado no solo e cuidadosamente escavado para coleta de um volume definido de solo. Em seguida, as raízes foram separadas do solo manualmente e lavadas sobre peneira com abertura de malha de 1 mm. Todas as amostras foram secas em estufa a 70 °C por 72 h, pesadas e, então, determinado o peso da matéria seca.

### *Análise de Polifenóis*

O solo foi coletado na camada de 0-10 e 10-20 cm de profundidade e mantido sob-refrigeração (4 °C) até o momento da análise. Subamostras de solo foram retiradas, liofilizadas, maceradas e passadas em peneira com malha de 100 mesh e analisadas quanto aos teores de polifenóis.

Os polifenóis solúveis do solo foram extraídos à partir de 5 g de solo com metanol a 30 % e determinados por colorimetria, utilizando-se o reagente de Folin-Ciocalteu, com leitura em absorbância de 750 nm e curva preparada com ácido vanílico (Lowe, 1993). Já os polifenóis contidos no material vegetal (parte aérea de pastagem, serapilheira e raízes),

foram extraídos com metanol 30 % com o reagente Folin-Ciocalteu e determinados por colorimetria em espectrofotômetro no comprimento de onda de 760 nm e curva padrão de ácido tânico (Grubesi *et al.*, 2005).

#### *Análise de Polissacarídeos*

Os polissacarídeos do solo foram extraídos, por hidrólise ácida, de 0,25 g de solo por imersão em ácido concentrado (2 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 12 mol/L). A mistura foi diluída com 46 ml de água destilada e autoclavada por 1 hora. Em seguida, foi filtrado e o resíduo lavado com água destilada por várias vezes até completar o volume de 125 ml. Para leitura foi utilizado uma alíquota de 1 ml do extrato adicionado de 1 ml de fenol à 5 % (m/v) seguidos pela adição de 5 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado.

A leitura foi realizada em espectrofotômetro em absorvância de 490 nm (Lowe, 1993) sendo que a conversão dos valores de absorvância em teores de polissacarídeos (g kg<sup>-1</sup>) foi realizada a partir de uma curva padrão construída com concentrações conhecidas de glicose. A leitura em material vegetal (pastagem, serapilheira e raízes) foi realizada também pelo método de Lowe (1993), utilizando 0,1 g de material vegetal.

#### *Análise dos dados*

Conforme sugerido recentemente para estudos amostrais que envolvem pseudo-repetições, efetuou-se a análise de variância utilizando-se delineamento inteiramente casualizado e a comparação das médias dentro de cada grupo ou par (pastagem plantada vs pastagem reabilitada, ou mata reabilitada vs pastagem nativa) com o mesmo tempo de reabilitação foi feita pelo teste t de Student à 5 % utilizando-se o programa estatístico STATISTICA 7.0.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### *Florística*

O levantamento florístico das áreas de mata em reabilitação (MR) e de mata nativa não minerada (MN) indicaram um total de 57 espécies (32 e 40 espécies, respectivamente, para a MR e MN) e 56 gêneros, onde apenas o gênero *Anadenanthera* se repetiu (*A. colubrina* e *A. macrocarpa*), sendo três morfoespécies identificadas apenas em nível genérico (*Astroniun sp*, *Myrcia sp* e *Ocotea sp*). Vinte e quatro famílias botânicas foram encontradas, se destacando com a maior riqueza a Fabáceae com 14 espécies e Mimosoideae com 8, seguidas de Myrtaceae com 4 e Anacardiaceae, Bignoniaceae e Euphorbiaceae com 3 espécies cada (Tabela 3).

A participação relativa de espécies pioneiras e não pioneiras ao longo do tempo de reabilitação, para as áreas de MN e MR indicou maior porcentagem de pioneiras em todas as áreas reabilitadas (Tabela 4), fato devido à própria seleção de espécies para o plantio inicial, pois o rápido crescimento das espécies deste grupo sucessional favorece condições ecológicas para o estabelecimento de espécies secundárias (não pioneiras), caracterizando o denominado modelo de facilitação (Connell e Slatyer, 1977).

Tabela 4. Porcentagem de espécies Pioneiras (P) e Não Pioneiras (NP) da vegetação arbórea implantada em áreas pós-mineração de bauxita, e em áreas de mata nativa adjacente não minerada

Tempo de Reabilitação (ano)	Vegetação	Pioneiras	Não Pioneiras
		..... (%) .....	
0*	MN	37	63
	MR	73	27
1	MN	45	55
	MR	63	37
3	MN	36	64
	MR	86	14
5	MN	38	62
	MR	69	31
12	MN	59	41
	MR	67	33

\*tempo 0 refere-se a coleta das amostras 4 meses após plantio das mudas

É importante destacar que embora as matas de referência (MN) apresentem maior porcentagem de espécies não-pioneiras, estas áreas também passaram por um processo de sucessão, e certamente no início deste processo apresentaram maior proporção de pioneiras que foram substituídas com o tempo. Isso fica evidente quando avaliamos a MR 12 anos, que foi revegetada com espécies pioneiras leguminosas (100 %) e atualmente já apresentam cerca de 33 % de não-pioneiras ficando evidente o processo de regeneração natural desses ambientes.

#### *Matéria seca da serapilheira e parte aérea da pastagem*

Na área de mata nativa a massa de serapilheira, como foi esperado, não variou muito entre as áreas, e esteve cima de 5 t ha<sup>-1</sup> (Tabela 5). Foi observado maior acúmulo de serapilheira na MR com o passar do tempo de reabilitação, atingindo valores semelhantes aos da MN já a partir dos 3 anos (Tabela 5).

Os valores relativamente elevados no tempo de reabilitação 0 (2,54 t ha<sup>-1</sup>), coletada após 6 meses do plantio das mudas, reflete a presença das plantas leguminosas de cobertura (guandú anão – *Cajanus cajan* e crotalária- *Crotalaria spectabilis*) semeadas por ocasião do plantio das espécies arbóreas, visando uma rápida proteção e aporte de C e N ao solo. Arato et al. (2003), em estudo realizado com objetivo de avaliar a produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal (SAF) implantado para recuperação de uma área degradada em Viçosa-MG, observaram que houve deposição máxima de serapilheira no final da estação seca como resposta da vegetação ao estresse hídrico, visto que esse padrão de deposição de folhas foi constatado em diversos trabalhos realizados em Florestas Estacionais Semidecíduais. No presente estudo, a elevada quantidade de serrapilheira encontrada em áreas de mata reflete, também, a presença de plantas de cobertura visto que foi coletada no final da estação chuvosa (maio).

Desta forma, espécies pioneiras são essenciais no processo sucessional de uma mata, porém é necessário que outras espécies não-pioneiras estejam no sistema para que o aporte de material seja mantido ao longo do tempo visto que espécies pioneiras possuem ciclo de vida curto, participando do reestabelecimento do banco de sementes do solo.

Tabela 3. Levantamento florístico de áreas em processo de reabilitação com arbóreas nativas, pós-mineração de bauxita e em áreas pareadas não- mineradas

Família/Espécie	Vegetação											Total
	MN	MR	MN	MR	MN	MR	MN	MR	MN	MR	CS	
	.....T0.....	.....T1.....	.....T3.....	.....T5.....	.....T12.....	Número de indivíduos						
<b>Anacardiaceae</b>	<b>3</b>	<b>4</b>			<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>					<b>11</b>
<i>Astronium sp</i>	1				1		2				NP	3
<i>Shinnus terebinthifolia</i>		4									P	4
<i>Tapirira Guianensis</i>	2					1					P	1
<b>Bignoniaceae</b>	<b>5</b>		<b>3</b>		<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>			<b>15</b>
<i>Jacaranda caroba</i>	1		1								NP	1
<i>Sparattosperma leucanthaum</i>	2		1		1	2		1			P	5
<i>Zeyhera tuberculosa</i>	2		1				1	1	1		P	4
<b>Bombacaceae</b>		<b>11</b>					<b>1</b>					<b>12</b>
<i>Bombacopsis glabra</i>		11									P	11
<i>Ceiba boliviana</i>							1				P	1
<b>Boraginaceae</b>	<b>3</b>		<b>14</b>	<b>1</b>		<b>4</b>		<b>8</b>				<b>30</b>
<i>Cordia ecalyculata</i>	3		14	1		4		8			NP	27
<b>Canellaceae</b>	<b>1</b>		<b>1</b>					<b>2</b>				<b>4</b>
<i>Capsicodendron dinidii</i>	1		1					2			NP	3
<b>Cannabaceae</b>	<b>1</b>	<b>3</b>					<b>7</b>					<b>11</b>
<i>Trema micranta</i>	1	3					7				NP	10
<b>Erythroxylaceae</b>	<b>5</b>		<b>4</b>			<b>10</b>		<b>2</b>				<b>21</b>
<i>Erythroxylum deciduum</i>	5		4			10		2			P	16
<b>Euphorbiaceae</b>	<b>7</b>		<b>11</b>		<b>22</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>3</b>			<b>51</b>
<i>Mabea fistulifera</i>	5		7		21	2	1	2			P	33
<i>Maprounea guianensis</i>						3					NP	3
<i>Pecchiera fuschsiaefolia</i>	2		4		1			3			P	8
<b>Fabaceae</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>4</b>	<b>19</b>	<b>9</b>	<b>4</b>	<b>11</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>11</b>		<b>87</b>
<i>Adenantha pavonina</i>			1	8							NP	9
<i>Apuleia leiocarpa</i>	2		1				8				NP	9
<i>Bauhinia forticata</i>	2	2						1			P	3
<i>Clitorea racemosa</i>		3									P	3
<i>Enterolobium contortisiliquun timbouva</i>	2							2			P	2
<i>Inga sessilis</i>				6		4		1			P	11
<i>Leucaena leucocephala</i>		3									P	3
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>					2						NP	2
<i>Machaerium scleroxylon</i>	2		1	4			3	3			NP	11
<i>Melanoxylon braúna</i>					1						NP	1
<i>Peltroforum dubim</i>	1	1		1					2	11	P	15
<i>Pterocarpus violaceus</i>					2						NP	2
<i>Schizolobium parayba</i>	2		1								P	1

<i>Senna macranthera</i>					4					P	4
<b>Lecythidaceae</b>							1				1
<i>Lecythis pisonis</i>							1			NP	1
<b>Loganiaceae</b>	3								2		5
<i>Strychnos pseudoquina</i>	3								2	NP	2
<b>Luraceae</b>	1	3	5	9	9	1					28
<i>Ocotea sp.</i>	1	3	5	9	9	1				NP	27
<b>Malpighiaceae</b>			1	2	7						10
<i>Byrsonima basiloba</i>			1	2	7					NP	10
<b>Melastomataceae</b>	2	3			2						7
<i>Tibouchina granulosa</i>	2	3			2					NP	5
<b>Meliaceae</b>		1	1					1	1		4
<i>Cedrela fissilis</i>			1					1	1	NP	3
<i>Melia azedarach</i>		1								P	1
<b>Mimosoideae</b>	18	6	22	3	43	19	16	41	42		210
<i>Anadenanthera colubrina</i>	7		14			16		20	29	P	79
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	5	4	4		9		7	13	13	P	50
<i>Cassia ferrugínea</i>					6					P	6
<i>Parapiptadenia rígida</i>								7		P	7
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	3	2	3	3	28		3	1		P	40
<i>Plathymenia riticulata</i>			1							NP	1
<i>Siparuna guianensis</i>	2					3				NP	3
<i>Strypnhnodendron adstringens</i>	1						6			P	6
<b>Myristicaceae</b>					10						10
<i>Virola bicuhyba</i>					10					NP	10
<b>Myrtaceae</b>	3	1	3	1		2		2			12
<i>Acca sellowiana</i>						1				P	1
<i>Myrcia sp</i>	3		3			1		2		NP	6
<i>Psidium cattleianum</i>				1						P	1
<i>Syzygium cumini</i>		1								P	1
<b>Papilionoideae</b>	2		1	2			1				6
<i>Platypodium elegans</i>	2		1	2			1			P	4
<b>Rosaceae</b>		1				4					5
<i>Cydonia oblonga .</i>						4				NP	4
<i>Prunus serrulata</i>		1								NP	1
<b>Rubiaceae</b>		1	6					1			8
<i>Amaioua guianensis</i>		1								P	1
<i>Genipa americana</i>			6					1		NP	7
<b>Rutaceae</b>			1								1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>			1							P	1
<b>Sapindaceae</b>			3								3
<i>Cupania vernalis</i>			3							P	3
<b>Verbenaceae</b>		3									3
<i>Aegiphila sellowiana</i>		3								P	3
<b>Total geral</b>	<b>65</b>	<b>43</b>	<b>76</b>	<b>25</b>	<b>49</b>	<b>53</b>	<b>69</b>	<b>43</b>	<b>76</b>	<b>56</b>	<b>555</b>

Onde: MN = mata nativa; MR = mata em processo de reabilitação; CS = classe sucessional; NP=não pioneira; P= pioneira

Nas áreas de pasto as práticas usadas no processo de reabilitação do solo pós-mineração foram suficientes para manter a produção de biomassa da parte aérea da PR no mesmo patamar que o observado para a PP desde o primeiro ano (Tabela 5). Tal fato, provavelmente, está relacionado com o rápido crescimento da espécie plantada em resposta às melhorias físicas do solo conferida pela descompactação inicial do solo e pela melhoria da fertilidade do solo pela aplicação de calcário e fertilizantes no início do processo de reabilitação (Tabela 2). Fica claro que as duas áreas estudadas (em processo de reabilitação e não-minerada) são igualmente de baixa fertilidade, isso nos demonstra que a área de referência é igualmente ruim à área minerada. Tal fato reforçou o objetivo de analisar as áreas par à par (pastagem reabilitada x pastagem plantada, pareada, referente do uso antes da mineração), visto que o primeiro passo para reabilitação da área é que ela volte as condições originais antes da mineração (pastagem não minerada) e em um segundo momento, retome as características da área antes de qualquer uso antrópico (ex. pastagem reabilitada x mata nativa) o que não foi avaliado neste estudo devido ao baixo tempo do processo de reabilitação das áreas.

Tabela 5. Biomassa (base seca) da parte aérea da pastagem e da serapilheira de áreas de mata em uma cronosequência de reabilitação de solos pós-mineração de bauxita

Tempo	Vegetação	Biomassa	
		Serapilheira da Mata	Parte aérea da Pastagem
.....t ha <sup>-1</sup> .....			
0*	N	5,93 a	4,92 a
	R	2,54 b	4,00 a
1	N	6,25 a	4,88 a
	R	3,13 b	4,07 a
3	N	4,29 a	2,93 a
	R	3,84 a	3,97 a
5	N	7,39 a	4,88 a
	R	5,01 a	4,24 a
12	N	5,61 a	3,98 a
	R	4,89 a	3,35 a

a,b Dentro de cada componente da planta, médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si ao nível de 5% pelo teste t de Student; \*Os dados foram coletados 4 meses após o plantio; N= área não-minerada e R=área em processo de reabilitação

### *Matéria seca de raízes*

Ao contrário do observado para a parte aérea, existe uma clara tendência de redução da biomassa do sistema radicular ao longo dos anos pós reabilitação, com valores aos 12 anos na PP ao redor da metade do observado no tempo inicial (Tabela 6). Na PR a perda de sistema radicular aos 12 anos foi ainda mais evidente, e a biomassa de raízes atinge apenas cerca de 20 % da biomassa inicial na PP, restringindo-se a 30 % daquela observada na PP.

Esse padrão de resposta na PR também foi observado na PP não minerada, o que parece estar relacionado com a elevada lotação animal, resultando em pastoreio acima da capacidade de suporte recomendável. Esse tipo de manejo (ou falta de) do gado é comum entre as propriedades pecuárias na região, inclusive nas áreas de pastagem de referência não mineradas. Nas áreas de pastagem mineradas os problemas se acentuam após o terceiro ano, quando a área minerada e em reabilitação é retornada para o uso do proprietário da área. Essa redução na biomassa radicular ao longo dos anos sob pastoreio também tem sido observada em outros trabalhos.

Em estudo que avaliou a mudança de sistema florestal para pastagens, Luizão, et al. (1999) observaram que houve declínio na quantidade de raízes, após o 5º ano do estabelecimento da pastagem, sendo até três vezes maior do que nas pastagens estabelecidas há 7 e 12 anos. Os autores comentam que esse declínio na produção de raízes é resultado da compactação do solo ocasionada pelo pisoteio do gado. De fato, no presente estudo os solos sob PR apresentam densidade ligeiramente superior que aqueles da PP (Tabela 2), especialmente nas pastagens estabelecidas há mais tempo.

Adicionalmente, deve ser apontado que apesar da melhoria inicial da fertilidade do solo, o uso contínuo da pastagem sem reposição dos nutrientes resulta numa redução substancial dos teores da maioria dos nutrientes ao longo do tempo, especialmente P, K, Ca e Mg (Tabela 2), o que pode comprometer a sustentabilidade da produção ao longo do tempo, particularmente numa condição de sistema radicular menor vigoroso e com menor capacidade de aquisição de água e nutrientes. Finalmente, o pastoreio contínuo praticado na região, sem tempo de descanso dos pastos, resulta em esgotamento das reservas do sistema radicular, especialmente carboidratos e compostos nitrogenados solúveis, as quais são cruciais na rebrota da pastagem após o pastoreio (Euclides et al., 2008), levando a uma perda progressiva do potencial produtivo e evolução no estágio de degradação.

A massa de raízes (finas e médias) na camada de 0-20 cm foi consistentemente menor na MR do que na MN em todos os tempos após a reabilitação com espécies arbóreas nativas (Tabela 6). Em estudo realizado em povoamento florestal reabilitado com *Acacia mearnsii* após mineração de carvão em Butiá (RS), foi encontrado 6,9 t ha<sup>-1</sup> de raízes finas, ≤ 2 mm, sendo 87 % delas situadas na camada de 0-20 cm de profundidade (Ceconi et al., 2008).

Nos sítios avaliados no presente estudo valores de biomassa de raízes dessa magnitude só foram encontrados nas áreas de MN, o que sugere que mesmo nos sítios reabilitados há 12 anos existem fatores que podem estar limitando o desenvolvimento das raízes. Uma possibilidade é de a densidade do solo, mais elevada nas áreas de MR em comparação aos solos sob MN devido ao tráfego intenso de equipamentos pesados durante a fase de lavra, estar restringindo um adequado enraizamento de plantas. Dados sobre a resposta de espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica a compactação são praticamente inexistentes na literatura. No entanto, perdas substanciais de produtividade de eucalipto aos 6 anos de idade foram observadas em Latossolos argilosos compactados pelo tráfego de equipamento de baldeio de madeira, mesmo após a subsolagem na linha de plantio por ocasião da reforma da área (Jesus, 2012). Combinados, esses dados apontam para a necessidade de uma descompactação mais adequada (horizontal e vertical) dos sítios a serem reabilitados com espécies arbóreas nativas.

Tabela 6. Massa seca de raízes (finas e médias) da vegetação arbórea e da pastagem implantada em áreas pós-mineração de bauxita por diferentes períodos e em áreas de não-mineradas

Tempo Veg	Arbóreas (t ha <sup>-1</sup> )				
	0*	1	3	5	12
MN	2,09 a	2,20 a	6,96 a	2,51 a	5,76 a
MR	0,26 b	0,16 b	4,88 b	0,85 b	2,13 b
Pastagem (t ha <sup>-1</sup> )					
PP	0,77 a	0,63 a	0,77 a	0,57 a	0,31 a
PR	0,76 a	1,09 a	1,14 a	0,70 a	0,12 a

a,b médias seguidas da mesma letra dentro da coluna e tempo não diferem entre si ao nível de 5% pelo teste T de Student; \*Os dados foram coletados 4 meses após plantio; MN – Mata Nativa e MR – Mata Reabilitada; PP – Pasto plantado e PR – pasto em processo de reabilitação

Valores de densidade entre 1,27 e 1,57 kg dm<sup>-3</sup> são restritivos ao crescimento radicular e à infiltração de água no solo (Alvarenga et al., 1996; Corsini & Ferraudo, 1999) sendo que o valor de 1,45 kg dm<sup>-3</sup> é considerado valor para solos muito compactados e tem sido mostrado limitante ao crescimento de raízes de espécies arbóreas (Torres & Saraiva,1999). No entanto, em nenhuma área foi observado valores de densidade desta magnitude, fato que pode ser explicado pela alta agregação da bauxita e presença de cascalhos, os quais dificultam a coleta de amostras indeformadas e podem ter contribuído para uma estimativa dos valores reais da densidade do solo no local.

Adicionalmente, valores supostamente adequados de densidade nas camadas superficiais (0-20 cm no presente estudo) não necessariamente refletem a qualidade física do solo em camadas subsuperficiais. De fato, uma das alterações significativas em sítios minerados de bauxita é o incremento na densidade do solo, que se mantém em valores elevados nas camadas abaixo de 20 cm de profundidade mesmo após a subsolagem a 50 cm na fase inicial de preparo do solo para reabilitação (Borges, 2013).

### *Polifenóis*

Os teores de polifenóis na parte aérea da PR apresentaram menores valores quando comparados à área não-minerada (PP) até o terceiro ano do processo de reabilitação (Figura 3a). Após o quinto ano os teores de polifenóis da parte aérea da pastagem aumentaram na PR, indicando maturidade da planta. Já na serapilheira das áreas de mata, nos primeiros anos não foi observada diferença entre a MR e MN, sendo que aos 12 anos do processo de reabilitação a MR apresentou valores mais elevados se comparados à MN (Figura 3b).

Esse incremento nos polifenóis na serapilheira pode ter sido causado pela morte de árvores pioneiras na MR e incremento na deposição de material mais lenhoso e mais recalcitrante. Segundo Oliveira & Carvalho (2009) o menor teor de polifenóis na serapilheira facilita o ataque microbiano e aumenta a decomposição dos resíduos aportados ao solo. Estes autores observaram correlação positiva entre a massa de serapilheira e o acúmulo de polifenóis, pois os microrganismos utilizam compostos mais lábeis no início do processo de decomposição.

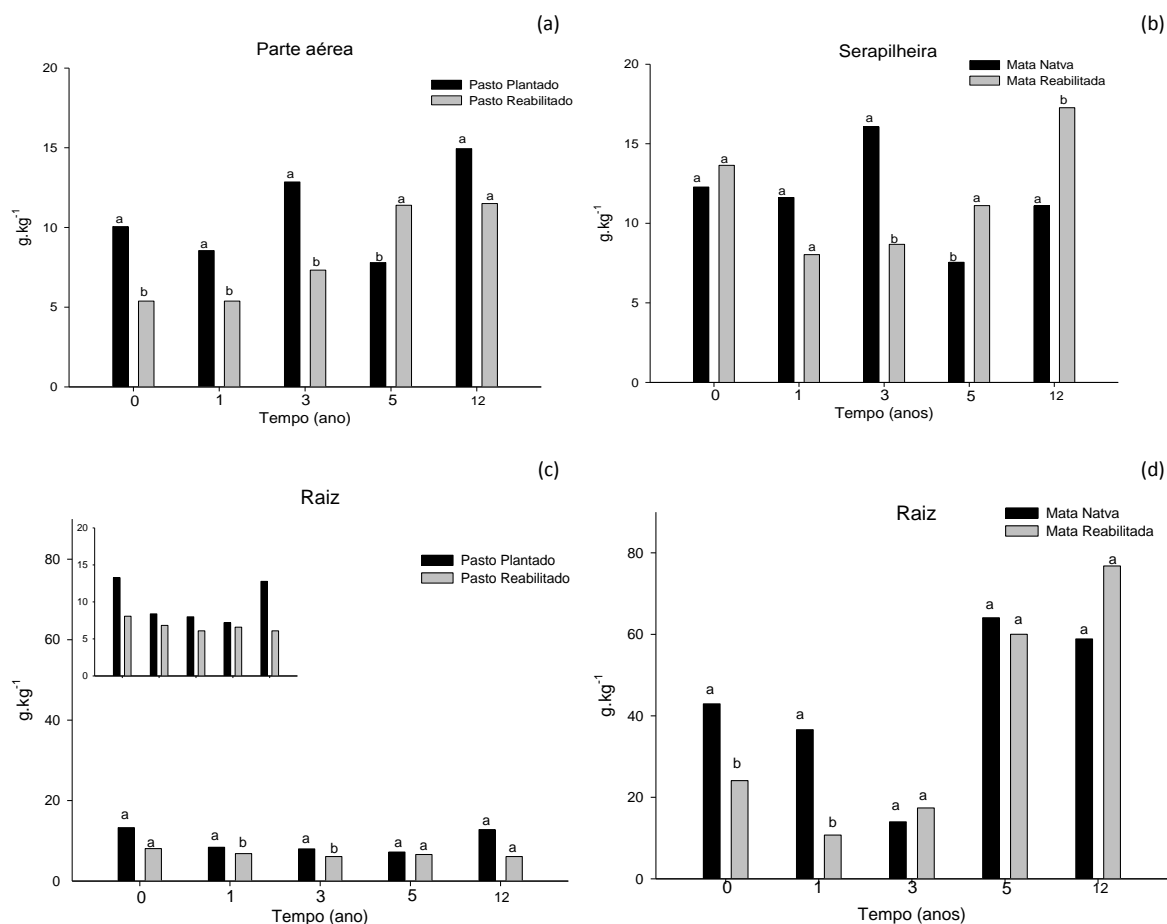


Figura 3. Teores ( $\text{g kg}^{-1}$ ) de polifenóis extraídos da parte aérea da pastagem (a), serapilheira (b) e raiz de mata (c) e raiz de pastagem (d) em áreas de mata, em sites em processo de reabilitação pós-mineração de bauxita e em sites pareados não-minerados. Letras iguais dentro do mesmo tempo e vegetação não diferem entre si ao nível de 5 % de probabilidade pelo teste de Student

Quanto aos teores de polifenóis nas raízes da pastagem (PR) e da vegetação arbórea (MR) foi observado valores iguais nos teores em relação a vegetação de referência (PP e MN) aos 5 e aos 3 anos, respectivamente (Figura 3c e 3d). Hättenschwiler et. al. (2003) também encontraram menores valores de polifenóis em florestas jovens em relação florestas mais antigas. Os polifenóis derivados de raízes são amplamente distribuídos no solo e estão estreitamente relacionados com os processos na rizosfera. Segundo Gallet & Lebreton (1995) a composição fenólica das raízes finas pode ser muito diferente da concentração deste composto em outras partes da planta dentro da mesma espécie de planta. No presente estudo foi possível observar diferenças marcantes entre os conteúdos de polifenóis encontrados na serapilheira das áreas de mata (Figura 3b) e os valores encontrados no sistema radicular da vegetação arbórea (Figura 3d).

É importante salientar que a queda do material vegetal ao solo dá início ao processo de decomposição, liberação e transferência de compostos orgânicos da serapilheira para o solo, fato que pode justificar tal diferença, já que nas áreas com pastagem os teores são semelhantes entre a parte aérea-viva (Figura 3a) e o sistema radicular (Figura 3c).

Além da espécie vegetal, as condições ambientais podem influenciar na produção de compostos fenólicos pela planta, tais como fertilidade (Hättenschwiler & Schafellner, 1999) e ataque de herbívoros (Kim et. al., 1995). Desta forma, a contribuição da fertilidade do solo para as concentrações de polifenóis das diversas partes da planta são controversas. Hättenschwiler et. al. (2003) encontraram maiores teores de polifenóis na serapilheira e raiz de *Metrosideros polymorfa* quando os teores de N e P no solo eram limitados. Contudo os autores afirmam que é importante avaliar as concentrações de polifenóis em diferentes órgãos da planta e não avaliar a planta inteira devido às variações ocorridas dentro da mesma espécie.

Houve grande variação nos teores de polifenóis do solo em áreas em processo de reabilitação com pastagem na camada superficial do solo (Figura 4a). Contudo, na camada subsuperficial a tendência foi que as áreas em processo de reabilitação até o 5º ano apresentaram valores inferiores aos da área de referência (PP). Nas áreas sob vegetação nativa os valores de polifenóis no solo foram substancialmente menores em áreas em processo de reabilitação nas profundidades estudadas (Figura 4c e 4d).

A liberação dos polifenóis da serapilheira para o solo está associada a mecanismos de lixiviação sendo os polifenóis a última substância a ser liberada em: polifenóis < K < N < Mg < P < Ca (Gama-Rodrigues et al., 2007). Contudo, os autores explicam, que se o substrato contém altos teores de C, eles teriam baixas concentrações de polifenóis solúveis e, por consequência, menores taxas de liberação dessas frações orgânicas por lixiviação durante o processo de decomposição. Se há grande quantidade de polifenóis solúveis e estes são lixiviados no início do processo de decomposição, haverá a redução desta substância na matéria seca o que resultaria na diminuição de compostos recalcitrantes e maior biodisponibilidade de N, pela redução da complexação desse nutriente por esta fração orgânica (Handayanto et al 1997).

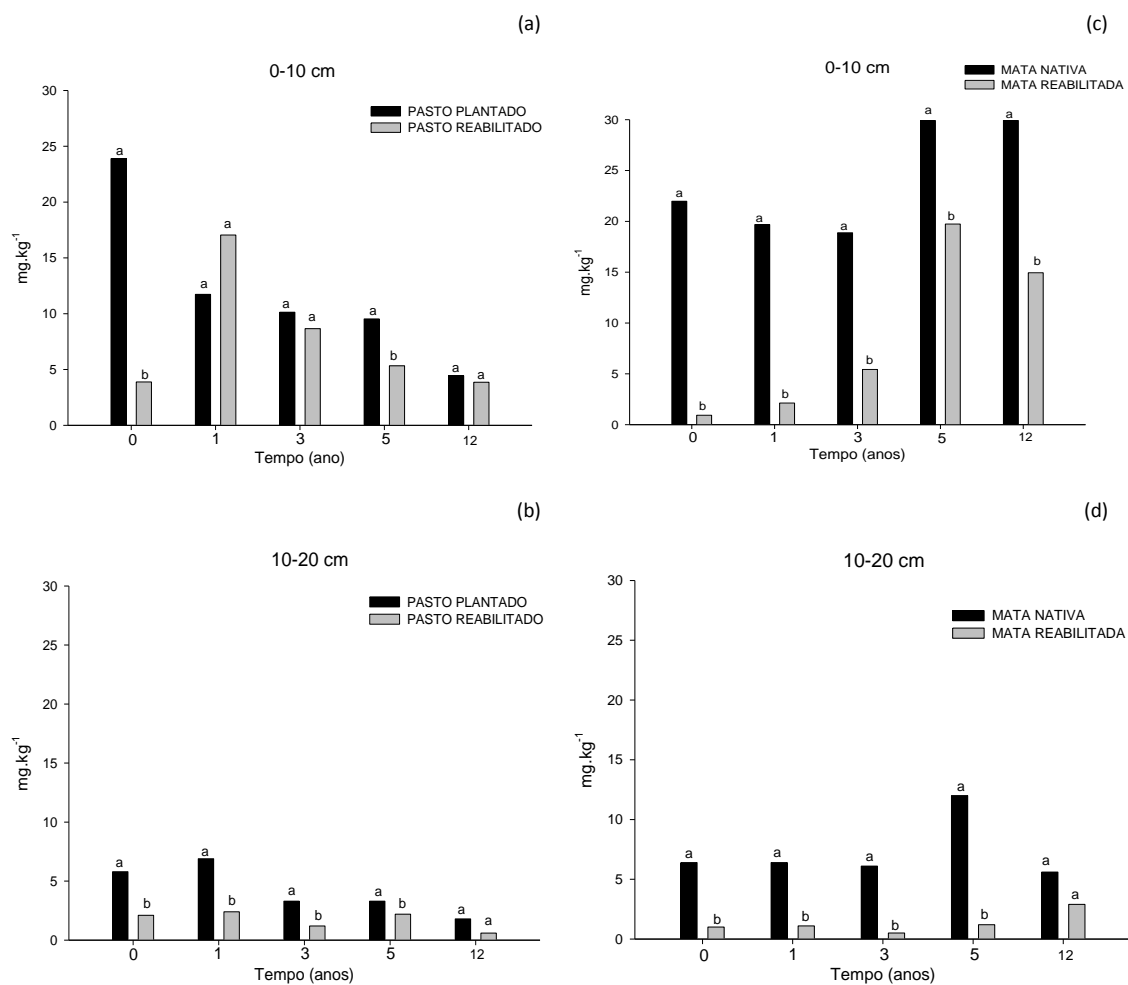


Figura 4. Polifenóis (mg kg<sup>-1</sup>) em solos em processo de reabilitação com pastagem e arbóreas nativas e em sites pareados não-minerados. Letras iguais dentro da mesma vegetação e tempo não diferem de si ao nível de 5 % de significância pelo teste de Student.

Desta forma, os maiores teores de polifenóis encontrados em áreas de referência podem ser devido ao acúmulo de anos do uso da pastagem e da vegetação nativa existente. Já nas áreas em processo de reabilitação a deposição de polifenóis é recente (12 anos), e com a mistura dos horizontes pode ter ocorrido diluição dos teores com as camadas subsuperficiais. Além disso, pequenos teores de cálcio presente na rizosfera são capazes de suprimir a liberação de compostos fenólicos do sistema planta-solo (Zieslin & Abolitz, 1994). Estudos mais recentes indicaram que apesar de compostos fenólicos derivados da lignina serem aportados ao solo anualmente em grandes quantidades, apenas um componente minoritário e mais recalcitrante permanece no solo por décadas (Rasse et al., 2006; Paterson et al., 2008). Portanto, nas áreas em reabilitação o aporte de compostos fenólicos é relativamente recente e o pool de compostos aromáticos mais recalcitrantes e

com maior tempo de meia-vida no solo necessitará de um período mais longo para sua recomposição.

Monteiro et al. (2002) estudando a decomposição de resíduos de gramíneas verificaram que a decomposição de resíduos de *Brachiaria brizantha* foi rápida, e que após 7 semanas de decomposição 100 % do C do resíduo foi oxidado, além de exercer efeito priming na mineralização da MOS nativa do solo. Segundo os autores os baixos teores de polifenóis, lignina e fibras (FDA) favoreceu a decomposição do resíduo. O mesmo foi observado por Silva (2006) em que o tempo de meia-vida de decomposição foi de 58 dias para decomposição da gramínea, onde os autores atribuíram a decomposição rápida aos baixos teores de polifenóis na matéria seca. Por outro lado, o tempo de meia-vida de espécies leguminosas como *Inga semialata* e *Syzygium cumini* foi de 269 e 76 dias, respectivamente, evidenciando que apenas o conteúdo de N na planta isoladamente não regula a decomposição do material, mas sim os teores de polifenóis, que neste caso foram bem maiores do que os observados para a braquiária.

Assim, os teores de polifenóis poderão regular a decomposição da fração vegetal devido a maior recalcitrância destes componentes. Estes estão ligados á atividade antimicrobiana na planta e quando liberados ao solo exercem, também, essa função. A ação dos compostos fenólicos sob a atividade microbiana pode ocorrer de três formas: 1) aumento da permeabilidade da membrana microbiana e perda dos constituintes celulares; 2) inativação de sistemas enzimáticos ligados à produção de energia e formação de componentes estruturais; ou 3) destruição ou inativação do material genético microbiano (Kim et. al., 1995). Contudo, a inibição da decomposição poderá promover aumento na fração húmica do solo mantendo os nutrientes por mais tempo no sistema (Northup et al., 2008; Martens, 2000). Além disso, a presença de compostos fenólicos no solo pode auxiliar na estrutura do solo, visto que a formação de húmus está ligada com a agregação de solos, até mesmo em condições que as adições de polissacarídeos é ineficaz (Chaney & Swift, 1986).

### *Polissacarídeos*

Foi observada grande variação nos teores de polissacarídeos no material vegetal de pastagem e da serapilheira da mata (Figura 5a e 5b). Cerca de 50 a 80 % da matéria seca dos vegetais é composta por carboidratos sendo que a porção deste elemento, na célula, tecidos ou organismos, é determinada pela espécie e idade do indivíduo. Os

carboidratos solúveis predominam em plantas jovens sendo que plantas maduras possuem maior porcentagem de celulose e hemicelulose (Tauk, 1990). Além disso, os polissacarídeos podem ser resultados do metabolismo microbiano e da decomposição de raízes e resíduos vegetais e animais (Brandão, 2009).

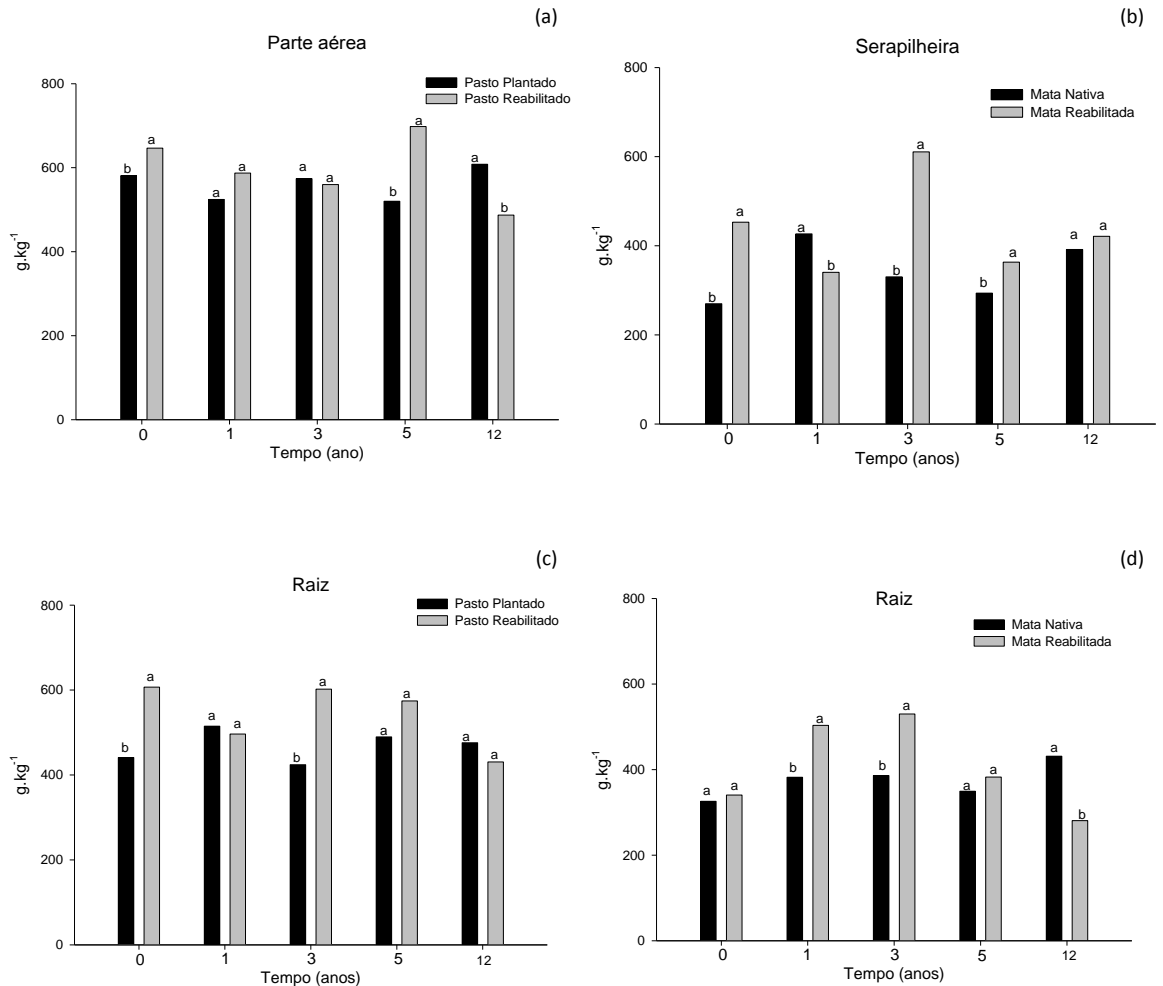


Figura 5. Polissacarídeos da parte aérea da pastagem (a), serapilheira (b) e sistema radicular da pastagem (c) e mata (d), em solos em processo de reabilitação com pastagem e arbóreas nativas e em sites pareados não-minerados. Letras iguais dentro da mesma vegetação e tempo não diferem de si ao nível de 5 % de significância pelo teste de Student.

A contribuição de polissacarídeos no solo está diretamente ligada ao tamanho de partículas. Desta forma, os polissacarídeos derivados de plantas diminuem com o aumento da fração argila no solo e na mesma ordem crescente de contribuição de polissacarídeos microbianos (Kiem & Kögel-Knabner, 2003). Desta forma, a distribuição das raízes das plantas exercerá grande influência na formação e estabilização de agregados devido à liberação de exsudatos orgânicos os quais funcionam como ponto de agregação entre as partículas constituintes do solo (Brandão, 2009), visto que estão

amplamente distribuídos no solo e possuem estreita relação com os processos da rizosfera. Os teores de polissacarídeos das raízes do pasto (PR) e da mata (MR) foram superiores aos da vegetação de referência até o terceiro ano (Figura 5 c e 5 d). Após esse período os valores de polissacarídeos na pastagem se igualaram e na mata não foi observada diferença nas áreas reabilitadas aos 5 anos, com queda aos 12 anos.

Os teores de polissacarídeos no solo em processo de reabilitação com espécies arbóreas (MR) não se igualaram à vegetação referência (MN) e foram menores até o final do tempo de estudo (12 anos) (Figura 6). Já nos solos sob PR os teores de polissacarídeos aumentaram e se igualaram àqueles do solo sob PP (porém pouco produtivos) aos 12 anos. Resultados semelhantes foram encontrados em vários estudos (Roberson et al. 1991; Arshad et al. 1990; Hu et al. 1995) em que o cultivo reduz os carboidratos dos solos, os quais constituem de 5 a 25 % da MOS (Stevenson, 1994), sendo o grupo dos polissacarídeos o maior representante dos carboidratos no solo (Martins, 2008).

Os polissacarídeos são facilmente atacados pelos microrganismos devido à sua natureza lábil (Brandão, 2009), portanto, são mais facilmente alterados pelo manejo do solo do que formas ou frações mais recalcitrantes da MOS (Piccolo, 1996). Contudo, a contribuição destes compostos no solo só será efetiva caso haja aporte constante de material vegetal no solo a fim de fornecer substrato para a atividade microbiana (Bayer & Mielniczuk, 2008) visto que alguns grupos de carboidratos serem rapidamente degradados ou lixiviados pela água da chuva ou de irrigação (Martins, 2008).

Apesar do curto tempo de meia-vida no solo, os polissacarídeos vegetais juntamente com os polissacarídeos extracelulares microbianos podem atuar na cimentação de partículas do solo, colaborando de maneira significativa na agregação e qualidade estrutural do solo (Tisdall & Oades 1982; Angers & Caron, 1998; Martins, 2008). Pelo menos em parte a ação das plantas na estabilidade de agregados do solo pode ser atribuída à sua influência sobre a biomassa microbiana (Abiven et al., 2008), cuja atividade resulta em secreção de polissacarídeos extracelulares que atuam na cimentação das partículas do solo.

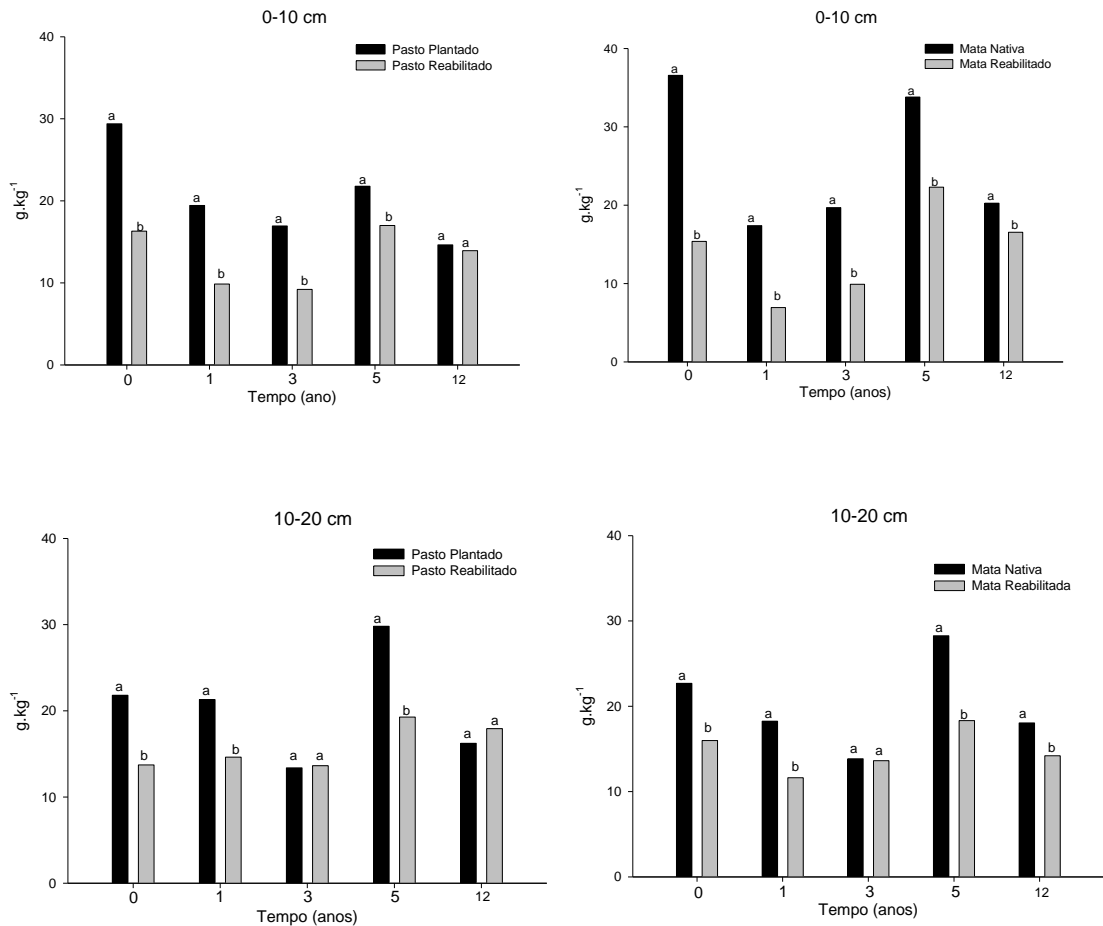


Figura 6 Polissacarídeos ( $\text{g kg}^{-1}$ ) em solos em processo de reabilitação com pastagem e arbóreas nativas e em sites pareados não-minerados. Letras iguais dentro da mesma vegetação e tempo não diferem de si ao nível de 5 % pelo teste t de Student.

Dentre essas frações as gomas e mucilagens extracelulares produzidas durante a oxidação microbiana da MOS são responsáveis pela estabilização temporária dos agregados (Tisdall & Oades 1982) o que permite a proteção das partículas de solo à ação da chuva, especialmente nos trópicos (Spaccini et al., 2001). Desta forma, o mecanismo inicial de estabilização do solo envolveria estas formas mais lábeis da MOS e após oxidação destes compostos os componentes mais recalcitrantes regulariam a taxa de decomposição do resíduo e aumentariam, a longo prazo, a estrutura do solo pela formação de húmus (Martens, 2000). Essa melhoria na agregação mediada por compostos orgânicos ao longo do tempo de reabilitação é crucial para a recuperação da qualidade física do solo, visto que a movimentação intensa do solo e o tráfego de máquinas pesadas durante a lavra geralmente comprometem seriamente a sua estrutura.

#### 4. CONCLUSÕES

- O levantamento florístico em áreas sob vegetação arbórea indicaram predominância de espécies leguminosas, sendo que as espécies pioneiras que dominavam na fase inicial facilitar a sucessão ecológica e deram lugar a espécies não-pioneiras nas áreas com tempo mais longo de reabilitação;
- A serapilheira acumulada e biomassa de raízes em áreas em processo de reabilitação com vegetação arbórea foi significativamente menor do que em áreas referência em todos os tempos estudados, contrastando com a produção de biomassa da parte aérea e do sistema radicular da pastagem que foram iguais ao do pasto plantado não minerado (porém pouco produtivo), desde o início do processo de reabilitação.
- As raízes médias e finas das espécies arbóreas nativas apresentam teores muito mais elevados de polifenóis que as raízes da pastagem em sítios minerados e naqueles minerados e em fase de reabilitação. .
- Foram necessários cinco anos do processo de reabilitação, com pastagem e arbóreas, para que os teores de polifenóis do material vegetal da pastagem e serapilheira atingissem valores similares àqueles das áreas de referência não mineradas.
- Os teores de polifenóis no solo da pastagem reabilitada se igualou a referência aos 12 anos e nas áreas reabilitadas com arbóreas não foi observada recuperação dentro do período estudado.
- Não houve recuperação dos teores de polissacarídeos de solos em processo de reabilitação com espécies arbóreas nativas, enquanto nas áreas de pastagem isso ocorreu aos 12 anos do processo de reabilitação.

## 5. LITERATURA CITADA

ABIVEN, S.; MENASSERI, S.; ANGERS, D.A. & LETERME, P. A model to predict soil aggregate stability dynamics following organic residue incorporation under field conditions. *Soil Sci. Soc. of Am. J.*72:119-125, 2008.

ALVARENGA, R.C.; COSTA, L.M.; MOURA FILHO, W.; REGAZZI, A.J. Crescimento de raízes de leguminosas em camadas de solo compactadas artificialmente. *Rev. Bras. Ci. Solo*, 20:319-326, 1996.

ANGERS, D.A.; CARON, J. Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, Dordrecht, v.42, p.55-72, 1998

ANGERS, D.A.; MEHUYS, G.R. Effects of cropping on carbohydrate content and waterstable aggregation of a clay soil. *Can. J. of Soil Sci.*, 69:373-380, 1989.

ARATO, H.D.; MARTINS, S.M. & FERRARI, S.H.S. Produção e Decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. *Rev. Árvore*, 27:715-721, 2003.

BAYER, C; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. de O. (Eds.). *Fundamentos de matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre, p.7-18. 2008.

BORGES, S.R. Impactos iniciais e recuperação com cafeeiro e pastagem de áreas mineradas de bauxita. *Teses de Doutorado (Solos e Nutrição de Plantas)*. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa – MG, 99p. 2013.

BRANDÃO, E.D. Efeito do sistema radicular da *Brachiaria ruziziensis* na formação e estabilidade de agregados de um Nitossolo Vermelho. *Dissertação de Mestrado (Solos e Nutrição de Plantas)*. Universidade Federal da Paraíba, Areia – PB. 62p. 2009.

BROWER, J.E. & ZAR, J.H. *Field e laboratory methods for general ecology*. 2 ed. Dubuque: Iowa Wn. Broen Publishers. 1:8-20, 1977.

CECONI, E.E.; POLETO, I.; LOVATO, T. & SCHUMACHER, M.V. Biomassa e comprimento de raízes finas em povoamento de *Acacia mearnsii* de Wild. estabelecido em área degradada por mineração de carvão. *Floresta*, 38:1-10, 2008.

CHANEY, K.; SWIFT, R.S. The influence of organic matter on aggregate stability in  
CONNEL, J.H. & SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111:1119-1144, 1977.

CORSINI, P.C.; FERRAUDO, A.S. Efeitos de sistemas de cultivo na densidade e macroporosidade do solo e no desenvolvimento radicular do milho em Latossolo Roxo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 34:289-298, 1999.

COSTA, G. S.; FRANCO, A.A.; DAMASCENO, R.N. & FARIA, S.M. Aporte de nutrientes pela serapilheira em uma área degradada e revegetada com leguminosas arbóreas. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:919-927, 2004

DEMOLINARI, M.S.M. Transferência do carbono de resíduos da colheita de eucalipto para frações da matéria orgânica do solo. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Viçosa, 2008. 74p.

DICK, D.P.; KNICKER, H.; ÁVILA, L.G. INDA Jr., A.V.; ;GIASSON, E. & BISSANI, C.A. Organic matter in constructed soils from a coal mining area in southern Brazil. *Org. Geoch.*, 37:1537-1545, 2006.

DIJKSTRA, F.A.; HOBBIIE, S.E; KNOPS, J.M.H. & REICH, P.B. Nitrogen deposition and plant species interact to influence soil carbon stabilization. *Ecol. Let.*, 7:1192-1198, 2004.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de levantamento e Conservação de solos. Rio de Janeiro. Manual de métodos de análise de solo, 212p. 1997.

EUCLIDES, V.P.B.; MACEDO, M.C.M.; VALLE, C.B. do; BARBOSA, R.A.; GONÇALVES, W.V. Produção de forragem e características da estrutura do dossel de cultivares de *Brachiaria brizantha* sob pastejo. *Pesq. Agrop. Bras.*,43:1805-1812, 2008.

FARAH, A. & DONANGELO, C.M. Phenolic compounds in coffee. *Braz. J. Plant Physiol.*, 18:23-36, 2006.

FETTWEIS, U.; BENS, O. & HÜTTL, R.F. Accumulation and properties of soil organic carbon at reclaimed sites in the Lusatian lignite mining district afforested with *Pinus* sp. *Geoderma*, 129:81-91, 2005.

GALLET, C. & LEBRETON, P. Evolution of phenolic patterns in plants and associated litters and humus of a mountain forest ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 27: 157–166, 1995.

GAMA-RODRIGUES, A.C.; GAMA-RODRIGUES, E.F. & BRITO, E.C. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho-Amarelo na Região Noroeste Fluminense. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:1421-1428, 2007.

GLEN, M.; BOUGHER, N.L.; COLQUHOUN, I.J.; VLAHOS, S.; LONERAGAN, W.A.; O'BRIEN, P.A. & HARDY, G.E.St.J. Ectomycorrhizal fungal communities of rehabilitated bauxite mines and adjacent, natural jarrah forest in Western Australia. *For. Eco. Man.*, 255:214-225, 2008.

GRUBESI Ć, R.J.; VUKOVIĆ, J. KREMER, D. & VLADIMIR-KNERZEVI Ć, S. Spectrophotometric method for polyphenols analysis: Prevalidation and application on *Plantago* L. species. *J. Pharmac. and Biom. Analysis*, 39:837-842, 2005.

HANDAYANTO, E.; CADISCH, G. & GILLER, K.E. Regulating N mineralization from plant residues by manipulation of quality. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E., orgs. *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. Wallingford, CAB International, p.175-185, 1997.

HÄTTENSCHWILER, S. & SCHAFELLNER C. Opposing effects of elevated CO<sub>2</sub> and N deposition on *Lymantria monacha* larvae feeding on spruce trees. *Oecologia* 118: 210–217, 1999.

HÄTTENSCHWILER, S.; HAGERMAN, A.E. & VITOUSEK, P.M. Polyphenols in litter from tropical montane forests across a wide range in soil fertility. *Biogeochemistry* 64:129–148, 2003.

HU, S.; COLEMAN, D.C.; HENDRIX, P.F. & BEARE, M.H. Biotic manipulation effects on soil carbohydrates and microbial biomass in a cultivated soil. *Soil Bio. & Bioch.* 27:1127-1135, 1995.

JESUS, G.L. Espaçamento, compactação e resíduos de colheita na produtividade do eucalipto e na matéria orgânica do solo. Tese de Doutorado (Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa – MG. 118p. 2012.

KIEM, R. & KÖGEL-KNABNER, I. Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. *Soil Bio. & Bioch.* 35:101–118, 2003.

KIM, J.M.; MARSHALL, M.R.; CORNELL, J.A.; PRESTON, J.F. & WEI, C.I. Antibacterial activity of carvacrol, citral, and geraniol against *Salmonella typhimurium* in culture medium and on fish cubes. *J. Food. Sci.* 60:1364-1374, 1995.

LAMB C.J., LAWTON M.A., DRON M. & DIXON R.A. Signals and transduction mechanisms of activation of plant defenses against microbial attack. *Cell* 56: 215–224, 1989.

LAUER, F.; KÖSTERS, R.; du PREEZ, C.C. & AMELUNG, W. Microbial residues as indicators of soil restoration in South African secondary pastures. *Soil Biology & Biochemistry* 43:787-794, 2011.

LIMA, A.M.N. Estoques de carbono e frações da matéria orgânica do solo sob povoamentos de eucalipto no Vale do Rio Doce – MG. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Viçosa, 2004. 120p.

LOWE, L.E., 1993. Total and labile acid extractable polysaccharide analysis of soils. In: Carter, M.R. (Ed.), *Soil sampling and methods of analysis*. Boca Raton: Lewis, p.373–376, 1993.

LUIZÃO, R.C.C.; COSTA, E.S. & LUIZÃO, F.J. Mudanças na biomassa microbiana e nas transformações de nitrogênio do solo em uma sequencia de idades de pastagens após derruba e queima da Floresta Amazônica Central. *Acta Amazônica*, 29:43-56, 1999.

MARTINS, M. R. Carbono orgânico e polissacarídeos em agregados de um Latossolo-vermelho eutrófico em seqüências de culturas sob semeadura direta. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”. 59p. 2008.

MONTEIRO, H.C.F.; CANTARUTTI, R.B. JUNIOR, D.N.; REGAZZI, A.J. & FONSECA, D.M. Dinâmica de decomposição e mineralização de nitrogênio em função da qualidade de resíduos de gramíneas e leguminosas forrageiras. R. Bras. Zootecnia, 31:1092-1102, 2002.

NELSON, D.L.; COX, M.M. Lehninger Principles of Biochemistry, 3.ed. New York: Worths Publishers. 949p. 2000.

NORTHUP, R.R.; DAHLGREN, R.A. & McCOLL, J.G. Polyphenols as regulators of plant-litter-soil interactions in northern Californiz’s pygmy forest: A positive feedback? Biogeochem., 42:189-220, 1998.

OLIVEIRA, P. C. & CARVALHO, C. J. R. Fósforo, nitrogênio, lignina, celulose e polifenóis em amostras de serapilheira foliar de *Neea macrophylla*, *Cecropia palmata* e *Casearia arborea* no Nordeste do Estado do Pará. R. Bras. de Agroecologia, 4:20-28, 2009.

PALM, C.A.; GACHENGO, C.N.; DELVE, R.J.; CADISH, G. & GILLER K.E. Organic inputs for soil management in tropical agroecosystems? Application of an organic resource database. Agric. Ecosys. Environ., 83:27-42, 2001

PASCUAL, J.A.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, J.L. & ROS, M.M. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. Soil Bio. & Bioch. 32:1877-1883, 2000.

PATERSON, E.; OSLER, G.; DAWSON, L.A.; GEBBING, T.; SIM, A. & ORD, B. Labile and recalcitrant plant fractions are utilized by distinct microbial communities in soil: Independent of the presence of roots and mycorrhizal fungi. Soil Biol. & Bioch., 40:1103-1113, 2008.

PEGORARO, R.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F. BARROS, R.F. & FONSECA, S. Biomarcadores derivados de planta e de microrganismos em solos de tabuleiros costeiros cultivados com Eucalipto e Acácia. Cie. Florestal, 22:733-746, 2012.

PICCOLO, A.; NARDI, S. & CANCHERI, G. Macromolecular changes of soil humic substances induced by interactions with Organic acids. *Eur.J. Soil Sci.* 47:319-28, 1996.

RASSE, D.P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M.F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil*, 269:341-56, 2005.

ROBERSON, E. B.; SARIG, S.; FIRESTONE, M. K. Cover crop management of polysaccharides-mediated aggregation in an Orchard Soil Sci. Soc. of America Journal, 55:734-739, 1991.

ROSA, A.R. Critérios para Seleção de microbacias experimentais: bacia Hidrográfica da Baía de Sepetiba, TJ. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1995. 80p.

SCULLION, J. & MALIK, A. Earthworm activity affecting organic matter, aggregation and microbial activity in soils restored after opencast mining for coal. *Soil Bio. & Bioch.*, 32:119-126, 2000.

SILVA, G.T.A. Implantação de banco de dados de espécies vegetais para fins de adubação verde no Brasil. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2006. 63p.

SPACCINI, R.; ZENA, A.; IGWE, C.A.; MBAGWU, J.S.C. & PICCOLO, A. Carbohydrates in water-stable aggregates and particle size fractions of forested and cultivated soils in two contrasting tropical ecosystems. *Biogeochem.* 53:1–22, 2001.

STEVENSON, F.J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. New York, Willey & Sons Inc. 1994. 496 p.

TISDALL, J.M.; COCKROFT, B. & UREN, N.C. The stability of soil aggregates as affected by organic materials, microbial activity and physical disruption. *Aust. J. Soil Res.*, 16:9-17, 1978.

TORRES, E.; SARAIVA, O.F. Camadas de impedimento mecânico do solo em sistema agrícolas com soja. Londrina: EMBRAPA-CNP, Circular Técnica, v.23. 58p. 1999.

TURCOTTE, I., QUIDEAU, S.A. & OH, Se-W. Organic matter quality in reclaimed boreal forest soils following oil sands mining. *Organic Geoch.* 40:510-519, 2009.

ZIESLIN, N. & ABOLITZ, M. Leakage of phenolic compounds from plant roots: effects of pH, Ca<sup>2+</sup> and NaCl. *Scientia Horticulturae*, 58:303-314, 1994.

### III. CAPÍTULO 2

#### DINÂMICA DO CARBONO E ATIVIDADE MICROBIANA EM SOLOS EM PROCESSO DE REABILITAÇÃO COM PASTAGEM E ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS APÓS MINERAÇÃO DE BAUXITA

##### 1. INTRODUÇÃO

A atividade de mineração gera grandes impactos ao meio ambiente, principalmente aos organismos e processos do solo (Melloni et al., 2003). O principal componente associado a esses impactos se deve a remoção da camada superficial do solo e armazenamento desta camada por um longo período antes da reabilitação (White et al., 1989). Durante decapeamento ocorre a mistura de horizontes de solo, causando mudanças nas características físicas, químicas e biológicas do sítio minerado. Sendo que o tempo de armazenamento não deve ser superior ao período de tempo em que o solo estocado permaneça em condições para ser utilizado em processos de recuperação de áreas (Ghose, 2001), sendo estimado em dois anos, para que não haja perdas significativas na qualidade do solo e fonte de propágulos (Ibama, 1990).

O entendimento dos impactos da mineração e da dinâmica das características do solo ao longo do processo de reabilitação pode trazer respostas quanto à eficiência das práticas empregadas. Indicadores de alterações edáficas são essenciais para o sucesso do processo de reabilitação, e podem ser distinguidos em três grandes grupos: os quais as alterações ocorrem em curto espaço de tempo (ou são modificados por práticas de cultivo), tais como: umidade do solo, densidade, pH, disponibilidade de nutrientes; os indicadores intermediários tais como: agregação, biomassa microbiana, quociente respiratório, carbono orgânico total e ativo, e os permanentes, que são inerentes ao solo, tais como: profundidade, camadas restritivas, textura, mineralogia (Islam & Weil, 2000). A matéria orgânica (MOS) está ligada diretamente com a qualidade do solo e a avaliação nas alterações dos seus componentes irá ajudar na definição da produtividade e sustentabilidade global dos ecossistemas.

A análise isolada das propriedades físicas e químicas tais como informações sobre a capacidade do solo em manter produtividade vegetal, perda de estrutura ou diminuição da permeabilidade solo, embora sejam importantes, podem levar anos para ocorrer de

forma quantificável (Zilii et al., 2003). Desta forma, é importante o desenvolvimento de estudos que também incluam indicadores que dependem da atividade biológica, tais como taxa de decomposição de serapilheira (Gallon, 2004), atividade microbiana (Raich & Nadelhoffer, 1989) e compartimentos mais lábeis da MOS que podem responder mais rápido ao uso e manejo do solo ((Jenkinson & Ladd, 1981).

Mummey et al. (2002), em estudo realizado em áreas reabilitadas, após 20 anos, com *Agropyron smithii* e *Artemisia tridentata* pós-mineração de urânio verificaram que indicadores de qualidade do solo como a MOS, carbono da biomassa microbiana (CBMS) e grupos ésteres metílicos de ácidos graxos (FAME) foram indicadores mais sensíveis à mudanças de uso destes solos. Esses autores encontraram conteúdos menores de CBMS e MOS em solos reabilitados em comparação a solos adjacentes sem qualquer tipo de distúrbio. Os autores atribuem essa observação ao fato de que os distúrbios causados ao solo pela atividade de mineração levam a perda de qualidades físicas e químicas de superfície.

O estudo da MOS tem ganhado atenção nos últimos anos visto que este é um compartimento mais ativo e dinâmico e desempenha papel central no ciclo de nutrientes no solo, bem como no funcionamento dos ecossistemas (Lal et al., 2006). A dinâmica da MOS é determinada em grande parte pela atividade biológica edáfica na qual a taxa de decomposição e regulação do sistema biológico é baseada na interação entre o solo e os microrganismos existentes (Hu et al., 1995).

Propriedades físicas, químicas e biológicas da MOS têm sido utilizadas em estudos para avaliação do sucesso de recuperação de áreas degradadas por mineração (Schwenke et al., 2000 ab; Scullion & Malik, 2000; Fettweis, et al., 2005; Dick, et al., 2006; Glen et al., 2008). No entanto, vários autores têm demonstrado a maior sensibilidade da MOS a mudanças nas condições ambientais do sítio (Lauer et al., 2011; Turcotte et al., 2009; Pascual et al., 2000) em relação à variáveis abióticas tais como estrutura física do solo e composição mineralógica (Turcotte et al., 2009; Mummey et al., 2002). Práticas de manejo que favorecem a produção de raízes e serapilheira devem ser incentivadas, pois elas mantêm os processos de reciclagem da MOS e nutrientes, além de auxiliar no funcionamento do sistema biológico do solo (Luizão et al., 1999). Trabalhos mais recentes têm indicado que as raízes apresentam maior contribuição relativa do que a parte aérea das plantas para a MOS (Prakash et al., 2002; Rasse et al., 2005; Kong & Six, 2010) e que a inclusão de plantas com sistema radicular mais abundante e profundo

é fundamental para aumentar a MOS em sistemas de cultivo mais conservacionistas (Santos et al., 2011).

No Brasil em estudo realizado no município de Poços de Caldas-MG, em solos após reabilitação com diversas espécies vegetais (braquiária, capim gordura, eucalipto, azevém e nativas arbóreas) em cronosequência de reabilitação (0 a 19 anos), foi verificado que somente após 18 anos do início do processo de reabilitação os conteúdos de C e N dos solos pós-mineração de bauxita se recuperaram (Carneiro et al., 2008). Esses autores afirmam que atributos biológicos como biomassa microbiana e atividade microbiana foram indicadores mais sensíveis ao uso do solo e possuem recuperação mais rápida (em torno de 1 ano) em áreas em processo de reabilitação. No entanto, nessa região com maiores altitudes (em torno de 1000 m) as condições de clima mais ameno (Clima subtropical úmido, tipo Cfa) reduzem a taxa de decomposição da MOS e os solos são naturalmente mais ricos em MOS.

Em solos naturalmente mais pobres em MOS e em região de menor altitude (ao redor de 500 m) com clima mais quente (Clima Tropical Estacional, tipo Aw), como na região onde se explora bauxita na Zona da Mata de Minas, a recuperação da MOS ao longo do período de reabilitação pode ser distinta. Por outro lado, a evolução nas técnicas de preparo, correção e adubação dos solos, especialmente na fase inicial de reabilitação, podem favorecer o estabelecimento mais rápido das espécies vegetais, acelerando o aporte de C e recuperação da MOS.

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar as mudanças ocorridas nos estoques de carbono e nitrogênio bem como a atividade microbiana em solos pós-mineração de bauxita, e em processo de reabilitação com pastagem e vegetação arbórea, em relação a áreas adjacentes não-mineradas.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### *Caracterização da área de estudo*

O estudo foi realizado no município de Itamarati de Minas – MG em áreas em processo de reabilitação com pastagem e com espécies arbóreas nativas por diferentes períodos pós-mineração de bauxita, realizada pela empresa Votorantim Metais-CBA, situada a 21° 22' 86" S e 42° 48' 15" O, com altitude média de 544 m e temperatura média anual de 21 °C (EIA-Votorantim Metais – CBA). A região de Itamarati de Minas está

inserida na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, sendo banhada pelo Rio Novo, afluente do Rio Pomba.

Os solos da região são caracterizados como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico argiloso, sendo característica a formação bauxítica em topos de morros. Isso ocorre devido à região estar inserida no "Domínio das Faixas de Dobramentos Remobilizados", caracterizado pelas evidências de movimentos crustais, com marcas de falhas, deslocamentos de blocos e falhamentos transversais (Rosa, 1995).

O clima da região é do tipo Aw segundo a classificação de Köppen, com verões quentes e chuvosos (outubro-março) e estação seca bem definida (abril-setembro). A vegetação original era a Mata Atlântica domínio Floresta Estacional Semidecidual, que em sua grande maioria foi substituída por pastagens extensivas há décadas. São sob essas áreas de pastagens e remanescentes de matas secundárias que se encontram os corpos de minério que estão sendo explorados e as áreas em fase de reabilitação pós-mineração.

#### *Coleta e preparo das amostras de solo*

O solo foi coletado no período de abril de 2011 a junho do mesmo ano. Para verificar o efeito do tempo da implantação da pastagem e vegetação arbórea em áreas em áreas em processo de reabilitação pós mineração de bauxita foram escolhidas cinco áreas com diferentes tempos do processo de reabilitação. Os tempos de reabilitação correspondem à propriedades distintas, visto ser impossível casualizar os tempos já que as propriedades estavam fisicamente separadas. Em cada uma dessas áreas (tempo de reabilitação) além da pastagem reabilitada (PR) e mata reabilitada (MR) também foram amostrados solos sob a pastagem plantada (PP) e sob a mata nativa (MN), em áreas pareadas, representativas do uso do solo antes da mineração, resultando em uma cronossequência com cinco tempos pós-reabilitação (0, 1, 3, 5 e 12 anos) (Tabela 1).

Tabela 1. Descrição das áreas de amostragem

Ident.	Processo de reabilitação	Tempo (ano)
<b>Vegetação Arbórea</b>		
MR1	Área recém revegetada com espaçamento 1,5 x 1,5 m e plantio de crotalária ( <i>Crotalaria juncea</i> ) e feijão guandú ( <i>Cajanus cajan</i> ).	0
MN1	Área de Mata Nativa não-minerada em fase de sucessão secundária.	0*
MR2	Área reabilitada com espécies arbóreas, anteriormente ocupada por pastagem, com espaçamento 1,5 x 1,5 m e plantio de crotalária ( <i>Crotalaria juncea</i> ) e feijão guandú ( <i>Cajanus cajan</i> ).	1°
MN2	Área de Mata Nativa não-minerada em fase de sucessão secundária.	1*
MR3	Área reflorestada com espaçamento 3,0 x 3,0 m e plantio de feijão guandú ( <i>Cajanus cajan</i> )	3
MN3	Área de Mata Nativa não-minerada em fase de sucessão secundária.	3*
MR4	Área reflorestada com espaçamento 3,0 x 3,0 m e plantio de mucuna-preta ( <i>Stizolobium aterrimum</i> ) feijão guandú ( <i>Cajanus cajan</i> )	5
MN4	Área de Mata Nativa não-minerada em fase de sucessão secundária	5*
MR5	Área reflorestada com espaçamento 3,0 x 3,0 m	12
MN5	Área de Mata Nativa não-minerada em fase de sucessão secundária	12*
<b>Pastagem</b>		
PR1	Área recém revegetada com capim braquiária ( <i>Brachiaria decumbens</i> )	0
PP1	Área em pastagem para bovinos, explorada convencionalmente sem qualquer técnica de manejo.	0*
PR2	Área revegetada com capim braquiária ( <i>Brachiaria decumbens</i> )	1
PP2	Área em pastagem para bovinos, explorada convencionalmente sem qualquer técnica de manejo.	1*
PR3	Área revegetada com capim braquiária na proporção de 50 % <i>B. decumbens</i> e 50 % <i>B. brizantha</i>	3
PP3	Área em pastagem para bovinos, explorada convencionalmente, sem técnicas adequadas de manejo.	3*
PR4	Área revegetada com capim braquiária na proporção de 50 % <i>B. decumbens</i> e 50 % <i>B. brizantha</i>	5
PP4	Área em pastagem para bovinos, explorada convencionalmente, sem técnicas adequadas de manejo.	5*
PR5	Área revegetada com capim braquiária ( <i>Brachiaria decumbens</i> )	12
PP5	Área em pastagem para bovinos, explorada convencionalmente, sem técnicas adequadas de manejo.	12*

Onde: MN= mata nativa; MR= mata reabilitada; PR = pastagem reabilitada e PP=pastagem plantada não-minerada. \*vegetação referência pareada à área reabilitada em cada tempo de amostragem. ° Todas as áreas foram reabilitadas após supressão de vegetação nativa, com exceção da área MR1 que anteriormente era ocupada por pastagem.

As áreas pareadas se encontram dentro de uma mesma propriedade para cada tempo e os tempos de reabilitação em propriedades distintas. No momento da mineração

apenas o local onde existe minério é explorada e a área adjacente é poupada, tanto na vegetação nativa quanto nas áreas de pastagem (Figura 1). E são nessas áreas, em processo de reabilitação e vegetação nativa, que os solos foram amostrados.

A amostragem foi realizada de forma casualizada, entre os meses de abril e junho/2011, com quatro repetições por situação e tempo de reabilitação, totalizando 80 parcelas. Para avaliação da fertilidade, carbono e nitrogênio do solo foi realizada no mês de abril e a amostragem para a análise da atividade microbiana foi realizada no mês de junho.



Figura 1. Área em processo de reabilitação evidenciando a vegetação nativa remanescente (a) pareada à área em processo de reabilitação com vegetação arbórea (b).

Fonte: Votorantim Metais - CBA

Devido não ser possível a casualização das áreas com diferentes tempos de reabilitação pelo fato delas já estarem fisicamente separadas, foi adotado a estratégia de unidades amostrais dentro da mesma área. Previamente a coleta de amostras, em cada local de estudo foram marcadas quatro parcelas (9 x 9 m) em fotografias aéreas de alta resolução e mapas de demarcação de corpos de minério. Basicamente, os mapas das áreas a serem mineradas foram selecionados e então, traçou-se um grid de 9 x 9 em cada mapa numerando-os. O próximo passo foi marcar as parcelas no mapa (aleatoriamente com auxílio do programa excel) e, de posse das coordenadas, elas foram então demarcadas no campo com auxílio de equipamento de GPS. Em cada parcela foram coletadas 10 subamostras de solo, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm de profundidade, com trado tipo sonda. Adicionalmente, em cada parcela foi aberta manualmente trincheira até 60 cm de profundidade para coleta de amostras de solo com anéis volumétricos (5 cm de diâmetro

e 5 cm de altura) no centro de cada camada de solo visando a determinação da densidade do solo.

#### *Implantação e manejo das pastagens*

As pastagens das áreas não mineradas (PP) foram plantadas com baixa tecnologia, sem uso de corretivos e fertilizantes com tempo de uso de mais de 3 décadas. As pastagens das áreas em reabilitação (PR) foram plantadas com uso mais intensivo de insumos visando garantir um bom estabelecimento e rápida cobertura do solo minerado. Após a extração do minério, a camada de solo superficial, sobrejacente ao minério e que foi removida e armazenada em leiras (por até 8 meses), foi espalhada na superfície do terreno já reconfigurado e terraceado. Em seguida foi feita a subsolagem para descompactação do solo, aplicação em superfície de calcário dolomítico com PRNT 80 % ( $3 \text{ t ha}^{-1}$ ) e fosfato natural de Araxá ( $1 \text{ t ha}^{-1}$ ), que foram posteriormente incorporados na camada de 0-20 cm de profundidade.

No plantio da pastagem foram usados  $60 \text{ kg ha}^{-1}$  de sementes viáveis, a lanço, na superfície do solo. Cerca de 30 dias após a germinação foi feita a aplicação, a lanço, em área total de  $1 \text{ t ha}^{-1}$  do fertilizante NPK 10-30-10. Até os três anos após o plantio foi feita a manutenção dos terraços em nível e eventual controle manual de plantas daninhas pela empresa de mineração. Após esse período as PR são retornadas aos proprietários da área que passam a usá-las com pecuária leiteira de baixa tecnologia, sem ajuste do número de animais a capacidade produtiva da forrageira, resultando em superpastoreio.

#### *Implantação e manejo da vegetação arbórea*

As atividades de extração do minério e reconfiguração inicial da área foram semelhantes àsquelas de pastagens listadas anteriormente. Além da aplicação de calcário e fosfato nas doses já mencionadas, na ocasião do plantio foi feita a aplicação de 300 g do fertilizante NPK 4-14-8 na cova. Até os três anos após o plantio foi feita a manutenção dos terraços em nível e eventual controle manual de plantas daninhas pela Empresa de mineração. Após esse período as áreas de MR são retornadas aos proprietários. Foi realizado um levantamento florístico das áreas de vegetação nativa e nas áreas em processo de reabilitação.

Quando a atividade de reabilitação se iniciou em 1998 foram utilizadas poucas espécies por área, sendo comum o plantio de leguminosas pioneiras. No levantamento

florístico das áreas de mata em reabilitação (MR) e de mata nativa não minerada (MN) foi observado um total de 57 espécies (32 e 40 espécies, respectivamente) e 56 gêneros. Vinte e quatro famílias botânicas foram encontradas, se destacando com a maior riqueza a Fabaceae com 14 espécies e Mimosoideae com 8, seguidas de Myrtaceae com 4 e Anacardiaceae, Bignoniaceae e Euphorbiaceae com 3 espécies cada. As plantas leguminosas foram mais representativas com 54 % dos indivíduos presentes nas áreas de mata (MR e MN), sendo que na MR a contribuição foi de 72 %.

#### *Análises do solo*

As amostras de solo coletadas sob áreas de pastagem e de vegetação arbórea em áreas reabilitadas pós-mineração de bauxita e nas áreas pareadas com pastagem plantada e vegetação nativa (parte do sítio não-minerado) foram caracterizadas quimicamente (EMBRAPA, 2007) e os resultados encontram-se na Tabela 2.

As amostras retiradas com anel volumétrico foram levadas à estufa, até atingir peso constante e, posteriormente, pesadas e então foi determinada a densidade do solo (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização química e densidade do solo em uma cronossequência de reabilitação com pastagem e arbóreas nativas pós-mineração de bauxita e em sítios não-minerados

PASTO PLANTADO																			
Tempo	Prof.	pH	P	K	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H+Al	SB	(t)	(T)	V	m	P-rem	Zn	Fe	Mn	Cu	Densidade
...ano...	...cm...	..H <sub>2</sub> O..	...mg dm <sup>-3</sup> ...	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....%	.....	mg L <sup>-1</sup>	.....	.....	.....	.....	..kg dm <sup>-3</sup>
0	0-10	4,8	0,9	56	0,71	0,26	0,94	9,9	0,97	1,87	11,2	8,7	50,3	30,5	1,78	83	4,4	3,1	1,02
	10-20	5,0	0,5	29	0,34	0,10	0,65	8,7	0,44	1,24	9,3	4,7	52,4	27,9	0,97	101	4,5	2,9	1,03
1	0-10	4,6	1,6	50	0,33	0,14	1,17	8,4	0,47	2,19	9,4	5,0	53,4	11,0	0,71	151	5,2	0,3	1,06
	10-20	4,6	0,7	31	0,24	0,13	1,00	7,6	0,37	1,41	8,3	4,5	70,9	12,7	0,52	154	5,4	0,1	0,98
3	0-10	4,4	1,6	31	0,12	0,07	1,37	8,4	0,19	1,52	9,0	2,1	90,1	12,5	0,95	171	2,5	0,2	1,03
	10-20	4,4	1,4	24	0,08	0,03	1,27	7,7	0,11	1,45	7,9	1,4	87,6	11,2	0,81	169	3,2	0,1	0,94
5	0-10	4,6	1,5	30	0,06	0,03	0,93	8,1	0,09	1,16	8,3	1,1	80,2	7,6	0,19	127	4,1	0,4	0,94
	10-20	4,7	0,6	18	0,01	0,03	0,92	7,0	0,04	1,14	7,1	0,6	80,7	9,8	0,00	106	5,3	0,1	0,91
12	0-10	4,6	0,8	22	0,06	0,02	0,63	8,3	0,08	0,79	8,4	1,0	79,7	20,8	1,04	123	5,3	0,4	0,98
	10-20	4,6	0,6	17	0,06	0,02	0,41	7,6	0,08	0,61	7,7	1,0	67,2	19,1	0,88	131	5,9	0,3	0,94

PASTO REABILITADO																			
Tempo	Prof.	pH	P	K	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H+Al	SB	(t)	(T)	V	m	P-rem	Zn	Fe	Mn	Cu	Densidade
...ano...	...cm...	..H <sub>2</sub> O..	...mg dm <sup>-3</sup> ...	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....%	.....	mg L <sup>-1</sup>	.....	.....	.....	.....	..kg dm <sup>-3</sup>
0	0-10	5,3	112	35	0,68	0,18	0,45	6,5	1,03	1,29	7,9	13,0	34,9	136,5	0,99	104	13,4	0,8	0,91
	10-20	4,6	18	32	0,21	0,06	0,38	6,4	0,38	1,01	6,8	5,6	37,6	137,2	0,84	135	10,3	0,9	0,87
1	0-10	5,7	8,4	23	2,11	0,34	0,38	2,8	2,86	2,69	6,1	46,9	14,1	8,5	0,65	124	5,5	0,1	1,14
	10-20	5,0	3,3	14	0,88	0,17	0,22	4,3	1,22	1,52	6,4	19,1	14,5	10,1	0,71	152	3,2	0,1	1,26
3	0-10	4,8	2,6	9	0,18	0,03	0,52	5,1	0,15	0,79	5,4	2,8	65,8	9,0	0,68	79	2,2	0,1	1,23
	10-20	4,8	0,9	10	0,17	0,02	0,61	5,6	0,17	0,56	5,8	2,9	68,9	10,1	0,65	94	2,2	0,1	1,27
5	0-10	5,3	0,5	43	0,46	0,39	0,44	5,0	1,42	1,60	6,1	23,3	27,5	11,3	0,00	64	6,9	0,3	1,12
	10-20	5,0	0,3	24	0,17	0,18	0,67	6,4	0,41	1,08	6,8	6,0	62,0	9,0	0,00	60	7,9	0,3	1,07
12	0-10	4,6	1,1	15	0,18	0,05	0,58	7,9	0,17	0,76	8,2	2,1	76,3	8,6	1,07	71	5,5	0,3	1,15
	10-20	4,7	1,5	8	0,08	0,04	0,58	6,9	0,14	0,71	7,1	2,0	81,7	10,7	0,86	93	5,5	0,2	1,02

MATA NATIVA																			
Tempo	Prof.	pH	P	K	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H+Al	SB	(t)	(T)	V	m	P-rem	Zn	Fe	Mn	Cu	Densidade
...ano...	...cm...	..H <sub>2</sub> O..	...mg dm <sup>-3</sup> ....	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....%	.....	mg L <sup>-1</sup>	.....	.....	.....	.....	..kg dm <sup>-3</sup>
0	0-10	4,5	3,2	69	0,41	0,26	1,54	16,9	0,86	2,35	18,9	4,6	65,5	22,4	1,56	168	17,6	0,61	0,66
	10-20	4,6	3,1	58	0,28	0,21	1,34	15,1	0,67	1,96	15,7	4,3	68,4	24,8	1,30	121	17,5	0,62	0,72
1	0-10	4,3	2,5	68	0,58	0,27	1,03	11,0	1,22	2,15	10,7	11,4	47,9	12,6	1,03	99	9,0	0,60	1,01
	10-20	4,5	1,4	50	0,49	0,24	0,90	10,1	0,84	1,93	9,9	8,5	46,6	10,8	0,84	95	7,5	0,30	0,98
3	0-10	4,3	2,7	36	0,18	0,18	1,59	10,8	0,42	1,99	11,7	3,6	79,9	16,5	0,19	151	5,1	0,24	0,98
	10-20	4,4	1,7	26	0,09	0,11	1,58	9,9	0,25	1,92	10,4	2,4	82,3	13,4	0,09	143	4,1	0,25	1,02
5	0-10	4,4	2,8	59	0,26	0,32	1,74	14,4	0,74	2,49	15,1	4,9	69,9	9,4	0,41	181	8,6	0,54	0,80
	10-20	4,4	2,1	53	0,21	0,29	1,33	11,1	0,51	2,01	11,8	4,3	66,2	10,4	0,00	153	11,6	0,44	0,82
12	0-10	4,6	3,5	68	0,93	0,60	1,46	12,0	0,61	2,82	12,96	4,7	51,8	13,7	1,37	121	12,3	0,75	0,84
	10-20	4,4	2,0	53	0,51	0,39	1,01	10,1	0,36	1,98	11,1	3,2	51,0	7,8	1,08	121	23,4	0,69	0,83

MATA REABILITADA																			
Tempo	Prof.	pH	P	K	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H+Al	SB	(t)	(T)	V	m	P-rem	Zn	Fe	Mn	Cu	Densidade
...ano...	...cm...	..H <sub>2</sub> O..	...mg dm <sup>-3</sup> ....	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....	.....%	.....	mg L <sup>-1</sup>	.....	.....	.....	.....	..kg dm <sup>-3</sup>
0	0-10	4,6	56,7	8	0,54	0,17	0,00	4,7	0,71	1,52	5,64	12,6	0,0	12,3	1,06	81	6,2	0,39	1,06
	10-20	4,7	27,5	7	0,48	0,04	0,00	3,3	0,52	0,55	3,82	13,6	0,0	13,5	1,02	55	3,6	0,30	1,05
1	0-10	5,0	0,7	8	0,13	0,02	0,38	4,0	0,15	0,56	4,24	3,5	67,9	5,6	0,51	56	1,4	0,00	1,14
	10-20	4,8	0,3	7	0,13	0,02	0,35	4,0	0,15	0,52	4,38	3,4	67,3	6,4	0,55	64	1,4	0,00	1,13
3	0-10	6,1	26,0	48	2,85	0,40	0,10	2,6	3,25	3,41	4,95	65,7	2,9	9,1	0,91	36	5,4	0,20	1,11
	10-20	5,7	7,3	28	1,63	0,36	0,10	2,7	1,99	2,04	4,15	48,0	4,9	8,6	1,03	41	5,9	0,23	1,22
5	0-10	5,0	0,8	49	1,00	0,50	0,41	7,1	1,5	2,49	8,72	17,2	16,5	8,9	0,18	83	6,9	0,22	1,10
	10-20	4,7	0,5	35	0,75	0,17	0,63	7,9	0,92	1,77	9,00	10,2	35,6	8,0	0,85	136	5,6	0,15	1,13
12	0-10	4,8	2,0	24	0,57	0,42	0,71	10,8	0,99	1,49	11,83	8,4	47,7	8,9	1,00	127	10,9	0,20	1,01
	10-20	4,8	1,8	18	0,39	0,26	0,58	10,4	0,65	1,29	11,53	5,6	45,0	7,8	0,95	142	10,9	0,21	0,99

### *Carbono Orgânico, Nitrogênio Total e Relação C/N*

Subamostras de solo (TFSA) foram trituradas e passadas em peneira de 100 mesh (0,149 mm) para determinação do carbono orgânico total do solo (COT) pelo método de oxidação via úmida, com aquecimento externo (Yeomans & Bremner, 1988).

A determinação do estoque de carbono foi calculada levando em consideração a densidade do solo de cada área.

$$\text{COT (Mg ha}^{-1}\text{)} = \text{prof (cm)} \times \text{Ds (g cm}^{-3}\text{)} \times \text{COT (dag kg}^{-1}\text{)}$$

A determinação do nitrogênio do solo (NT) foi realizada por meio de destilação Kjeldahl (Bataglia et al., 1983).

A relação C/N foi obtida por meio da relação entre os estoques de COT e NT.

### *Carbono e Nitrogênio Lábil*

A determinação do teor de C oxidável por permanganato 0,033 mol L<sup>-1</sup> (C lábil – CL) foi realizada de acordo com metodologia descrita por Shang & Tiessen (1997). Para nitrogênio solúvel em KMnO<sub>4</sub> (0,033 mol l<sup>-1</sup>) (N-lábil) foi utilizado 1 ml do preparo para C-lábil, que foi submetido à digestão sulfúrica e, posteriormente, o N dosado por destilação Kjeldahl (Sahrawat, 1982).

### *Índice de Manejo de Carbono*

O Índice de Manejo do Carbono (IMC) foi calculado a partir da metodologia proposta por Blair et al. (1995), conforme a equação:

$$\text{IMC} = \text{ICC} \times \text{IL} \times 100.$$

Onde ICC é o índice do compartimento do COT ( $\text{ICC} = \text{COT}_{\text{ÁREA REABILITADA}}/\text{COT}_{\text{ÁREA NÃO MINERADA}}$ ) e IL é o índice de labilidade do C ( $\text{IL} = \text{L}_{\text{ÁREA REABILITADA}}/\text{L}_{\text{ÁREA NÃO MINERADA}}$ ). A variável L representa a labilidade do C e é calculada pela fórmula:  $\text{L} = \text{C}_L/\text{C}_{\text{NL}}$ , em que C<sub>NL</sub> (carbono não-lábil) é obtido pela diferença entre o COT e o CL.

## *Análises Microbiológicas*

### *Carbono da biomassa microbiana do solo:*

Subamostras de solo foram retiradas para determinação da umidade, e o carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) foi determinado pelo método de irradiação e extração com K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> proposto por Islam & Weil (1998). Após extração, o teor de C nos extratos das amostras irradiadas e não irradiadas foi medido por oxidação via úmida (Yeomans & Bremner, 1988).

Para o cálculo da CBMS utilizou-se a equação:

$$CBMS = \frac{Ci - Cni}{k_{ec}}$$

Onde:

CBMS = g kg<sup>-1</sup>

Ci = amostra irradiada

- Cni = amostra não irradiada
- kec = fator de correção 0,30 proposto por Feigl et al. (1995), específico para solos tropicais

### *Atividade Microbiana Basal*

A atividade microbiana basal foi mensurada por meio do desprendimento de C-CO<sub>2</sub> por amostras de solo incubadas em sala de respirometria (25 ± 1° C). O C-CO<sub>2</sub> foi capturado em solução de NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>, segundo método adaptado de Anderson (1982), por um período de 90 dias. As primeiras leituras foram espaçadas em dois a três dias e a partir da segunda semana as medições foram feitas semanalmente.

Como experimento adicional, subamostras de solo foram incubadas com solução de sacarose (equivalente a 6 % de C no solo) por um período de 170 dias, e o C-CO<sub>2</sub> foi medido por titulometria.

### *Quociente Metabólico*

O quociente metabólico ( $qCO_2$ ) foi obtido por meio da relação entre a taxa de respiração basal (C-CO<sub>2</sub>, g kg<sup>-1</sup>) e o carbono presente na biomassa microbiana (C-BMS, g kg<sup>-1</sup>) (Anderson & Domsch, 1993).

$$qCO_2 = \frac{CO_2 \text{ acumulado}}{C - BMS}$$

### *Quociente Microbiano (qMIC)*

O quociente microbiano ( $qMIC$ ) foi obtido por meio da relação entre o C presente na biomassa microbiana (C-BMS, g kg<sup>-1</sup>) e o C orgânico total presente no solo (COT, g kg<sup>-1</sup>).

$$qMIC = \left( \frac{C - BMS}{COT} \right) \times 100$$

O COT foi obtido por meio de oxidação via úmida com aquecimento externo (Yeomans & Bremner, 1988), (Tabela 2).

### *Mudança Relativa*

A mudança relativa expressa a variação nas variáveis C-CBMS e C-CO<sub>2</sub> ao longo do tempo nas áreas em processo de reabilitação com relação aos sítios pareados não-minerados, e foi calculada conforme equação abaixo:

$$\text{Mudança relativa do C} = (C-BMS_{\text{área reabilitada}} / C-BMS_{\text{área não-minerada}}) * 100$$

### *Análise dos dados*

Conforme sugerido recentemente para estudos amostrais que envolvem pseudo-repetições, efetuou-se a comparação das médias dentro de cada grupo ou par (pastagem plantada vs pastagem reabilitada, ou mata reabilitada vs pastagem nativa) dentro de cada tempo de reabilitação pelo teste t de Student à 5 % utilizando-se o programa estatístico STATISTICA 7.0. A diversidade de manejos em propriedades distintas (tempo de reabilitação) impossibilita a comparação no tempo e por isso, o experimento foi coletado com intuito de comparar áreas pós-mineração com áreas pareadas não-mineradas dentro do mesmo tempo (propriedade).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### *Carbono orgânico total, nitrogênio total e relação C:N*

O solo da pastagem rehabilitada (PR) (0-10 cm) apresentou estoque de COT 43 % menor nos primeiros três anos de reabilitação (Figura 2a), resultado da mistura inicial de horizontes superficiais mais ricos em matéria orgânica com horizontes subsuperficiais com menores teores de COT, além das perdas de COT durante o período (aproximadamente 1 ano) em que o solo ficou empilhado em leiras durante a fase de extração do minério.

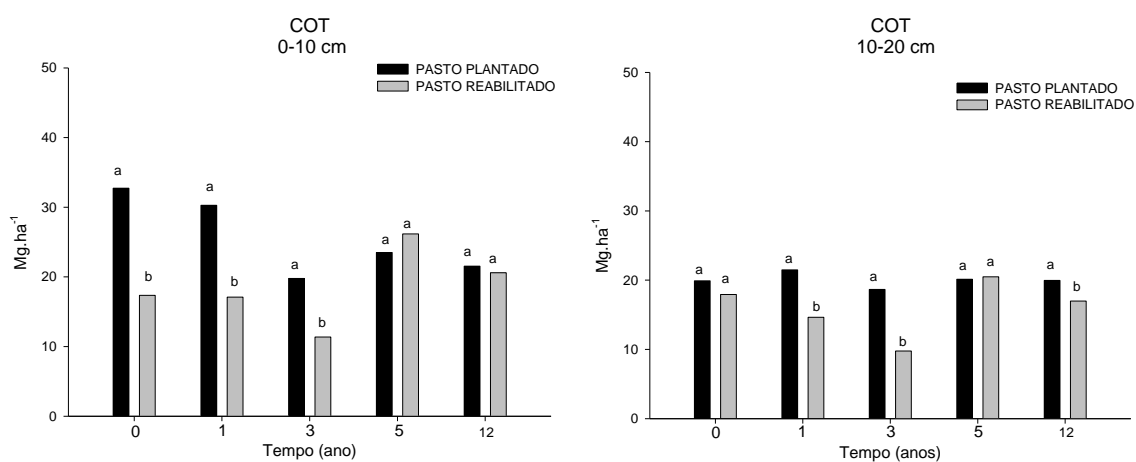
Os estoques de COT do solo aumentaram ao longo do tempo, chegando a se igualar aos valores do solo sob PP ao redor dos cinco anos nas duas profundidades estudadas. No entanto, os estoques de COT não se sustentaram após os cinco anos na profundidade de 10-20 cm na PR (Figura 2a). Segundo Cerri & Andreux (1990) com a introdução de pastagem, a quantidade de matéria orgânica do solo normalmente decresce nos primeiros anos de sua implantação, aumentando a seguir até atingir níveis muito próximos aos previamente existentes em sistemas naturais. Sendo que esse aumento pode ser devido à recalcitrância do material orgânico, advindo do sistema radicular das forrageiras tropicais, apresentar baixas taxas de decomposição (Corsi et al., 2001), sendo o aumento dos teores de C nos solos sob pastagem atribuídos mais à qualidade do material orgânico aportado do que da quantidade aportada (Costa et al., 2009).

O aumento inicial no estoque de COT nos primeiros anos (até o quinto ano) possivelmente é resultado da incorporação de C por meio da rápida ciclagem de raízes finas da pastagem. Estudos têm demonstrado que as raízes contribuem proporcionalmente mais para a MOS do que a parte aérea (Rasse et al., 2005; Williams et al., 2006) de forma que o decréscimo do COT no solo da PR mais antigas pode ser um reflexo do menor input de C do solo pelas raízes devido ao manejo inadequado das pastagens.

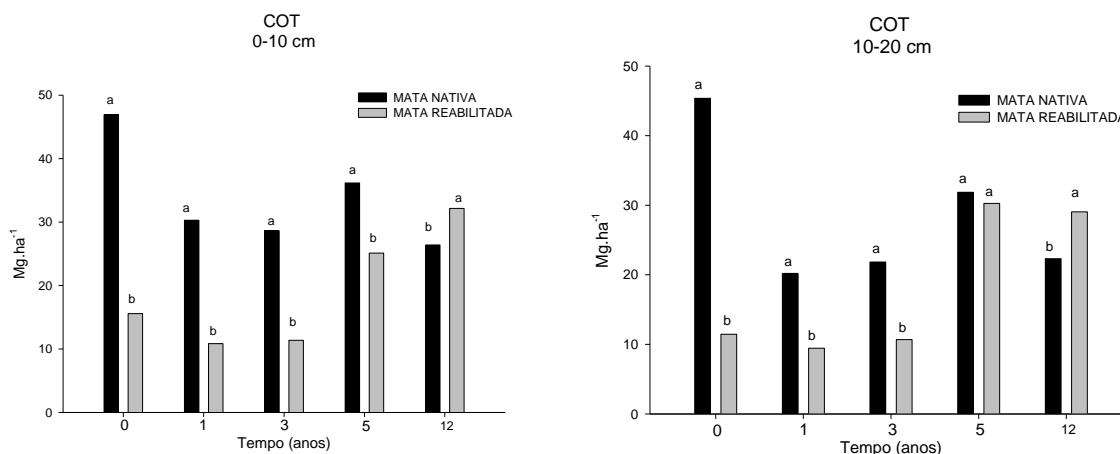
Suporte para a importância das raízes para a MOS também vem do estudo de Foereid et al. (2004), no qual observaram que 18 % da MOS era derivada de raízes de *Miscanthus giganteus*, planta C<sub>4</sub>, após 135 dias de incubação das raízes em solo cultivado com planta C<sub>3</sub> (*Lolium* spp.) sem histórico de uso de planta C<sub>4</sub>. A falta de manutenção dos ganhos no COT do solo sob pastagem após os cinco anos mais

provavelmente se deve ao fato de que após a área minerada ser devolvida aos proprietários da terra, no terceiro ano pós-reabilitação, as pastagens acabam sendo super-pastejadas, diminuindo progressivamente sua produtividade. O que fica evidente nas análises de solos onde os constituintes químicos do solo são igualmente baixos nos solos sob vegetação em processo de reabilitação e em áreas de vegetação nativa.

Em estudo realizado em Poços de Caldas, MG, onde se avaliaram as mudanças nos estoques de COT em áreas reabilitadas com diversas espécies vegetais, pós-mineração de bauxita, foi encontrado que os solos das áreas recém reabilitadas (1 ano) com *Brachiaria decumbens* apresentaram estoques de COT correspondente a apenas 20 % daquele das áreas de referência-sob vegetação arbórea densa (Carneiro et al., 2008) o que corrobora com os resultados encontrados neste estudo. Os autores afirmam que a retirada da camada superficial do solo pré-mineração e armazenamento pode acelerar a decomposição da matéria orgânica nativa, além das perdas durante o preparo do solo minerado antes do início da reabilitação.



(a)



(b)

Figura 2. Estoques de carbono orgânico total (COT) de solos, pós mineração de bauxita, em duas cronossucessões de reabilitação Pasto (a) e Mata (b), comparadas à áreas não mineradas (Mata Nativa e Pasto Plantado). Médias seguidas da mesma letra no tempo não diferem entre si pelo teste de Student a 5 % de probabilidade

Similarmente às áreas de PR, nas áreas reabilitadas com espécies arbóreas foi observada acentuada queda nos estoques de carbono orgânico total (COT) do solo no início do processo de reabilitação em relação à vegetação de referência (Figura 2b). A redução nos estoques é causada não só pela retirada da camada superficial do solo e armazenamento em pilhas durante o processo de retirada do minério (Carneiro et al., 2008), mas também pela mistura de horizontes superficiais com horizontes sub-superficiais mais pobres em matéria orgânica (Schwenke et al., 2000), ou ainda com rejeitos estéreis que são devolvidos ao local de extração para uniformização do relevo. Segundo Carneiro et al. (2008) a redução dos estoques de COT em áreas em início de reabilitação (1 ano) pós-mineração de bauxita, são da ordem de 20 %. Os autores atribuem a queda ao armazenamento da camada fértil do solo sem aporte de matéria orgânica o que favorece a oxidação da matéria orgânica remanescente no solo. O mesmo padrão de resposta foi observado em estudo realizado em áreas pós-mineração de carvão, onde os autores verificaram que o conteúdo de C dos solos reabilitados foram menores do que em solos não perturbados, indiferente do manejo dado ao solo (Anderson et al., 2008).

Ao longo do tempo de reabilitação foram observados aumentos nos teores de COT nos solos de MR, os quais superaram aqueles da MN somente aos 12 anos (Figura

2b), refletindo o incremento do aporte de compostos orgânicos via raízes e aporte de serapilheira ao longo do tempo de reabilitação.

Costa et al. (1998) indicaram que a recuperação do COT para os teores originais levou em torno de 10 anos em solos reabilitados com reflorestamento pós-mineração de bauxita. Anderson et al. (2008) avaliaram a eficiência de diferentes técnicas (pastagem, manejo de solo superficial e misturas de semente) ao longo de 10 anos de reabilitação de solos após mineração de carvão e verificaram que o conteúdo de COT era igual ou maior em áreas reabilitadas do que em solos que não sofreram distúrbios, refletindo a habilidade da área em acumular C. Contudo, a mudança relativa de C da MOS em solos reabilitados foram menores do que em solos não perturbados, indiferente do manejo que foi dado ao solo no período de estudo.

Em estudo realizado na Austrália em áreas reabilitadas pós-mineração de Bauxita, Schwenke et al. (1999) avaliaram a perda de COT nos solos e observaram perdas de até 46 % de C após 1 ano de incubação (0-10 cm). As maiores perdas foram observadas no tratamento com mistura de horizonte superficial com o subsolo e quando os solos não foram vegetados, nos quais a perda de COT foi cerca de quatro vezes maior do que em áreas revegetadas. Segundo os autores a manutenção do horizonte A permitiu a obtenção de melhor resultado, pois possuía maior disponibilidade de nutrientes e, conseqüentemente, promoveu maior estabilidade, a longo prazo, dos ecossistemas reabilitados.

Em estudos em que se avaliaram 50 sites reabilitados na Austrália, após mineração de bauxita, com diferentes cultivos em comparação a três sítios sob florestas nativas, foi observado que os estoques de C na camada superficial em áreas reabilitadas foi, em média, 50 % menor do que na floresta nativa quando o horizonte A foi misturado ao subsolo, afirmando que são necessários cerca de 33 anos para que os estoques de COT, em solos reabilitados pós-mineração de bauxita, se igualem à áreas de florestas nativas não perturbadas (Schwenke et al., 2000).

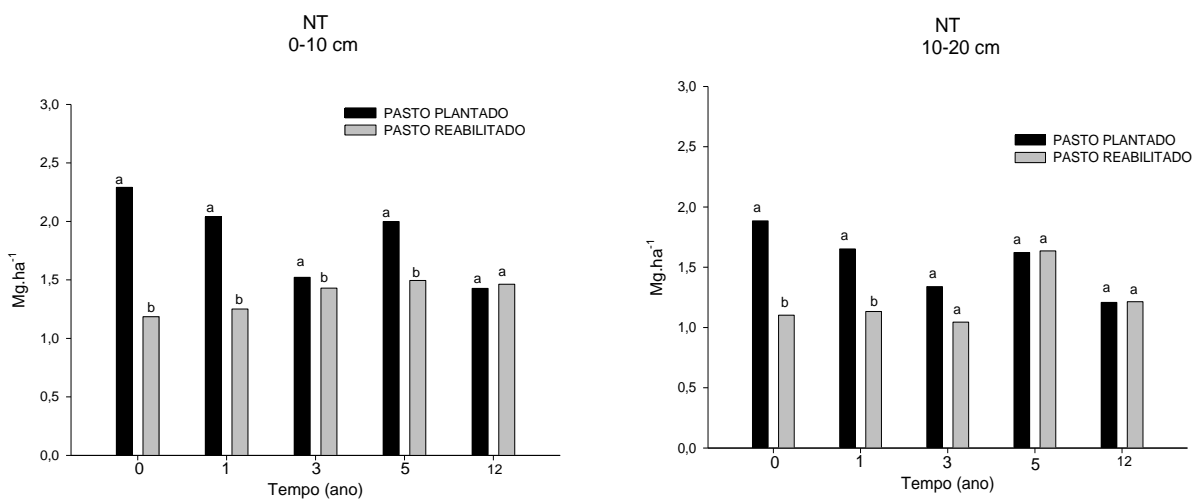
No Brasil, estudo realizado em Poços de Caldas – MG, onde foi avaliada a dinâmica da MOS em áreas pós-mineração de bauxita em cronosequência de reabilitação (0 a 19 anos) na camada de 0-10 cm, verificou-se que são necessários 18 anos para que os teores de COT atinjam valores similares aos das áreas de referência (Carneiro et al., 2008).

Essas variações nos tempos necessários para recuperar os teores de COT do solo são um reflexo da gênese, tipos de mina, condições ambientais e, portanto,

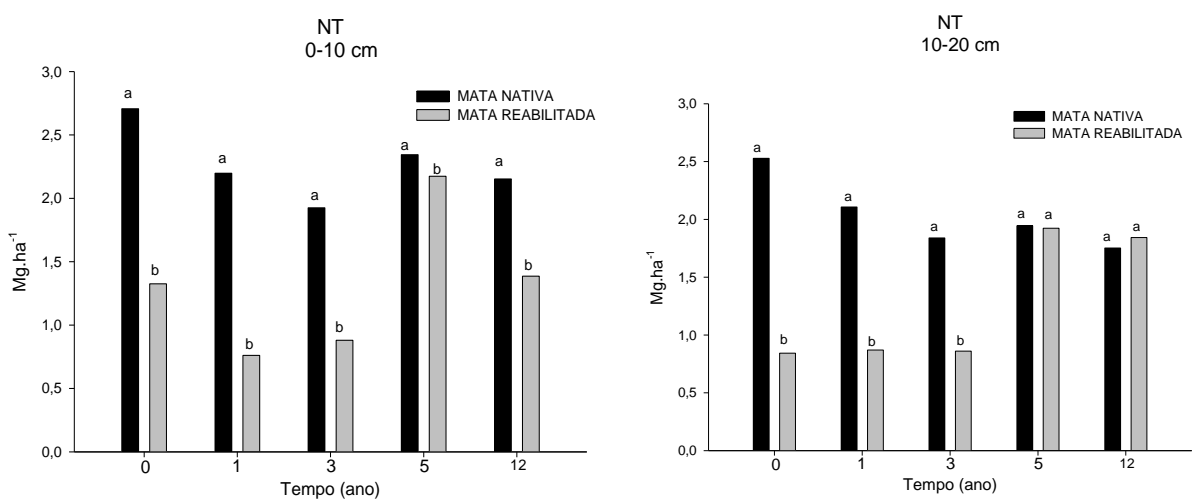
produtividade primária líquida e aporte de C ao sistema, bem como das práticas de manejo e espécies arbóreas utilizadas. No presente estudo a melhoria nos teores de nutrientes do solo (Tabela 2) via aplicação de adubos e corretivos no momento, do plantio, favoreceu o crescimento das plantas, especialmente no primeiro ano da recuperação, por se tratar na maioria de espécies pioneiras de maior resposta a melhoria da fertilidade do solo (Silva et al., 1997; Resende et al., 1999). Entretanto, essa melhoria inicial não se sustentou sendo as áreas de referência igualmente de baixa fertilidade.

Os estoques de NT dos solos nas áreas de MR e PR, pós-mineração de bauxita, foram bastante reduzidos na profundidade de 0-10 cm e não se recuperaram em relação à vegetação de referência até o final do tempo de reabilitação para MR (Figura 3b). Nas áreas de PR essa recuperação ocorre somente aos 12 anos (Figura 3a). A recuperação na camada mais profunda (10-20 cm) foi mais precoce, chegando a se igualar à vegetação de referência aos 5 anos do processo de reabilitação (Figura 3a e 3b). Schwenke et al. (2000) observaram maiores estoques de N em florestas nativas em relação à áreas reabilitadas e perdas de até 2,1 t ha<sup>-1</sup> de N após 188 dias de incubação *in situ* de solos pós-mineração de bauxita.

Esse incremento após as perdas iniciais pôde ser observado no presente estudo apenas na profundidade de 10-20 cm na MR. O aumento nos estoques NT na profundidade de 10-20 cm após o quinto ano de reabilitação, possivelmente, se deve a presença de plantas leguminosas de cobertura plantadas no primeiro ano entre as mudas de espécies arbóreas nativas, além da contribuição das espécies leguminosas arbóreas, que de acordo com o inventário florestal realizado, foram as mais representativas em número de indivíduos (54 %). Entretanto, apesar do número de espécies leguminosas em áreas de MR ser maior em relação as demais espécies não foi observado aumento nos teores de N na camada superior do solo (0-10 cm) o que pode estar associado a maior atividade microbiana nesta camada.



(a)



(b)

Figura 3. Estoques de nitrogênio total (NT) de solos, pós-mineração de bauxita, em duas cronosssequências de reabilitação com pasto (a) e espécies arbóreas nativas (b) comparadas à áreas não mineradas (Mata Nativa e Pasto Plantado). Médias seguidas da mesma letra no tempo não diferem entre si pelo teste t de Student à 5 %.

O aporte de material derivado de leguminosas, mais rico em N, aumenta o coeficiente de humificação da MOS (Vieira et al., 2009), o que resulta na diminuição da relação C:N. A relação C/N dos solos apresentou pouca variação (8 à 21) sendo a MR aos 12 anos com maior relação C/N (21,4) devido a morte de espécies pioneiras na área, o que introduz material vegetal mais lenhoso e com relação C/N mais ampla. O menor valor de relação C/N (8,2) foi observado para o solo sob PR aos 3 anos.

Estudos têm demonstrado que a presença de espécies leguminosas fixadoras de N<sub>2</sub> atmosférico é essencial para a recuperação da MOS (Vieira et al., 2009). O aporte de N juntamente com compostos fenólicos derivados dos resíduos vegetais mais lenhosos, pode favorecer não apenas a estabilização do C dos resíduos vegetais aportados (Dijkstra et al., 2004; Pegoraro et al., 2012), mas também a preservação do C mais antigo já existente no solo (Resh et al., 2002). Fica evidente, portanto, que apenas as adubações iniciais com N na forma mineral podem não ser suficientes para recuperar a MOS e que a presença dessas espécies florestais fixadoras de N<sub>2</sub> em estágios sucessionais mais avançados (maior que 12 anos) e também a introdução de adubos verdes em áreas de pastagem, serão fundamentais para a manutenção da MOS.

### *Carbono e Nitrogênio Lábil*

Os estoques de C oxidável (C lábil- CL) no solo da PR e MR apresentaram padrão de resposta inicial semelhante ao observado para o COT, mas diferenciando-se a partir dos cinco anos, situação em que já se observa integral recuperação dos estoques em relação ao solo do PP (Tabela 3).

A recuperação inicial nos estoques de CL (5 anos) e posterior decréscimo (12 anos) no PR são justificados pelo efeito do manejo inadequado e perda de produtividade das pastagens, com conseqüente menor aporte de C, conforme já discutido anteriormente.

Além da morte e rápida ciclagem das raízes finas, abundantes nas plantas de braquiária, deve-se considerar que a rizodeposição contribui substancialmente para o aporte de C lábil ao solo, chegando a valores que se equivalem ao aporte via morte de raízes (Rasse et al., 2005). No solo da MR o incremento nos estoques de C-lábil já aos 5 anos nas duas profundidades estudadas parece ser devido à maior contribuição de material vegetal lábil, tais como folhas e ramos e raízes finas de adubos verdes e arbóreas leguminosas, as quais apresentam alta labilidade, aumentando, assim, os estoques de C em compartimentos lábeis (Wagner & Wolf, 1998). A medida de C-lábil tem sido recomendada como indicador precoce das mudanças da MOS e da sustentabilidade de sistemas manejados (Blair et al., 1995), mas neste estudo, obteve comportamento semelhante ao COT que é um compartimento que responde mais lentamente ao manejo dado ao solo.

Foi observada queda acentuada no NL do solo da PR no início de reabilitação (48 % na profundidade de 0-10 cm e 33 % na profundidade de 10-20 cm) se igualando aos estoques de NL do solo da PP a partir do terceiro ano. Os estoques de N-lábil do solo de PR se mantiveram em relação à PP até os 12 anos após o início da reabilitação (Tabela 3). Comportamento diferente foi observado para o solo da MR onde os estoques na camada mais superficial não diferiram daqueles da MN durante todo o tempo de reabilitação estudado (Tabela 3). Na camada de 10-20 cm houve incremento do NL ao longo do tempo de reabilitação, com valores atingindo os níveis dos solos sob MN a partir dos 5 anos.

Esses dados indicam que, apesar da presença de leguminosas arbóreas fixadoras de N<sub>2</sub> na área, as frações de NL se recuperam mais lentamente que aquelas de C ao longo do tempo de reabilitação, o que pode estar relacionado ao consumo inicial do nutriente para o reestabelecimento da comunidade microbiana.

Tabela 3. Estoques de Carbono e Nitrogênio Lábil (Mg ha<sup>-1</sup>) em solos em processo de reabilitação com pastagem e arbóreas nativas e em sítios não minerados

Tempo (anos)	Prof. (cm)	C-Lábil				N-Lábil			
		PP*	PR	MN*	MR	PP*	PR	MN*	MR
0	0-10	2,62 a	1,44 b	2,51 a	1,10 b	0,14 a	0,07 b	0,13 a	0,18 a
1		2,58 a	1,68 b	2,57 a	0,95 b	0,25 a	0,12 b	0,16 a	0,16 a
3		1,77 a	1,33 b	2,02 a	1,28 b	0,22 a	0,17 a	0,21 a	0,24 a
5		2,80 a	2,80 a	2,91 a	2,96 a	0,14 a	0,19 a	0,18 a	0,18 a
12		2,86 a	0,74 b	2,00 a	2,09 a	0,09 a	0,10 a	0,15 b	0,18 a
0	10-20	1,77 a	1,42 a	2,27 a	0,75 b	0,11 a	0,08 b	0,17 a	0,09 b
1		1,69 a	1,44 b	0,95 a	0,70 b	0,18 a	0,10 b	0,10 a	0,09 a
3		0,91 a	0,54 b	1,55 a	1,02 b	0,30 a	0,22 b	0,20 a	0,17 b
5		2,42 a	2,88 a	2,45 a	2,73 a	0,14 a	0,13 a	0,17 b	0,22 a
12		0,94 a	0,78 a	1,65 a	1,88 a	0,09 b	0,17 a	0,15 a	0,16 a

a,b: letras iguais dentro da mesma linha de vegetação não diferem pelo teste t de Student a 5%. PP=pastagem plantada não minerada; PR=pastagem reabilitada; MN=mata nativa; MR=mata reabilitada. \*Vegetação não-minerada adjacente aos sites minerados com tempo de vegetação não determinado.

### *Índice de Manejo de Carbono*

Após o quinto ano o IMC passaram de 100 % indicando acúmulo de C e início de estabilização do sistema (Figura 4). Após o 5º ano foi observada queda acentuada no IMC no pasto, provavelmente ligado ao sobrepastejo dado ao sistema após entrega das áreas mineradas aos superfícarios. Valores de IMC acima de 100 % indicam um adequado manejo dos sistemas cultivados. Contudo, devemos considerar que o valor de IMC calculado neste trabalho considera o PP como vegetação de referência e não

um sistema sem distúrbio (mata nativa). Portanto, tais resultados devem ser vistos com cautela, visto que o PP da região estudada é naturalmente degradado devido ao sobrepastejo. Esses valores elevados de IMC podem simplesmente indicar que as duas áreas (PP e PR) estão igualmente ruins em relação aos estoques e labilidade do C, o que parece ser o caso nas pastagens com idades mais avançadas.

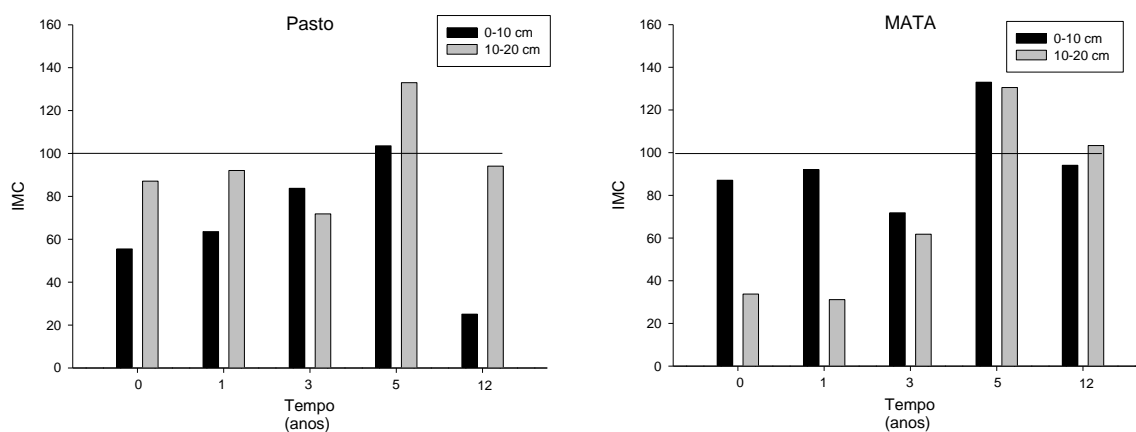


Figura 4. Índice de manejo de carbono (IMC) em solos em processo de reabilitação, pós-mineração de bauxita, com pastagem e espécies arbóreas e em sites pareados não-minerados

O Índice de Manejo de Carbono (IMC) na mata foi, inicialmente, maior na profundidade de 0-10 cm em relação à camada subjacente, mas a partir do 5º ano o IMC na camada 10-20 cm superou aquela da camada de 0-10 cm (Figura 4). O IMC foi um indicador mais precoce que o COT das mudanças da MOS ao longo do tempo de reabilitação, o que já havia sido constatado em outros estudos sobre impacto da adoção de sistema agrosilvopastoris após um distúrbio inicial por preparo intensivo de solo em área de abertura de cerrado na MOS (Vergütz, 2007). Não há um valor ótimo para esse índice sendo que o valor de 100% indica que manejo semelhante ao da área de referência com manutenção dos estoques de COT.

#### *Carbono da biomassa microbiana do solo*

No tempo inicial de reabilitação os teores de CBMS do solo da pastagem reabilitada (PR) foram iguais aos valores encontrados para a pastagem plantada (PP) adjacente e que não foi minerada (Figura 5a). Após um ano do processo de reabilitação, o CBMS do solo sob PR era menor comparativamente àquele da PP nas duas

profundidades estudadas, mesmo comportamento que foi observado para os estoques de COT. A recuperação dos estoques de CBMS do PR ocorreu aos 3 anos pós reabilitação, um pouco antes da melhoria dos estoques de COT no período inicial.

Sawada (1996), estudando área de mineração de bauxita reabilitada na Austrália, verificou o CBMS apresentou rápido aumento nos primeiros anos de reabilitação, atingindo valores de  $366 \mu\text{g g}^{-1}$  de CBMS no solo, em consonância com os resultados aqui encontrados, no qual o CBMS nas áreas mineradas não diferiu dos estoques das áreas não-mineradas. A igualdade de valores do CBMS no solo da PR em relação ao PP a partir de três anos indica menor tempo para recuperar comparado com a recuperação dos estoques de COT, que se deu por volta dos cinco anos (Figura 1) no solo da PR. Isso aponta para a maior sensibilidade da fração CBMS para detectar alterações no solo em comparação aos estoques de COT (Carneiro et al., 2008; Wardle, 1992).

No geral a mudança relativa do CBMS resultou em valores semelhantes aos da PP ( $\geq 100\%$ ), mas tal padrão deve ser interpretado com cautela porque pode não indicar uma boa qualidade dos sítios reabilitados visto que ambos podem estar com menor qualidade, o que parece ser suportado pelos valores nos estoques absolutos de C serem igualmente baixos após o 5º ano do processo de reabilitação e também pelos indicadores de fertilidade do solo que indicaram sítios, naturais e reabilitados, igualmente pobres.

Em experimento onde foi retirada a camada superficial do solo nas profundidades de 10 ou 20 cm, com objetivo de simular áreas mineradas e avaliar mudanças nas propriedades bioquímicas do solo após plantio de gramíneas, foi observado que a atividade bioquímica do solo foi mais influenciada pela profundidade de retirada de solo superficial do que pelos conteúdos de MOS iniciais (Ross et al., 1982). Foi observado, ainda, que com o passar do tempo ocorreu aumento nos teores de COT e CBMS, fato atribuído ao crescimento radicular da pastagem, o qual auxiliou na recuperação da comunidade microbiana e, conseqüentemente, na ciclagem de nutrientes. Porém os valores de COT e CBMS ainda foram menores do que nas áreas de referência (sem remoção do solo).

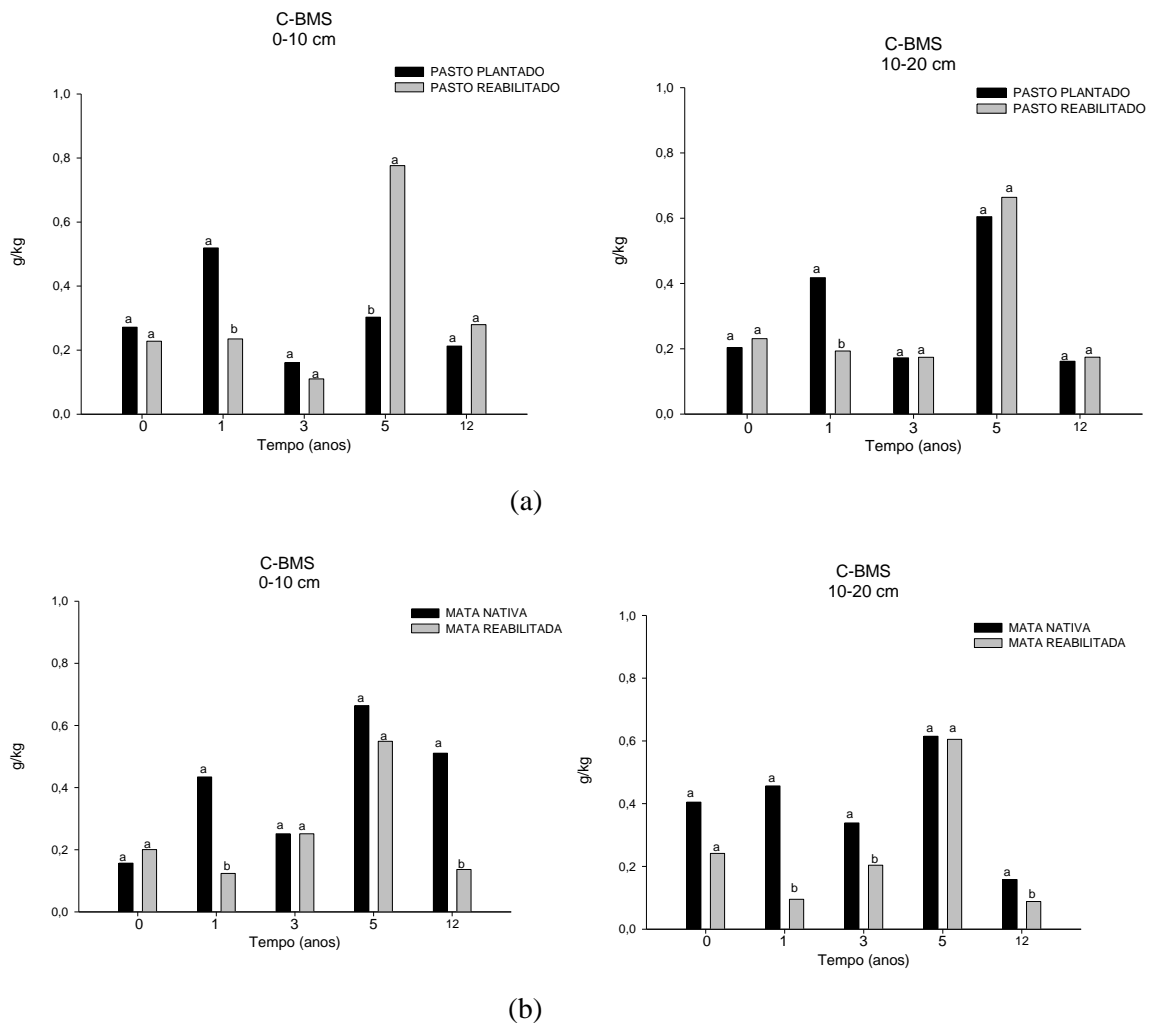


Figura 5. Teores de carbono na biomassa microbiana do solo (C-BMS) em solos em processo de reabilitação com Pasto (a) e Mata (b) (PR=pasto reabilitado e MR=mata reabilitada), pós-mineração de bauxita, e em sites pareados não-minerados (PP=pasto plantado e MN=mata nativa). Médias seguidas da mesma letra dentro de cada tempo e profundidade não diferem entre si pelo teste t de Student a 5 %.

Como não há um efeito negativo irreversível nas populações microbianas durante o processo de lavra, é apenas necessário que haja maior disponibilidade de C facilmente assimilável para que haja reativação das populações existentes. Isso pôde ser comprovado com estudo adicional onde foi adicionado 3 g de C na forma de solução de sacarose a 50 g de solo e incubados durante 170 dias. Os resultados mostram que a evolução de C-CO<sub>2</sub> em solos com adição de fonte lábil de C (sacarose) foi maior independente da vegetação (natural ou em processo de reabilitação) nos tempos estudados (Tabela 4).

Tabela 4. Evolução de C-CO<sub>2</sub> (µg/kg.dia) de solos em processo de reabilitação, pós-mineração de bauxita com espécies nativas da Mata Atlântica e Pastagem e em sites pareados não-minerados ao longo do tempo com ou sem adição de sacarose.

	Tempo (anos)	+Sacarose	-Sacarose		Tempo (anos)	+Sacarose	-Sacarose
		...C-CO <sub>2</sub> (µg.g <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )...				....C-CO <sub>2</sub> (µg.g <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )...	
PP	0	15,4 a	6,6 b	MN	0	14,4 a	7,5 b
	1	14,4 a	4,0 b		1	15,6 a	9,5 b
	3	13,5 a	4,5 b		3	14,6 a	6,0 b
	5	12,9 a	8,0 b		5	15,2 a	8,5 b
	12	11,1 a	7,7 b		12	15,7 a	8,5 b
PR	0	14,9 a	4,4 b	MR	0	13,8 a	6,2 b
	1	14,4 a	5,9 b		1	11,6 a	4,1 b
	3	12,8 a	4,4 b		3	14,1 a	5,9 b
	5	15,9 a	8,5 b		5	15,4 a	4,6 b
	12	12,9 a	3,2 b		12	14,1 a	6,1 b

a,b: letras iguais dentro do mesmo tempo e vegetação não diferem pelo teste t de Student a 5%, quanto ao efeito da adição de sacarose na evolução de C-CO<sub>2</sub>. PP=pastagem plantada não minerada; PR=pastagem reabilitada; MN=mata nativa; MR=mata reabilitada.

No solo sob pastagem a capacidade de resposta a esse tipo de estímulo é mais limitada, particularmente nas áreas mais antigas nas quais os estoques caem substancialmente (Figura 5a), indicando maior impacto nas populações microbianas pelo manejo inadequado dado não apenas no período pré-reabilitação, mas também da criação de condição adversa a microbiota do solo após o retorno das áreas para os proprietários. Contudo, Melloni et al. (2003) afirmam que em áreas reabilitadas com gramíneas há incremento no potencial de inóculo de fungos, o que reduz ou elimina o impacto causado pela interferência da mineração de bauxita em relação às áreas-referência não mineradas, sendo que a reativação dos microrganismos do solo ocorre já no sexto mês após reabilitação. No presente estudo essa recuperação foi relativamente mais lenta, possivelmente, refletindo as condições locais de manejo do solo, ressaltando a baixa fertilidade das áreas naturais ou em processo de reabilitação, e do ambiente. Além do aporte de C ao solo e potencial de inóculo das gramíneas, essas plantas são hospedeiras comuns de microrganismos, permitindo rápida proliferação após atividade de mineração e início de reabilitação devido à grande afinidade de bactérias pela rizosfera das gramíneas (Melloni et al., 2004).

Foi observada grande variação no CBMS tanto no solo da MN quanto naquele da MR nas profundidades estudadas (Figura 5b). Isso ocorre na MN devido à diferença entre os fragmentos florestais nativos, o que reafirma a escolha de áreas de MN pareadas à cada MR e não utilizar apenas uma vegetação de referência. Não houve diferença no CBMS no tempo 0 de reabilitação, possivelmente em resposta à adubação e correção inicial do solo. No entanto após o primeiro ano do estabelecimento da vegetação foi possível observar queda acentuada de CBMS nas duas profundidades estudadas contrariamente ao aumento dos estoques de COT no solo. Após o terceiro ano do processo de reabilitação o CBMS na camada superficial do solo sob MR se iguala aos da MN o que ocorre mais tarde na camada subsuperficial (aos 5 anos). Não estão claros no momento os motivos para o posterior decréscimo no CBMS. Em estudos em áreas mineradas de bauxita na Austrália (Sawada, 1996) e no Brasil (Carneiro et al., 2008), depois de um decréscimo inicial, o CBMS apresentou rápido aumento nos primeiros anos de reabilitação.

Aumentos significativos no CBMS têm sido observados em áreas reabilitadas após mineração de bauxita no período chuvoso e no início do processo de reabilitação (Linch, 2004; Schwenke et al., 1999). Esses aumentos iniciais podem ser explicados pela maior umidade do solo que favorece os processos químicos e restabelecimento da comunidade microbiana, bem como pela elevada disponibilidade de substratos lábeis (Schwenke et al., 1999). No entanto, ocorrem decréscimos substanciais na estação seca, independente do manejo dado ao sistema (Schwenke et al., 1999; Srivastava & Singh, 1991). Isso pode explicar os baixos valores de CBMS encontrados nas áreas estudadas, devido à coleta ter ocorrido no mês de junho onde a umidade do solo é baixa (em torno de 20 %) e a baixa temperatura podem desestimular a atividade de microrganismos no solo.

A mudança relativa do CBMS oscilou muito na camada superficial (0-10 cm) sendo menor no tempo 12 (27 %) e maior na área recém-reabilitada (128 %). Este fato evidencia que a vegetação nativa, pareada ao tempo de 12 anos, apresenta maior estabilidade do que a vegetação reabilitada, embora as duas áreas apresentem valores baixos. Tal fato pode ser atribuído ao manejo dado a MR. O plantio em covas resulta em menor densidade e diversidade de plantas e menor aporte de resíduos além da maior exposição do solo, resultando em maiores oscilações nos regimes hídrico e térmico do solo, desfavorecendo a comunidade microbiana em relação ao ambiente próximo ao da mata nativa.

### *Atividade microbiana basal (C-CO<sub>2</sub>)*

Foi observada grande variação nas taxas de evolução de C-CO<sub>2</sub> nos solos sob pastagem (Figura 6a). A variação ocorrida no solo da PP evidencia o estresse sofrido pelo superpastoreio ocorrido nas áreas antes da mineração e após a entrega da área ao proprietário (PR após 5º ano). Desta forma, é comum observar altas taxas respiratórias mesmo nos sites não-minerados, de magnitude semelhantes àquela dos solos recém perturbados e em processo de reabilitação. Já em condições experimentais, Ross et al. (1982) observaram que os valores das taxas respiratórias foram em média 70 % do valor encontrado nas áreas de referência após três anos do plantio da pastagem, o que foi explicado pela baixa manutenção da fertilidade do solo, principalmente N, pós plantio, o que contribui para a queda da atividade microbiana do solo em relação à áreas de referência. Essa resposta não foi observada no presente estudo onde a respiração basal (evolução de C-CO<sub>2</sub>) do solo da PR apresentou um pequeno aumento inicialmente, provavelmente causado pela desagregação do solo, pela adubação e correção do solo, além do aporte de C de fontes mais lábeis (principalmente via radicular) pelo estabelecimento da pastagem, mantendo-se igual ao solo da PP ao longo do processo de reabilitação (Figura 6a).

A adubação e aporte de material vegetal lábil no início do processo de reabilitação, possibilita o aumento da comunidade microbiana e pode refletir em maiores taxas respiratórias (Balota et al., 1998). Nessas situações de aporte de C novo ao solo via compostos lábeis derivados de plantas há incremento da biomassa e atividade microbiana, especialmente na rizosfera, o que pode, no curto prazo, resultar em efeito priming negativo na mineralização da MOS.

De modo geral a respiração basal foi maior no solo da MN em relação àquela da MR nas profundidades estudadas (Figura 6b). A respiração basal dos solos (evolução de C-CO<sub>2</sub>) foi maior no solo da MN, na profundidade de 0-10 cm, em relação àquela da MR, independente do tempo de reabilitação, o que é um reflexo do maior teor de MOS. Em estudo realizado na Floresta Estadual do Palmito, Paranaguá-PR, onde foi avaliada a respiração microbiana como indicador da qualidade do solo sob vegetação arbórea em diferentes estágios sucessionais foi observado que há um gradiente de produção de CO<sub>2</sub> entre as camadas do solo, sendo mais evidente em camadas superiores (Peña et al., 2005), o que corrobora com os resultados encontrados nesse estudo.

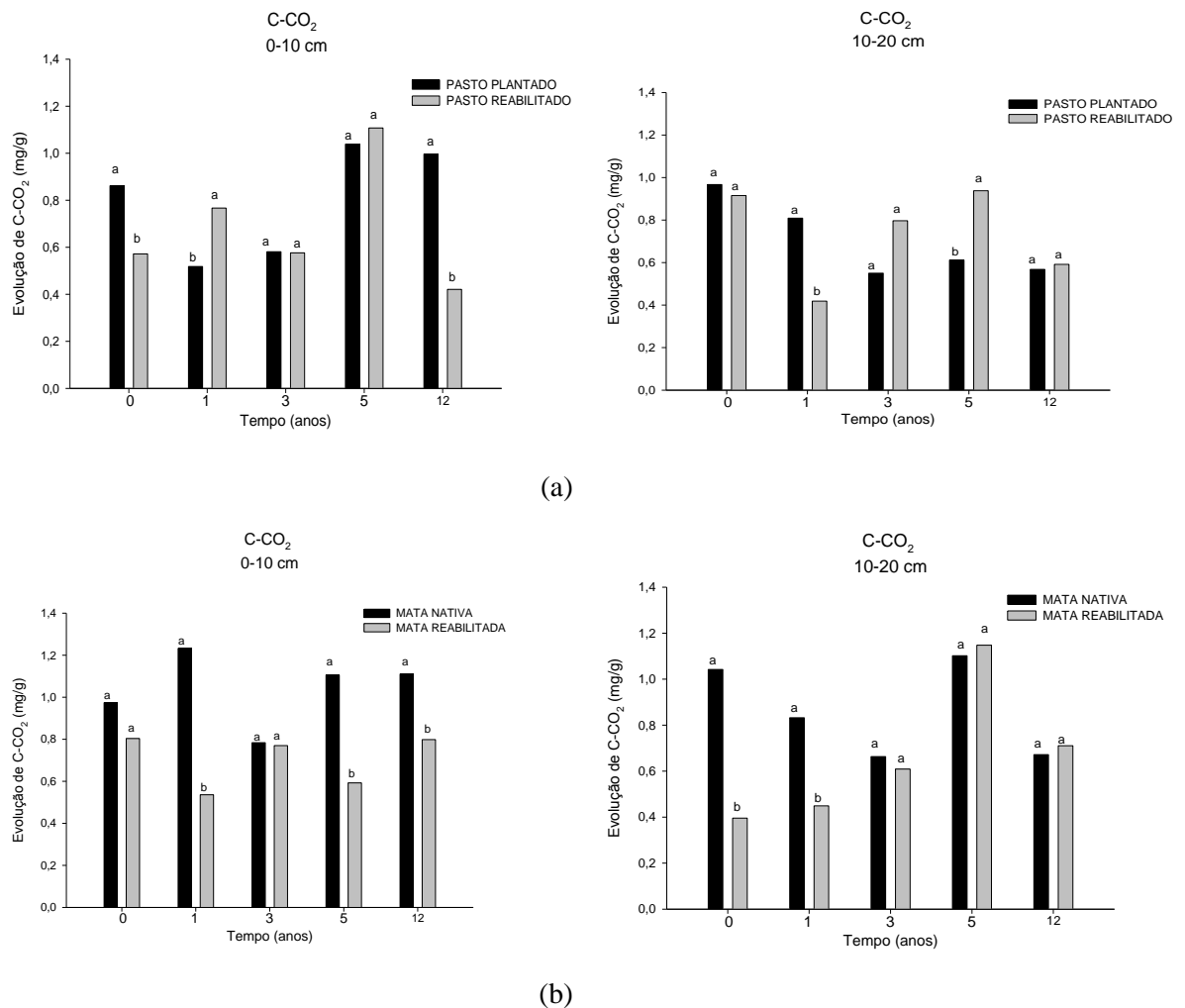


Figura 6. Evolução de C-CO<sub>2</sub> (mg/kg) de solos em processo de reabilitação, pós-mineração de bauxita com Pastagem (a) e espécies nativas da Mata Atlântica (b) e em sites pareados não-minerados ao longo do tempo

Segundo Facci (2008) a maior liberação de C-CO<sub>2</sub> em solos de MN pode ser devido à constante incorporação de resíduos vegetais, acumulando C em componentes lábeis da MOS, promovendo, desta forma uma alta atividade biológica heterotrófica sobre esse material, liberando CO<sub>2</sub>. Aos 12 anos foi observada queda na evolução de C-CO<sub>2</sub> tanto no solo da MR como naquele da MN (Figura 6b), provavelmente em decorrência da maturidade fisiológica da floresta, basicamente composta por árvores pioneiras, que passaram a morrer e ser substituídas por espécies de estágios sucessionais mais avançados. Além da importância ecológica, essa morte de espécies pioneira na MR mais velha desempenha papel importante no ciclo do C, pois resulta

em aporte de serapilheira mais lenhosa, tanto de parte aérea como de raízes, de decomposição mais lenta, mas que devido a maior abundância de compostos fenólicos, na presença de N, especialmente nas leguminosas, pode não apenas reduzir a taxa de decomposição microbiana desse material vegetal (Berg et al., 2000), mas também contribuir para estabilização do C em frações da MOS (Dijkstra et al., 2004). Deve-se ressaltar, porém, que em termos relativos as emissões de C-CO<sub>2</sub> se mantiveram baixas (abaixo de 100 %) nos solos de MR em relação àqueles de MN, principalmente na camada de 0-10 cm, o que ainda pode ser um reflexo do distúrbio durante o processo de mineração. Na camada mais profunda ocorre aumento relativo na evolução de C-CO<sub>2</sub> ao longo do tempo, chegando a valores bem próximos dos valores dos solos da MN, como reflexo de condições mais favoráveis do sistema ao longo do processo de reabilitação, especialmente o aporte de C via serapilheira de raízes.

#### *Quociente Metabólico ( $qCO_2$ )*

Houve grande variação no  $qCO_2$  nos sistemas de PP e PR estudados (Tabela 5). Valores de  $qCO_2$  maiores indicam sistemas menos estáveis, tais como cultivos convencionais (Saffigna, et al. 1989) ou em ambientes edáficos que sofreram modificações recentes, com o que é o caso do presente estudo. Embora no presente estudo o pasto plantado sem ser minerado ser considerado referência para áreas de pasto reabilitado, eles podem não expressar valores ótimos de referência devido ao manejo inadequado dado ao sistema nas áreas amostradas. Desta forma, o comportamento das áreas não-mineradas se assemelham aos da área minerada, quanto ao estresse, fato comprovado pela oscilação dos parâmetros estudados, como já discutido anteriormente.

Tabela 5. Quociente Metabólico ( $qCO_2$ ) de solos em processo de reabilitação com pastagem (PR) e espécies arbóreas (MR) e em áreas pareadas não-mineradas (PP e MN)

Tempo (anos)	Prof. (cm)	$qCO_2$			
		PP*	PR	MN*	MR
0	0-10	9,9 a	6,8 b	14,1 a	10,3 b
1		4,4 b	13,3 a	9,6 b	16,8 a
3		10,5 b	21,2 a	11,6 a	11,4 a
5		10,6 a	6,1 b	4,7 a	3,5 a
12		12,8 a	5,6 b	5,7 b	17,8 a
0	10-20	14,2 a	8,6 b	6,3 a	11,5 a
1		6,3 b	10,4 a	7,2 b	18,0 a
3		10,4 a	15,9 a	6,8 b	15,1 b
5		3,3 a	4,0 a	4,7 a	9,8 a
12		10,1 b	16,1 a	10,6 b	31,4 a

\*áreas de referência não-mineradas; a,b: letras iguais dentro de cada vegetação, tempo e profundidade não diferem de si pelo teste t de Student a 5 %.

No geral o  $qCO_2$  foi maior no solo da MR em relação àquele da MN (Tabela 5). Matias et al (2009) também encontraram menor valor de  $qCO_2$  em área de vegetação nativa em relação à outras áreas manejadas. Isso é um indicativo de condições de maior estresse no sistema em reabilitação visto que é necessário maior gasto energético para que a população microbiana seja mantida. Esse resultado foi encontrado por Anderson e Domsch (1990), que encontraram elevado  $qCO_2$  em sistemas de monocultivos em comparação a sistemas de rotação de culturas. Os autores afirmam que o aumento do  $qCO_2$  em sítios jovens, em desenvolvimento, ocorre devido à não especialização dos microrganismos, sendo que em sistemas mais desenvolvidos menos C é utilizado pelo metabolismo microbiano, que é especializado em gastar menos recurso energético, o que permite maior alocação do C para células microbianas aumentando, assim, o C-BMS e, conseqüentemente, diminuindo o  $qCO_2$ .

Carneiro et al. (2008) também observaram maior  $qCO_2$  em áreas em início de reabilitação pós-mineração de bauxita. Locais onde há menos revolvimento do solo permitem a diminuição do  $qCO_2$ , resultando em menores perdas de C (Balota et al., 1998).

#### *Quociente Microbiano ( $qMIC$ )*

Como observado para o quociente metabólico, o  $qMIC$  sofreu grande oscilação nas áreas de PR e PP, apontando para o não estabelecimento de equilíbrio em ambas

as condições. Resultado distinto foi observado para os solos sob MN, onde o valor de  $qMIC$  geralmente foi maior do que no solo da MR independente do tempo de reabilitação (Tabela 6). Valores de  $qMIC$  menores do que os da área de referência refletem em perdas de C (Balota et al., 1998). Segundo Sparling (1992) as mudanças de  $qMIC$  refletem não só perdas de C do solo, mas também a menor eficiência de conversão de C-microbiano em frações mais estáveis da MOS.

Em estudo onde objetivou avaliar a atividade microbiana em solos sob sistema orgânico e convencional com solo coletado sob a copa das árvores e na entrelinha, foi observado maior  $qMIC$  em áreas sob a copa independente do sistema de manejo adotado (Sampaio et al., 2008). Os autores atribuem os elevados valores de  $qMIC$  em áreas sob a copa das árvores, à disponibilidade de C orgânico à microbiota do solo, uma vez que a relação entre o C microbiano e o C orgânico é um indicador de disponibilidade da matéria orgânica para os microrganismos (Anderson & Domsch, 1989).

A disponibilidade de C pode alterar as taxas de conversão de C-microbiano para COT. Em sistemas conservacionistas o contínuo aporte de material orgânico pode favorecer os organismos (com o tempo), os quais serão dotados de um metabolismo mais econômico. Desta forma, quando menos substrato orgânico for canalizado para o metabolismo microbiano mais C será convertido/fixado em células microbianas (Anderson e Domsch, 1990). Tal fato corrobora as observações de que no solo da MR em estágio mais avançado de reabilitação (12 anos), ao contrário da PR, ocorre recuperação do COT para valores bastante próximos daqueles do solo da vegetação nativa não minerada.

Tabela 6. Quociente Microbiano ( $qMIC$ ) de solos em processo de reabilitação com pastagem (PR) e espécies arbóreas (MR) e em áreas pareadas não-mineradas (PP e MN).

Tempo (anos)	Prof. (cm)	$qMIC$			
		PP*	PR	MN*	MR
0	0-10	0,25 b	0,39 a	0,43 a	0,17 b
1		0,53 a	0,24 b	1,43 a	0,15 b
3		0,25 b	0,29 a	0,85 a	0,24 b
5		0,38 a	0,97 a	1,09 a	0,33 a
12		0,38 a	0,31 b	0,64 a	0,14 b
0	10-20	0,20 b	0,55 a	1,75 a	0,11 b
1		0,63 a	0,27 b	1,27 a	0,13 b
3		0,31 a	0,50 b	1,19 a	0,20 b
5		0,78 b	0,87 a	1,28 a	0,33 b
12		0,26 a	0,30 a	0,25 a	0,11 b

\*áreas de referência não-mineradas. a,b: letras iguais dentro de cada vegetação, tempo e profundidade não diferem de si pelo teste t de Student a 5 %..

O  $qMIC$  tem sido considerado um bom indicador das alterações dos processos no solo, podendo variar de 0,27 à 7 % (Anderson & Domsch, 1989). Valores maiores e menores de  $qMIC$  poderiam expressar, respectivamente, a ocorrência de acúmulo ou perda de C no solo (Balota et al., 1998). Jenkinson & Ladd (1981) consideraram o valor de 2,2 como sendo o nível no qual estaria ocorrendo equilíbrio em parcelas cultivadas, o que não foi observado neste estudo, visto que todos os valores observados foram menores que 2,2, mais provavelmente como resultado das diferentes condições de uso e de manejo.

#### 4. CONCLUSÕES

- Ocorre queda acentuada nos estoques de COT nas áreas mineradas após a mineração de bauxita. Os menores valores de COT são observados nos solos de pastagem reabilitada e de mata reabilitada nos primeiros anos do processo de reabilitação.
- Os estoques de NT na pastagem reabilitada aumenta na fase de reabilitação e se iguala aos estoques do solo da pastagem plantada não minerada aos 12 anos na camada mais superficial (0-10 cm) e aos 3 anos na camada subjacente (10-20 cm). Nas áreas de mata reabilitada não houve recuperação dos estoques de NT na camada superficial do solo em relação àquele da mata nativa.
- O C-lábil se mostrou indicador mais sensível às mudanças de manejo do solo do que o N-lábil, recuperando seus estoques a partir do quinto ano nas áreas de pastagem reabilitada e de mata reabilitada.
- Depois de um decréscimo na fase pós-mineração o IMC recupera ao longo do tempo de reabilitação, chegando a ser superior a 100 % a partir do quinto ano nos solos da pastagem reabilitada e da mata reabilitada. Esses incrementos não se sustentam e caem 12 anos na pastagem reabilitada devido ao manejo inadequado da pastagem.
- A recuperação dos estoques de CBMS ocorre aos três anos do processo de reabilitação, portanto mais precocemente do que o COT, mas não se sustenta na mata já com 12 anos de reabilitação.
- Os valores de quociente metabólico e quociente microbiano evidenciaram a condição de estresse da comunidade microbiana em áreas em processo de reabilitação.

## 5. LITERATURA CITADA

ANDERSON, J.D.; LACHLAN J. & INGRAM, P.D.S. Influence of reclamation management practices on microbial biomass carbon and soil organic carbon accumulation in semiarid mined lands of Wyoming. *Applied Soil Ecology* 40:387–397, 2008.

ANDERSON, J.D.; LACHLAN J. & INGRAM, P.D.S. Influence of reclamation management practices on microbial biomass carbon and soil organic carbon accumulation in semiarid mined lands of Wyoming. *Applied Soil Ecology* 40:387–397, 2008.

ANDERSON, J.P.E. Soil respiration: In. A. L. Page et al. (ed): *Methods of Soil Analysis, Chemical and Microbiological Properties* (2nd ed). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin USA, 831-871, 1982.

ANDERSON, T. -H. & DOMSCH, K. H. Application of eco-physiological quotients ( $q_{CO_2}$  and  $q_{MIC}$ ) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22:251-255, 1990.

ANDERSON, T. -H. & DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21:471-479, 1989.

ANDERSON, T. -H. & DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> ( $q_{CO_2}$ ) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 25:393-395, 1993.

BALOTA, E.L., COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D.S. & HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. *R. Bras. Ci. Solo*, 22:641-649, 1998

BATAGLIA, O.C.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; FURLANI, P.R. & GALLO, J.R. Métodos de análise química de plantas. Campinas, Instituto Agrônômico de Campinas. (Boletim Técnico, 78), 48p. 1983.

BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B. & LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.*, 46:1459:1466, 1995.

CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. & SOARES, A.L.L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosseqüências de reabilitação após a mineração de bauxita. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:621-632, 2008.

CERRI, C.C. & ANDREUX, F.G. Changes in organic carbon content in oxisols cultivated with sugar cane and pastures based on <sup>13</sup>C natural abundance measurement. In: *International Congress of Soil Science, Kyoto*, 4:98-103, 1990.

CORSI, M.; MARTHA JÚNIOR, G.B. & PAGOTTO, D.S. Sistema radicular: Dinâmica e resposta a regimes de desfolha. In: MATTOS, W.R.S., ed. *A produção animal na visão dos brasileiros*. Piracicaba, FEALQ. p.838-852. 2001.

COSTA, E.S.; LUIZÃO, R.C. & LUIZÃO, F.J. Soil microbial biomass and organic carbon in reforested sites degraded by bauxite mining in the Amazon. *Adv. Geocol.*, 31:443- 450, 1998.

DICK, D.P.; KNICKER, H.; ÁVILA, L.G. INDA Jr., A.V.; ;GIASSON, E. & BISSANI, C.A. Organic matter in constructed soils from a coal mining area in southern Brazil. *Org. Geoch.*, 37: 1537-1545, 2006.

DIJKSTRA, F.A.; HOBBIIE, S.E. KNOPS, J.M.H. & REICH, P.B. Nitrogen deposition and plant species Interact to influence soil carbon stabilization. *Eco. Letters*, 7:1192-1198, 2004.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Serviço Nacional de levantamento e Conservação de solos. Rio de Janeiro. Manual de métodos de análise de solo, 212p., 1997.

FACCI, L. D. Variáveis microbiológicas como indicadoras da qualidade do solo sob diferentes usos. 2008. Dissertação de Mestrado - Instituto Agrônômico de Campinas, Campinas, 95p., 2008.

FEIGL, B.J.; SAPRLING, G.P.; ROSS, D.J. & CERRI, C.C. Soil microbial biomass in Amazonian soils: evaluation of methods and estimates of pool sizes. *Soil biology and Bioch.* 27:1467-1472, 1995.

FETTWEIS, U.; BENS, O. & HÜTTL, R.F. Accumulation and properties of soil organic carbon at reclaimed sites in the Lusatia lignite mining district afforested with *Pinus sp.* *Geoderma*, 129:81-91, 2005.

FOEREID, B.; NEERGAARD, A. & HØGH-JENSEN, H. Turnover of organic matter in a *Miscanthus* field: effect of time in *Miscanthus* cultivation and inorganic nitrogen supply. *Soil Biol. Biochem.*, 36:1075-85, 2004.

GALLON, M.M.P. Um estudo sobre a dinâmica de sistemas complexos a partir de séries temporais de dados microclimáticos para uma floresta de transição no Noroeste do Mato Grosso. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Mato Grosso. 115p. 2004.

GHOSE, M.K. Management of Topsoil for geo-environmental reclamation of coal mining áreas. *Environmental Geology*, 40:1405-1410, 2001.

GLEN, M.; BOUGHER, N.L.; COLQUHOUN, I.J.; VLAHOS, S.; LONERAGAN, W.A.; O'BRIEN, P.A. & HARDY, G.E.J. Ectomycorrhizal fungal communities of rehabilitated bauxite mines and adjacent, natural jarrah forest in Western Australia. *For. Eco. Man.*, 255:214-225, 2008.

HU, S.; COLEMAN, D.C.; HENDRIX, P.F. & BEARE, M.H. Biotic manipulation effects on soil carbohydrates and microbial biomass in a cultivated soil. *Soil Bio. & Bioch.* 27:1127:1135, 1995.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: Técnicas de revegetação. Brasília, IBAMA, 96p. 1990.

ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. *Biol. Fert. Soils*, 27:408-416, 1998.

ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbono. *Biol. Fert. Soils*, 27:408-416, 1998.

JENKINSON, D.S & LADD, J.N. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. In: PAUL, E.A. & LADD, J.M. eds. *Soil biochemistry*,5:415-471. 1981.

KONG, A.Y.Y. & SIX, J. Tracing root vs. residue carbon into soils from conventional and alternative cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74:1201-1210, 2010.

LAL, R. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *Land Degrad. Devel.* 17:197–209, 2006.

LAUER, F.; KÖSTERS, R.; du PREEZ, C.C. & AMELUNG, W. Microbial residues as indicators of soil restoration in South African secondary pastures. *Soil Biology & Biochemistry* 43:787e794, 2011.

LINCH, L.S. Indicadores de recuperação de áreas degradadas pela exploração de bauxita em Porto Trombetas – PA. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG. 71p. 2004.

MATIAS, M.C.B.; SALVIANO, A. A. C.; LEITE, L. F. C.; ARAÚJO, A. S. F. . Biomassa microbiana e estoques de C e N do solo sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado do Estado do Piauí. *Acta Scientiarum Agronomy*, Maringá, PR, 31:517-521, 2009.

MELLONI, R.; NÓBREGA, R.S.A.; MOREIRA, F.M.S. & SIQUEIRA, J.O. Densidade e diversidade fenotípica de bactérias diazotróficas endofíticas em solos de mineração de bauxita em reabilitação. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:85-93, 2004.

MELLONI, R.; SIQUEIRA, J.O. & MOREIRA, F.M.S. Fungos micorrízicos arbusculares em solos de área de mineração de bauxita em reabilitação. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, 38:267-276, 2003.

MUMMEY, D.L.; STAHL, P.D. & BUYER, J.S. Soil microbiological properties 20 years after surface mine reclamation: spatial analysis of reclaimed and undisturbed sites. *Soil Biol. & Bioch.* 34:1717–1725, 2002.

PASCUAL, J.A.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, J.L. & ROS, M.M. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. *Soil Bio. & Bioch.* 32:1877-1883, 2000.

PEGORARO, R.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F. & FONSECA, S. Biomarcadores derivados de planta e de microrganismos em solos de tabuleiros costeiros cultivados com eucalipto e acácia. *Ciência Florestal*, 22:733-746, 2012.

PEÑA, M.L.P.; MARQUES, R.; JAHNEL, M. C.; ANJOS, A. Respiração microbiana como indicador da qualidade do solo em ecossistema florestal. *Rev. Floresta*, 35:117-127, 2005.

PEÑA, M.L.P.; MARQUES, R.; JAHNEL, M. C.; ANJOS, A. Respiração microbiana como indicador da qualidade do solo em ecossistema florestal. *Rev. Floresta*, 35:117-127, 2005.

PRAKASH, V.; KUNDU, S.; GHOSH, B.N.; SINGH R.D.; GUPTA, H.S. Annual carbon input to soil through rainfed soybean (*Glycine max*)-wheat (*Triticum aestivum*) cropping sequence in midhills of Northwest Himalaya. *Indian Journal of Agricultural Sciences*, v.72, p.14-17, 2002.

RAICH J.W. & NADELHOFFER, K.J. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. *Ecology*, 70:1346-1354, 1989.

RASSE, D.P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M.F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil*, 269:341-56, 2005.

RESENDE, A.V. de; FURTINI NETO, A. E.; MUNIZ, J.A.; CURI, N. & FAQUIN, V. Crescimento inicial de espécies florestais de diferentes grupos sucessionais em resposta a doses de fósforo. *Pesq. Agropec. Bras.*, Brasília, 34:2071-2081, 1999.

RESH, S.C.; BINKLEY, D. & PARROTTA, J.A. Greater Soil Carbon Sequestration under Nitrogen-fixing Trees Compared with Eucalyptus Species. *Ecosystems* 5:217-231, 2002.

ROSA, A.R. Critérios para seleção de microbacias experimentais: Bacia Hidrográfica da Baía de Sepetiba, RJ. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, RJ. 80p. 1995.

ROSS, D.J.; SPEIR, T.W.; TATE, K.R., CAIRNS, A.; MEYRICK, K.F. & PANSIER, E.A. Restoration of pasture after topsoil removal: Effects on soil carbon and nitrogen

mineralization, microbial biomass and enzyme activities. *Soil. Biol. Biochem.* 14:575-581, 1982.

SAFFIGNA, P.G.; POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C. & THOMAS, G.A. Influence of sorghum residues and tillage on soil organic matter and soil microbial biomass in an Australian Vertisol. *Soil Bio. Bioch.* 21:759-765, 1989.

SAHRAWAT, K.L. Assay of nitrogen supplying capacity of tropical rice soils. *Plant and Soil* 65:111-121, 1982.

SAMPAIO, D.B.; ARAÚJO, A.S.F. & SANTOS, V.B. Avaliação de indicadores biológicos de qualidade do solo sob sistemas de cultivo convencional e orgânico de frutas. *Ciênc. Agrotec.* 32:353-359, 2008.

SANTOS, N.Z.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; MOLIN, R.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V. & PIVA, J.T. Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. *Soil & Tillage Res.* 111:208-218, 2011.

SAWADA, Y. Indices of microbial biomass and activity to assess minesite rehabilitation. In: MINERALS COUNCIL OF AUSTRALIA ENVIRONMENTAL WORKSHOP, Canberra. Minerals Council of Australia. p.223-236, 1996.

SCHWENKE, G.D.; AYRE, L.; MULLIGAN, D.R. & BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. II. Soil organic matter dynamics in mine soil chronosequences. *Aust. J. Soil Res.*, 38:371-393, 2000.

SCHWENKE, G.D.; MULLIGAN, D.R. & BELL, L.C. Soil stripping and replacement for the rehabilitation of bauxite-mined land at Weipa. I. Initial changes to soil organic matter and related parameters. *Aust. J. Soil Res.*, 38:345-369, 1999.

SCULLION, J. & MALIK, A. Earthworm activity affecting organic matter, aggregation and microbial activity in soils restored after opencast mining for coal. *Soil Bio. & Bioch.*, 32:119-126, 2000.

SHANG, C. & TIESSSEN, H. Organic matter lability in tropical Oxisol: Evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, and magnetic fractionations. *Soil Sci.*, 162:795-807, 1997.

SILVA, I.R.; FURTINI NETO, A.E.; CURI, N.; VALE, F.R. Crescimento inicial de quatorze espécies florestais nativas em resposta à adubação potássica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 32:205-212, 1997.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J. Soil Res*, 30:195-207, 1992.

SRIVASTAVA, S.C. & SINGH, J.S. Microbial C, N and P in dry tropical forest soils: effects of alternate land-uses and nutrient flux. *Soil Bio. Bioch.* 23:117-124, 1991.

TURCOTTE, I., QUIDEAU, S.A. & OH, Se-W. Organic matter quality in reclaimed boreal forest soils following oil sands mining. *Organic Geoch.* 40:510-519, 2009.

VERGÜTZ, L. Mudanças na matéria orgânica do solo causadas pelo tempo de adoção de um sistema agrossilvopastoril com eucalipto. Dissertação de Mestrado (Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG. 45p. 2007.

VIEIRA, F. C. B.; BAYER, C. ZANATTA, J.A. & MIELNICZUK, J. Building Up Organic Matter in a Subtropical Paleudult under Legume Cover-Crop-Based Rotations. *SSSAJ*: 73:1699-1706, 2009.

VOTORANTIN METAIS – CBA. EIA - Estudo de Impacto Ambiental – Zona da Mata – MG. 1:1-241, 1995. Disponível na Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD

WAGNER, G.H.; & WOLF, D.C. Carbon transformations and soil organic matter formation. In: SYLVIA, D.M., FUHRMANN, J.J.; HARTEL, P.G. & AUBERER, D.A. Principles and applications of soil microbiology. New Jersey, Prentice Hall, p. 218-256, 1998.

WARDLE, D.A. A comparative assessment of factors with influence on microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biol. Rev.*, 67:321-358, 1992.

WHITE, J. A.; MUN, L. C.; WILLIAMS, S. E. Edaphic and reclamation aspects of vesicular-arbuscular mycorrhizal in Wyoming Red Desert soils. Soil Science Society of America Journal, Madison, 53:86- 90, 1989.

WILLIAMS, M.A.; MYROLD, D.D. & BOTTOMLEY, P.J. Distribution and fate of <sup>13</sup>C-labeled root and straw residues from ryegrass and crimson clover in soil under western Oregon field conditions. Biol. Fertl. Soils, 42:523-531, 2006.

YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Comm. Soil Sci. Plant Anal., 19:1467-1476, 1988.

ZILLI, J.E.; RUMJANEK, N.G. COUTINHO, H.L.C. & NEVES, M.C.P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. Cadernos de Ciência & Tecnologia, Brasília, 20:391-411,2003.

#### IV. CONCLUSÕES FINAIS

- O levantamento florístico em áreas sob vegetação arbórea indicaram predominância de espécies leguminosas em áreas nativas e em processo de reabilitação.
- A serapilheira acumulada e biomassa de raízes em áreas em processo de reabilitação com vegetação arbórea foi significativamente menor do que em áreas referência.
- Os teores de polissacarídeos e polifenóis de solos em processo de reabilitação com espécies arbóreas nativas foram inferiores ao encontrado na vegetação de referência independente do tempo do processo de reabilitação.
- A atividade de mineração causa queda nos estoques de carbono, nitrogênio e na atividade microbiana de solos pós-mineração de bauxita.
- A atividade microbiana se mostrou um indicador mais sensível às mudanças no manejo do solo tendo recuperação dos teores nos primeiros anos após estabelecimento da vegetação em sítios em processo de reabilitação.