PAULA AFONSO DE OLIVEIRA

ADUBAÇÃO ORGÂNICA E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA RECUPERAÇÃO DE BARRAGEM DE REJEITO DE BENEFICIAMENTO DE MINÉRIO DE FERRO

Dissertação 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 Magister Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2014

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

T

O48a
2014

Oliveira, Paula Afonso de, 1989-
Adubação orgânica e emissões de gases de efeito estufa na recuperação de barragem de rejeito de beneficiamento de minério de ferro / Paula Afonso de Oliveira. – Viçosa, MG, 2014.
viii, 87f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.
Orientador: Luiz Eduardo Dias.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Águas residuais. 2. Lodo residual como fertilizante. 3. Minérios de ferro. 4. Efeito *priming*. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos. Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas. II. Título.

CDD 22. ed. 628.358

PAULA AFONSO DE OLIVEIRA

ADUBAÇÃO ORGÂNICA E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA RECUPERAÇÃO DE BARRAGEM DE REJEITO DE BENEFICIAMENTO DE MINÉRIO DE FERRO

Dissertação 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 "*Magister Scientiae*".

APROVADA: 28 de março de 2014.

Leonardus Vergutz

João Augusto Alves Meira Neto

Igor Rodrigues de Assis
(Coorientador)

Luiz Eduardo Dias
(Orientador)

À minha mãe Walkyria e ao meu padrasto Wandelcy

Ao meu pai Paulo César

À minha irmã Aline

Ao meu namorado Daniel

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pela vida!

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Solos, pela oportunidade de realização deste trabalho.

À minha mãe Walkyria, que participou de todas as etapas, pela ajuda, força e motivação.

Ao meu pai Paulo César, que mesmo de longe, torce por mim e por mais essa conquista.

À minha irmã Aline e ao meu padrasto Wander, pela expectativa e admiração.

Ao meu namorado Daniel (minha inspiração), sempre disposto a me ajudar em tudo, foi mais que um grande incentivador, foi meu parceiro e peça muito importante na realização deste trabalho.

Às amigas inseparáveis Mari e Raíssa, pela amizade e companheirismo em todas as horas.

Ao meu orientador Prof. Luiz Eduardo Dias, pela confiança e oportunidade.

Ao meu coorientador Prof. Igor Rodrigues de Assis, pelas valiosas contribuições.

Ao Prof. Víctor Hugo Alvarez V. pelos ensinamentos e contribuições na análise estatística.

Ao Prof. Ivo Ribeiro pela motivação e entusiasmo.

Aos meus professores do Departamento de Solos, por todos os ensinamentos.

Aos amigos do Departamento de Solos, Luísa, Roberto, Milena, Douglas, Bianca, Rafael e Lucas, pelos momentos de estudo e descontração. Em especial ao Gustavo e Guilherme, pela ajuda, paciência e amizade.

Aos colegas do Laboratório de Isótopos Estáveis (L.I.E.), Rafael, Aline, Fernanda, Rodrigo e Baiano pelo companheirismo.

Aos funcionários e laboratoristas do Departamento de Solos, em especial Giovane, Júlio e Jamilton, Danielle, Brás, Cláudio e Edimaldo pela atenção e paciência.

Aos meus estagiários Josimar, Ana Teresa, Juninho, Marcella morena, Marcela loira e Jomar, pela dedicação.

À equipe da Mina de Fábrica da VALE, pela solicitude e confiança.

À VALE, pela concessão da bolsa de estudo.

BIOGRAFIA

PAULA AFONSO DE OLIVEIRA, filha de Walkyria de Siqueira Afonso e de Paulo César Vieira de Oliveira, nasceu em 15 de fevereiro de 1989, na cidade de Uberaba, Minas Gerais. Em 2007 iniciou o curso de Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa, graduando-se em janeiro de 2012. Ainda em 2012 ingressou-se no Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa da dissertação de mestrado em março de 2014.

.

SUMÁRIO

RESUMO vii
ABSTRACT viii
INTRODUÇÃO GERAL 1
REVISÃO DE LITERATURA 3
1. Mineração de ferro e as barragens de rejeito 3
2. Recuperação de áreas degradadas e a crotalária 4
3. Uso de topsoil 6
4. Uso agrícola de lodo de esgoto e composto de lixo 6
5. Matéria Orgânica 8
6. Gases de efeito estufa 10
7. Efeito priming 12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 15
CAPÍTULO 1 24
1. INTRODUÇÃO 25
2. MATERIAL E MÉTODOS 26
2.1. Caracterização do rejeito e do topsoil 26
2.2. Caracterização do lodo de esgoto e do composto de lixo 28
2.3. Condições experimentais e tratamentos 29
2.4. Análises estatísticas 31
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES 32
3.1. Crescimento da crotalária 32
3.2. Alterações na fertilidade da camada de topsoil e o crescimento da crotalária 35
3.3. Alterações na fertilidade do rejeito 41
4. CONCLUSÕES 45
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 45
CAPÍTULO 2 52
1. INTRODUÇÃO 53
2. MATERIAL E MÉTODOS 55
2.1. Condições experimentais e tratamentos 55
2.2. Emissões de C-CO_2 e C-CH_4 59
2.3. Particionamento do C-CO_2 60
2.4. Efeito priming 62
2.5. Análises estatísticas 63
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES 66

3.1. Emissões de C-CO_2 66
3.2. Emissões de C-CH_4 70
3.3. Particionamento do C-CO_2 73
3.4. Efeito priming das fontes orgânicas 74
3.5. Efeito priming da planta 77
4. CONCLUSÕES 79
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 79
CONCLUSÕES GERAIS 86

RESUMO

OLIVEIRA, Paula Afonso de, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, março, 2014. **Adubação orgânica e emissões de gases de efeito estufa na recuperação de barragem de rejeito de beneficiamento de minério de ferro.** Orientador: Luiz Eduardo Dias. Co-orientador: Igor Rodrigues de Assis.

O minério de ferro é o principal produto mineral exportado pelo Brasil. Entretanto, inerente ao processo de beneficiamento do minério está a geração de rejeitos, que são depositados em barragens. Ocorre, porém, que tais rejeitos comumente não apresentam características físicas e químicas adequadas para o crescimento de plantas, daí a importância da realização de experimentos para definir práticas adequadas de recuperação dessas barragens. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da adubação orgânica (lodo de esgoto e composto de lixo) no processo de revegetação de rejeito de beneficiamento de minério de ferro com a Crotalaria juncea (crotalária). O rejeito foi coletado na barragem Forquilha III da Unidade de Fábrica - VALE, localizada no município de Ouro Preto - MG. As unidades experimentais foram colunas constituídas por quatro anéis sobrepostos de PVC. A quantidade de rejeito utilizada foi a suficiente para se obter uma coluna de 30 cm de altura. Todos os tratamentos receberam uma camada de 10 cm de topsoil na parte superior da coluna. A quantidade de lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1}) e de composto de lixo (30 t ha^{-1}) aplicada foi baseada no teor de nitrogênio desses compostos. Foram determinadas as taxas de crescimento absoluto de altura da planta, de diâmetro caulinar e de matéria seca de parte aérea e de raízes. Além disso, foram determinados os fluxos de C-CO_2 e C-CH_4 dos tratamentos e a contribuição direta das fontes de adubação orgânica e da planta nas emissões de C-CO_2, pelo particionamento do C-CO_2, como também, suas contribuições indiretas, por meio do efeito priming. A adubação orgânica mostrou-se efetiva para proporcionar maior crescimento das plantas na ausência de fertilização química, embora o uso de lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1}) e de composto de lixo (30 t ha^{-1}) não tenha diferido quanto ao efeito sobre o crescimento das plantas. Quanto às emissões de gases de efeito estufa, os tratamentos com adubação orgânica apresentaram incremento nas emissões de C-CO_2, por efeitos diretos e indiretos. A adubação orgânica desencadeou o efeito priming positivo ocasionando perdas de C nativo. Por sua vez, a presença da planta nos tratamentos com adubação orgânica e fertilização química inverteu esse cenário, contribuindo para a manutenção do C nativo através do efeito priming negativo. Além disso, os tratamentos apresentaram absorção de C-CH_4, atuando como dreno de metano.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Paula Afonso de, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2014. **Organic fertilization and emissions of greenhouse gases in the recovery of iron ore beneficiation tailing dam.** Advisor: Luiz Eduardo Dias. Co-Advisor: Igor Rodrigues de Assis.

Iron ore is the main mineral product exported by Brazil. However, inherent to the ore beneficiation process is the tailings generation that are deposited in dams. Yet, these tailing commonly do not exhibit physical and chemical characteristics that are suitable for the growth of plants, thus the importance of conducting experiments to define appropriate practices in order to recover these dams. Therefore, this study aimed to evaluate the effects of organic fertilization (sewage sludge and compost) on the revegetation of iron ore beneficiation tailing with the Crotalaria juncea (crotalaria). The tailing was collected in a dam called Forquillha III of Unidade de Fábrica - VALE, which is located in the city of Ouro Preto - MG. The experimental units were columns constituted by four overlapped rings of PVC. The amount of tailing used was sufficient to obtain a column of 30 cm height. To all treatments were added a 10 cm layer of topsoil on the top of the column. The amount of sewage sludge (5.24 t ha^{-1}) and compost (30 t ha^{-1}) applied was based on nitrogen content of these compounds. The rates of absolute growth in height, stem diameter and dry matter of the aerial part and roots were determined. Furthermore, the C-CO_2 and C-CH_4 fluxes of the treatments and the direct contribution of the organic fertilization and plant on the C-CO_2 emissions, by partitioning of C-CO_2, as well as its indirect contribution, through the priming effect. The organic fertilization was effective to provide greater plant growth in the absence of chemical fertilization, although, the use of sewage sludge (5.24 t ha^{-1}) and compost (30 t ha^{-1}) did not differ in regard to the effect on the growth of plants. The organic fertilization treatments showed an increase in C-CO_2 emissions by direct and indirect effects. The application of organic fertilization triggered the positive priming effect causing loss of native C. On the other hand, the presence of plants in treatments with chemical fertilization reversed this scenario, contributing to maintaining the native C through the negative priming effect. Furthermore, the treatments showed absorption of C-CH_4, acting as drain of methane.

INTRODUÇÃO GERAL

O minério de ferro é o principal produto mineral exportado pelo Brasil. Entretanto, ao lado da importância econômica do produto para o país, encontra-se a necessidade de soluções para minimizar os problemas ambientais que a mineração provoca. Dentre os impactos ambientais da mineração de ferro estão as barragens de depósito de rejeito de beneficiamento do minério.

Dentre as estratégias mais comuns para se iniciar o processo de recuperação ambiental nessas barragens está a revegetação das áreas. Entretanto, os substratos normalmente nelas encontrados não apresentam características físicas, químicas e biológicas adequadas para o crescimento das plantas (Bezerra et al., 2006; Silva et al., 2006; Rodrigues et al., 2007). As restrições ao estabelecimento de plantas podem ser atribuídas à baixa capacidade de armazenamento de água e de troca catiônica, à ausência de matéria orgânica e à baixa fertilidade (Goedert et al., 2002; Longo et al., 2005).

Assim, devido a essas limitações, é importante a construção de um novo ambiente edáfico que seja compatível com as espécies vegetais a serem utilizadas em projetos de revegetação (Vasconcelos, 2001; Almeida & Sanchez, 2005). Nesse contexto, destaca-se a utilização de topsoil como uma importante estratégia utilizada na recuperação de áreas degradadas pela exploração de minérios. Além disso, a aplicação de outras fontes de matéria orgânica pode provocar melhoria nas características de substratos minerados, criando um ambiente mais adequado para o desenvolvimento das raízes e da planta como um todo, facilitando o lento processo de transformação do substrato em solo, e assim, buscando-se a sustentabilidade dessas áreas (Wairiu & Lal, 2003; Rodrigues et al., 2007). Várias fontes de matéria orgânica têm sido utilizadas, como lodo de esgoto e composto de lixo, visando melhorar as características de substratos minerados (Brofas et al., 2000; Abreu Jr et al., 2001; Bezerra et al., 2006; Campos & Alves, 2008; Kitamura et al., 2008; Correia & Bento, 2010). Portanto, torna-se importante pesquisar os impactos (positivos e negativos) da aplicação dessas fontes de adubação orgânica de forma a se obter uma alternativa eficiente do ponto de vista da revegetação e ambientalmente segura com a minimização dos impactos negativos.

Os efeitos positivos dessas aplicações são muitos, já que o incremento da matéria orgânica favorece a formação de agregados, facilitando a penetração das raízes, aumenta a atividade microbiana, a resistência à erosão, a capacidade de retenção de

água, além do fornecimento de nutrientes para as plantas (Tsutiya, 2001). Além disso, o uso desses compostos em áreas mineradas possibilita dar um fim ambientalmente aceitável a esses resíduos, contribuindo para que eles não sejam dispostos de forma inadequada, associando-se a outros processos de degradação (Corrêa et al., 2010).

Por outro lado, o lodo de esgoto e o composto de lixo podem liberar íons e compostos tóxicos que, pelo processo de lixiviação, podem causar contaminação de águas subterrâneas (Cravo et al., 1998; Bertoncini & Mattiazzo, 1999; Oliveira, 2000; Abreu Jr et al., 2002). Além disso, podem contribuir para emissão de gases de efeito estufa durante a degradação das fontes orgânicas. Assim, apesar das melhorias nas características físicas e químicas dos solos, a adoção dessa prática por anos sucessivos gera preocupações quanto à poluição do ambiente com metais pesados, nitrogênio inorgânico e emissões de gases de efeito estufa (Joshua et al, 1998; Abreu Jr et al, 2000; Oliveira et al., 2002).

Considerando esse cenário, a intervenção humana é fundamental para acelerar o processo de recuperação, evidenciando-se a importância da realização de experimentos a fim de se conhecer o substrato da área a ser recuperada e identificar os efeitos da adição de fontes orgânicas e seus impactos ambientais, permitindo aumentar a eficiência das medidas de recuperação das barragens de rejeitos de minério.

Este trabalho, dividido em dois capítulos, se propõe a avaliar os efeitos da utilização de adubação orgânica (lodo de esgoto e composto de lixo) no processo de recuperação de barragem de rejeito de beneficiamento de minério de ferro através do uso de topsoil cultivado com Crotalaria juncea, por meio da investigação dos seguintes aspectos:

- crescimento da espécie vegetal selecionada para a revegetação e alterações na fertilidade do substrato,

- emissões de $C\text{-}CO_2$ e $C\text{-}CH_4$.

REVISÃO DE LITERATURA

1. Mineração de ferro e as barragens de rejeito

A exploração do minério de ferro representa uma das mais importantes atividades econômicas do Brasil, sendo esse o principal produto mineral exportado, correspondendo a 80 % das exportações de minério brasileiras (IBRAM, 2014). O Quadrilátero Ferrífero que possui uma área de aproximadamente 7.000 km^2 (Dorr, 1969) é uma das mais importantes províncias minerais do mundo (Spier et al., 2003), e contribui para que o Brasil ocupe o posto de segundo produtor mundial de ferro, sendo a China o primeiro e a Austrália o terceiro (IBRAM, 2014). Além disso, o Brasil extrai cerca de 70 % desse minério em mais de cinquenta minas a céu aberto em atividade na região do Quadrilátero Ferrífero (DNPM, 2006).

Ao ser explorado, o minério bruto não se encontra suficientemente puro ou adequado para a utilização industrial (Araújo, 2006), sendo necessário passar pelo processo de beneficiamento. Este é o tratamento que purifica e concentra os minérios por métodos físicos ou químicos, tornando-os aptos à utilização na indústria metalúrgica (Guimarães, 2011).

No processo de beneficiamento para obtenção de minério de ferro, o minério é submetido a etapas sucessivas de peneiramento, britagem, moagem, deslamagem e flotação em colunas (Araújo, 2006). Como consequência desse processo, há a geração de rejeito.

O processo de descarte dos rejeitos se dá na forma líquida, sob forma de lama (Guimarães, 2011). O rejeito é transportado por via aquosa por meio de tubulações e depositado em barragens construídas para funcionarem como reservatórios confinados com água. No fim da vida útil das barragens, após o encerramento das atividades de lançamento de rejeitos, o rejeito decanta e o acúmulo desse resíduo gerado em grande quantidade pode trazer problemas ao meio ambiente (Silva et al., 2006).

Outro agravante ocorre devido ao aprimoramento das técnicas de lavra e de beneficiamento, onde o aproveitamento de minérios de baixos teores se tornou comum, contribuindo significativamente para o aumento nos volumes de rejeitos gerados (Figueiredo, 2007). Dessa forma, as mineradoras necessitam buscar alternativas viáveis para a disposição de rejeitos e posterior recuperação das áreas de depósito.

As características físicas e químicas dos rejeitos de mineração variam de acordo com o mineral de interesse e as substâncias químicas envolvidas no processo de beneficiamento dos metais (Espósito, 2000; Silva et al., 2006;).

No caso das barragens de depósitos de rejeito de minério de ferro, muitos aspectos restringem o crescimento das plantas, entre eles, deficiências nutricionais, baixo conteúdo de matéria orgânica e elevados teores de ferro e manganês (Silva et al., 2006). Da mesma forma, as características físicas desse material podem limitar o crescimento de plantas em função do baixo nível de estruturação. Esses aspectos podem, ainda, reduzir a biomassa microbiana do solo, limitar a eficiência na fixação de carbono e, consequentemente, o desenvolvimento de plantas capazes de se estabelecerem nesses locais (Silveira et al., 2006; Silva & Corrêa, 2008).

2. Recuperação de áreas degradadas e a crotalária

A mineração provoca consideráveis alterações no meio ambiente, sendo uma das mais impactantes atividades dentre as fontes de degradação antrópica. Dessa forma, existe a necessidade de minimizar seus impactos ambientais e a recuperação das áreas degradadas é um caminho que possibilita conciliar essa atividade com os problemas ambientais provocados pela extração de minérios (Muniz & Oliveira Filho, 2006). Inerente à atividade de mineração está a geração de rejeitos, que são depositados em barragens (Araújo, 2006).

No âmbito da legislação ambiental, a Constituição Federal de 1988 (art. 225, § 2º) estabelece a obrigatoriedade de recuperação das áreas degradadas pela atividade minerária e o Decreto nº 97.632 de 1989 (art. 3°), a obrigatoriedade das empresas mineradoras apresentarem o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD). Para o estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa COPAM 127 de 2008 estabelece diretrizes e procedimentos para os planos de fechamento de mina, incluindo também a necessidade de apresentação do PRAD. Portanto, o minerador tem a obrigação de implantar o plano de recuperação de área degradada aprovado pelo órgão ambiental competente, que contemple o uso futuro da área de influência da mina após o seu fechamento. Nesse contexto, a legislação determina que as áreas de barragem de depósito de rejeito sejam recuperadas e tenham um uso futuro no final da sua vida útil, visando diminuir os impactos ambientais do ecossistema impactado.

A revegetação é a medida mais comum para iniciar o processo de recuperação ambiental de áreas degradadas. Porém, existem grandes lacunas no conhecimento das

espécies vegetais com potencial de revegetação em áreas afetadas pela extração de minério de ferro (Ataíde et al., 2011).

O processo de recuperação nessas áreas deverá ser progressivo e sequencial (Anand & Desrochers, 2004). Assim, a colonização por plantas pioneiras contribuem com matéria orgânica para a formação do solo, ciclagem de nutrientes e preparo do meio para sustentar espécies mais exigentes (Araújo et al., 2005). É desejável que as espécies selecionadas para esse fim possuam algumas características, tais como: serem tolerantes à seca, desenvolverem sistema radicular profundo, crescerem com vigor, terem disponibilidade de sementes e facilitarem a sua propagação, sobreviverem sob condições de baixa fertilidade e apresentarem adequada cobertura do solo (Barth, 1989, Begon et al., 2006).

A rápida recomposição vegetal das áreas afetadas é de suma importância, pois a vegetação é um importante fator de controle da erosão e da emissão de partículas para o ar, de manutenção da umidade do solo, além de aporte de carbono e nutrientes no substrato (Almeida & Sanchez, 2005).

As Fabaceas podem recobrir as áreas rapidamente, já que, em geral, possuem elevada capacidade reprodutiva (Silva & Corrêa, 2008). Além disso, muitas espécies dessa família são importantes pela associação com bactérias que fixam nitrogênio atmosférico, um nutriente importante e pouco disponível em áreas degradadas pela mineração, tornando essas espécies mais tolerantes aos estresses ambientais (Faria & Campello, 1999). Por isso as Fabaceas são bastante utilizadas na fase inicial de estabilização de substratos degradados. Ressalte-se, ainda, que as muitas espécies dessa família também contribuem para a melhoria das características físicas do solo, como maior agregação e aumento da capacidade de retenção de água, além da proteção do solo contra erosão (Boni et al., 1994, Godoi et al., 2008).

Segundo a SER (2004), espécies exóticas devem ser evitadas no processo de revegetação dessas áreas. Entretanto, nem todas as espécies exóticas são danosas. Dependendo da sua função ecológica, elas podem ser indicadas, como é o caso de espécies leguminosas fixadoras de nitrogênio que, em sua maioria, não são agressivas, e são extremamente benéficas para a recuperação dessas áreas.

A Crotalaria juncea (crotalária), por exemplo, é uma leguminosa originária da Índia, de elevada rusticidade e plasticidade, pois apresenta rápido crescimento em solos secos, arenosos e com deficiências nutricionais. Essa espécie é bastante utilizada para adubação verde, enriquecimento e cobertura do solo, por ser uma planta pouco exigente

e com grande potencial de fixação biológica de nitrogênio, sendo altamente recomendada em projetos de revegetação de áreas degradadas.

3. Uso de topsoil

Define-se como topsoil, a camada superficial de solo removida antes da lavra ou de uma área de empréstimo (Barth, 1989; Alvarenga et al., 1998; IBAMA, 1990). O aproveitamento do topsoil tem sido utilizado como prática comum nas atividades de mineração, apresentando diversos benefícios, como o aproveitamento do banco de sementes, micro-organismos, fonte de nutrientes e de matéria orgânica do solo (Lorenzo, 1991; Santos, 1996; Souza, 2003; Almeida, 2006). Normalmente, a espessura da camada de topsoil situa-se entre 10 e 30 cm (IBAMA, 1990). Em muitos casos, o simples fato de colocar a camada de topsoil já implica numa redução significativa da necessidade de adubação de manutenção da vegetação implantada (Souza, 1996). Além disso, no caso das barragens de rejeitos, as limitações físicas, bem como a baixa capacidade do rejeito em reter água, que dificultam a fixação das raízes das plantas diretamente sobre o substrato, são bastante atenuadas quando este material é recoberto por uma camada de solo superficial (Ghose, 2004).

É inegável que o retorno desse material facilita a posterior colonização da área, pela melhoria das condições edáficas. No entanto, a utilização isolada dessa técnica não garante o sucesso na revegetação de substratos minerados, principalmente devido à pobreza intrínseca do material e às perdas de nutrientes e de matéria orgânica durante o armazenamento (Ruivo, 1998). Além desses problemas, normalmente a quantidade de topsoil retirada das áreas de supressão da vegetação não é suficiente para utilização em todas as áreas degradadas dentro da área de influência da mineração (Toy & Daniels, 1998).

4. Uso agrícola de lodo de esgoto e composto de lixo

O lodo de esgoto é um resíduo semi-sólido resultante do tratamento dos esgotos cuja composição, predominantemente orgânica, varia em função da sua origem, do sistema de tratamento do esgoto e do próprio lodo dentro das estações. Quando o lodo de esgoto é proveniente de estações de tratamento com predominância de esgotos domésticos sobre os industriais, os níveis de patógenos e metais pesados permanecem dentro das faixas aceitáveis para o seu uso agronômico (Tabela 1) (Galloway & Jacobs, 1977; CETESB, 1999; Oliveira, 2000; Tsutiya, 2001; Galdos et al., 2004).

Tabela 1. Teores de metais pesados para lodo de esgoto com fins agrícolas, segundo a CETESB (1999) e Resolução CONAMA de n° 359 (2006)

Elemento	CETESB	CONAMA
	----------mg kg^{-1} (base seca)----------	
Arsênio (As)	75	41
Cádmio (Cd)	85	39
Cobre (Cu)	4300	1500
Cromo (Cr)	nd	1000
Níquel (Ni)	420	420
Chumbo (Pb)	840	300
Zinco (Zn)	7500	2800
Mercúrio (Hg)	57	17
Molibdênio (Mo)	75	50
Selênio (Se)	100	100

nd = não definido

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) regulamentou através da resolução 375 de 2006 (CONAMA, 2006), os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto e seus produtos derivados. Essa resolução considera os benefícios que o lodo de esgoto pode trazer para a agricultura como fonte de matéria orgânica e também de nutrientes para as plantas, como também os riscos à saúde pública e ao ambiente.

Muitas pesquisas já demonstraram os benefícios da aplicação do lodo de esgoto no aumento do teor de carbono orgânico (CO) do solo e da capacidade de troca catiônica (CTC), no fornecimento de nutrientes a diversas culturas e na melhoria dos atributos físicos do solo (Bezerra et al., 2006; Campos & Alves, 2008; Dias et al., 2007; Kitamura et al., 2008; Correia & Bento, 2010). No entanto, de acordo Oliveira et al., (2002) o aumento nos teores de CO depende da dose aplicada, da taxa de decomposição e de características intrínsecas aos diferentes lodos.

O trabalho de Bezerra et al. (2006) analisou a viabilidade da aplicação do lodo de esgoto na revegetação de uma área degradada e concluiu que a adição desse material ao solo causou um aumento significativo nos teores de carbono orgânico total (COT), nitrogênio (N), fósforo (P), magnésio (Mg), potássio (K) e cálcio (Ca), bem como da CTC. Os teores dos micronutrientes, ferro (Fe), zinco (Zn) e cobre (Cu), também aumentaram significativamente. Esses resultados indicaram que sua aplicação melhora a fertilidade do solo degradado e, ao mesmo tempo, representa uma alternativa viável para o aproveitamento racional desse resíduo.

Já o composto de lixo é um resíduo de composição predominantemente orgânica, resultante de processos de decomposição aeróbia e termofílica da fração

orgânica do lixo doméstico por comunidades microbianas quimiorganotróficas existentes no próprio lixo, transformando-o, então, em adubo orgânico (Abreu Jr et al., 2005). Dentre as práticas de destinação final do lixo, destaca-se a compostagem do lixo orgânico para a produção de adubo e reciclagem dos nutrientes nele contidos (Berton & Valadares, 1991; Melo et al., 1997; Cravo et al., 1998; Abreu Jr., 1999).

O uso agronômico do composto de lixo como fonte de matéria orgânica (MO) e de nutrientes e seu reflexo no meio ambiente também já foi documentado por vários autores (Hortenstine & Rothwell, 1972; Mazur et al., 1983a; Cravo et al., 1998; Abreu Jr et al., 2000; Abreu Jr et al., 2002; Oliveira et al., 2002). Aumentos nos teores de MO e na disponibilidade de N, P, K, Ca e Mg, elevação do pH e redução da acidez potencial (H + Al) são os principais efeitos desse material no solo. Oliveira (2000) considerou que a alta concentração de CO presente no composto de lixo exalta o seu potencial agronômico, visto que a adição de quantidades superiores a 20 t ha^{-1} proporcionou o aumento da CTC do solo em consequência do incremento no teor de MO. Mantovani et al. (2006), por sua vez, avaliaram o efeito desse composto na fertilidade do solo em profundidade e concluíram que sua incorporação melhorou a fertilidade na camada de 0–20 cm e na camada de 20–40 cm, mas não alterou as características da camada de 40–60 cm.

5. Matéria Orgânica

A matéria orgânica costuma alterar o complexo coloidal, criar cargas superficiais negativas e, consequentemente, aumentar a CTC do solo (Bezerra et al., 2006). Mesmo em condições naturais, entre 70 e 80 % da CTC de solos tropicais dependem da matéria orgânica neles existente (Brady & Weil, 2002). Mas esse efeito varia de acordo com a fonte de MO e dependem do pH do solo (Rodella et al., 1995; Benites & Mendonça, 1998; Oliveira, 2000).

Muitos trabalhos encontraram aumento de MO com a utilização de lodo de esgoto e composto de lixo (Martínez et al., 2003; Bezerra et al., 2006; Melo et al., 1997, Melo et al., 2001). Incrementos de CTC, para valores de até 16 cmolc dm^{-3}, foram relatados em substratos tratados com lodo de esgoto (Corrêa et al., 2010).

No entanto, de acordo com Abreu Junior et al. (2005), solos podem ou não apresentar incrementos de CO no solo em consequência da aplicação de fontes de matéria orgânica: o processo será controlado pelo tipo, dose, frequência, forma de aplicação (incorporação ou distribuição superficial), relação C/N e grau de estabilidade

do resíduo orgânico adicionado ao solo, assim como pela matéria orgânica, disponibilidade de N e fertilidade do solo em questão. Isso evidencia a complexidade das inter-relações entre a matéria orgânica nativa do solo e aquela adicionada pelo resíduo orgânico (Oliveira, 2000; Abreu Jr. et al., 2002). O CO adicionado ao solo por um resíduo orgânico pode ser liberado para a atmosfera na forma de gás carbônico, incorporado à biomassa ou, então, convertido em húmus estável; contudo, simultaneamente, ocorre a mineralização da matéria orgânica nativa do solo. Essa interação é denominada de efeito priming e pode tanto estimular como retardar a decomposição do húmus nativo do solo (Stevenson, 1986; Cerri et al., 1992; Abreu Jr. et al., 2002). O efeito priming positivo que estimula a decomposição do húmus nativo do solo ocorre porque o aporte de materiais orgânicos ao solo em condições de equilíbrio estimula a população microbiana em função da quantidade de CO oxidável e aumenta atividade da microbiota decompositora (Da Cas, 2009).

Além disso, em regiões tropicais, devido à alta temperatura e alta pluviosidade, os resíduos orgânicos podem apresentar taxas de degradação maiores e, portanto, os efeitos da adição de lodo de esgoto e composto de lixo sobre a MO e a CTC podem ser temporários (Abreu et al., 2005; Carmo, 2001 e Vaz & Gonçalves, 2002).

Berton & Valadares (1991), observaram que a aplicação de composto de lixo com 90 dias de incubação promoveu pequeno acréscimo de MO no solo, mesmo na dose de 80 t ha^{-1}. Esse comportamento se justificou devido às condições de umidade e temperatura que favoreceram uma intensa atividade biológica. Dessa forma, o autor considerou que um aumento no teor de MO no solo só seria conseguido com aplicações frequentes desse material orgânico.

Lima et al. (1999) e Oliveira (2000) também mostraram que a contribuição do composto de lixo na CTC de solos sob clima tropical é baixa, indicando que somente aplicações consecutivas de doses elevadas do composto aumentarão significativamente a CTC desses solos.

Melo et al. (1994) aplicaram, em um Latossolo Vermelho distrófico, 0, 4, 8, 16 e 32 t ha^{-1} de lodo de esgoto anaeróbio e verificaram que após 230 dias da aplicação, apenas o tratamento que recebeu 32 t ha^{-1} de lodo de esgoto apresentou teores de MO superiores à testemunha. De acordo com os autores, isso significa que o CO adicionado nas menores doses foi rapidamente degradado, apresentando um tempo de residência no solo muito curto. Esse fato foi reforçado por Silva (1995), o qual não detectou nenhum

acréscimo significativo de CO no solo após 146 dias da aplicação de 20 e 40 t ha^{-1} de lodo de esgoto anaeróbio num Argissolo Vermelho-Amarelo.

Por outro lado, em casos de doses de lodo de esgoto mais elevadas, mesmo nas condições dos trópicos, um acréscimo nos teores de CO do solo pode ser possível, (Marques, 1996). O autor verificou que aproximadamente um ano depois da aplicação de 0, 40, 80 e 160 t ha^{-1} de lodo de esgoto havia um efeito crescente e linear sobre os teores de CO de um Latossolo Vermelho. Todavia, doses sucessivas acima de 50 t ha^{-1} ano^{-1} podem contaminar a água subsuperficial com nitratos (Abreu et al., 2005).

6. Gases de efeito estufa

O efeito estufa é um fenômeno natural que permite a vida na Terra. De maneira simplificada, ele pode ser entendido como um balanço entre a energia solar incidente na atmosfera e a energia refletida na forma de calor. Essa interação permite que a temperatura média da atmosfera terrestre seja em torno de 15 ºC, e se não houvesse os gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, a temperatura média da Terra seria 33 ºC menor, ou seja, -18 ºC, e desta forma não existiria a vida no planeta.

Porém, as atividades humanas na indústria, no transporte e na agropecuária têm contribuído para o aumento das concentrações dos principais GEE na atmosfera, acentuando o efeito estufa natural e provocando o aquecimento global (IPCC, 2007).

O CO_2 é o mais importante GEE emitido antropicamente, em quantidade. Aproximadamente 60 % desse CO_2 é absorvido pelos oceanos e pela biosfera, os 40 % restantes permanecem na atmosfera. No entanto, o CH_4 e o N_2O apresentam potenciais de aquecimento global 23 e 296 vezes maiores que CO_2, respectivamente (IPCC, 2007).

Nos solos, a produção de CO_2 está relacionada com a respiração das raízes das plantas, chamada de respiração autotrófica, e com a respiração da microbiota do solo, a respiração heterotrófica, originada dos organismos decompositores responsáveis pela oxidação aeróbia da MOS (Smith et al., 2003).

Hanson et al. (2000) estimaram que a contribuição da respiração das raízes pode variar de 10 a 90 % do fluxo total de CO_2 pelo solo. Kuzyakov & Cheng (2001), por sua vez, constataram que 70 % do CO_2 respirado pelo solo era proveniente da respiração das raízes ou da decomposição dos resíduos vegetais. Enquanto que, segundo Schimel & Holland (2004), aproximadamente 60.000 Tg ano^{-1} de C-CO_2 são liberados pela decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) via respiração heterotrófica, o que corresponde a 25 % do fluxo total de CO_2 para a atmosfera.

Os fatores que controlam a produção de CO_2 são aqueles que influenciam a atividade microbiana. Entre eles estão a temperatura (Bridgham & Richardson, 1992), a umidade, a atividade radicular (Yuste et al., 2007) e as características físicas do solo (Smith et al., 2003).

Já a emissão líquida de CH_4 no solo corresponde ao balanço entre a atividade dos metanotróficos, responsáveis pela oxidação do CH_4, e a atividade dos metanogênicos, produtores de CH_4, que em condições restritas de oxigenação, reduzem compostos orgânicos, utilizando o C como aceptor de elétrons (Niklaus, et al. 2006).

A atividade dos metanotróficos constitui no único dreno biológico no sequestro de CH_4 (Niklaus, et al. 2006). Coletivamente, os metanotróficos consomem aproximadamente 600 Tg ano^{-1} de CH_4 que são emitidos na atmosfera a partir dos processos biológicos e geológicos (Fletcher et al., 2004). Assim, com exceção de solos permanente ou esporadicamente alagados, é assumido que a maioria do CH_4 produzido no solo é oxidada e não reage na atmosfera (Raghoebarsing et al., 2005). No entanto, o potencial de aquecimento global do CH_4, em base de molécula, é aproximadamente 23 vezes maior do que o do CO_2, numa escala de 100 anos (IPCC, 2007). Dessa forma, deve-se atentar para as emissões de metano, mesmo em baixas concentrações. Entre os fatores que direcionam a emissão desse gás tem-se o tipo de vegetação (Niklaus et al., 2006) e a saturação de água do solo (Freitag, 2010).

Assim, tanto o CO_2 qunato o CH_4 emitidos a partir de solos cultivados são resultados do metabolismo de degradação do CO. O metabolismo oxidativo aeróbio pelos micro-organismos do solo produz CO_2, enquanto o CH_4 é o produto principal do metabolismo anaeróbio (Moreira & Siqueira, 2002).

Diversas pesquisas visando à quantificação das emissões de GEE vêm sendo realizadas. Entretanto, na agricultura essa estimativa é dificultada em função da complexidade e das variações apresentadas pelos diversos compartimentos (emissões do solo, parte aérea, raiz das plantas, micro-organismos, entre outros). O estoque de C do solo é determinado pelo balanço entre a entrada de C, como resíduos de plantas, raízes, exsudação radicular e a perda da matéria orgânica devido à decomposição, erosão e lixiviação.

Dentre as técnicas utilizadas para o estudo da contribuição de diferentes componentes da respiração do solo, destacam-se as técnicas isotópicas (Dawson & Brooks, 2001). Tais técnicas assumem que os valores da abundância natural do ^{13}C ($\delta^{13}C$) do CO_2 emitido são proporcionados pela diferenciação isotópica da razão $^{13}C/^{12}C$

dos componentes de C no solo (Rochette et al., 1999). Essa é uma ferramenta importante em estudos nos quais se deseja investigar a substituição da MOS nativa e as emissões de ^{13}C-CO_2 de cada compartimento ocasionadas por mudanças no uso da terra. Segundo Matsui (1981) o CO_2 atmosférico apresenta $\delta^{13}C$ igual a -8‰, enquanto o carbono fixado por plantas do ciclo fotossintético C3 e C4 tem valores aproximados de -27‰ e -12‰, respectivamente. Através desses valores é possível identificar a origem do CO_2 emitido. Hansen et al. (2000) investigaram a origem do C da MOS de dois solos cultivados com Miscanthus (C4), os quais, inicialmente, haviam sido ocupados por vegetação C3, em tempos distintos (nove e dezesseis anos), e verificaram que 13 e 30 % do C do solo até 20 cm foram derivados da planta C3, respectivamente.

7. Efeito priming

A aplicação de resíduos orgânicos e o cultivo do solo podem determinar a ocorrência do efeito priming (Dumontet et al. 1985), fenômeno que interfere de forma determinante no acúmulo de C no solo. Denomina-se efeito priming positivo o aumento da mineralização de formas estáveis de C (MOS ou C nativo) em decorrência da adição de substrato orgânico. Quando a mineralização é retardada, o fenômeno é chamado efeito priming negativo (Kuzyakov et al., 2000). O efeito priming positivo associa-se à disponibilização de fontes lábeis de C ou nutrientes limitantes à atividade microbiana.

Kuzyakov et al. (2000), afirmam que o maior fornecimento de formas lábeis de C e outros nutrientes, provenientes da adubação orgânica, pode determinar a ocorrência do efeito priming positivo, acarretando a degradação da matéria orgânica do solo e o aumento das emissões de gases. Esse efeito ocorre porque, inicialmente, a microbiota do solo deixa de utilizar substratos mais recalcitrantes como a MOS e passa a utilizar fontes mais lábeis de C, como o C proveniente das fontes orgânicas. Essa fase é conhecida como "utilização de substrato preferencial". A próxima fase é chamada "ativação microbiana" e corresponde a um incremento da atividade microbiana em decorrência da primeira fase. Após o consumo das fontes lábeis de C, os micro-organismos passam a utilizar o C remanescente, em grande parte C nativo da MOS, menos decomponível. Nessa fase não há estabilização de carbono no solo (Six et al., 2002). Após consumir parte desse material, a respiração microbiana retoma aos níveis observados antes da aplicação (Kuzyakov & Bol, 2006).

Fontaine et al. (2003), após uma análise teórica dos resultados contraditórios encontrados na literatura, chamam a atenção para o fato de ser o mecanismo do efeito

priming muito mais complexo do que comumente se acredita. Eles discutem um modelo conceitual baseado na competição por nutrientes e energia entre microrganismos especializados (estrategistas r) em decompor matéria orgânica fresca (MOF) e microrganismos generalistas (estrategistas K), que se alimentam principalmente da matéria orgânica polimerizada do solo (MOS). Esse artigo mostra resultados de trabalhos em que o suprimento de C, em forma de componentes mais complexos e insolúveis, pode levar ao efeito priming positivo e ao aumento da taxa de decomposição da MOS. Nesse caso, os estrategistas K podem se beneficiar desse substrato polimerizado que permanece no solo por um tempo mais longo, aumentando sua população e, consequentemente, a taxa de decomposição da MOS.

Outro mecanismo proposto pelos autores é que, quando a MOF encontra-se em formas insolúveis, a sua utilização exige uma etapa de despolimerização para produzir componentes assimiláveis. Assim, as próprias enzimas extracelulares produzidas pelos estrategistas r durante a despolimerização e liberadas no solo, podem ser eficientes para degradar a MOS. A intensidade desse mecanismo vai depender da diversidade da MOF e de sua similaridade com a MOS.

Hsieh et al. (1981) relataram a ocorrência do efeito priming positivo em estudo sobre a decomposição de lodos de esgoto em condições de laboratório, por meio de medidas do CO_2 acumulado.

Já o efeito priming negativo ocorre devido a imobilização de nutrientes, a utilização preferencial de substratos mais disponíveis (Kuzyakov et al., 2000), a presença de elementos tóxicos no substrato adicionado e à inibição da atividade enzimática (Fierer et al., 2001). A menção do efeito priming negativo na literatura não é tão frequente quanto à do efeito priming positivo. Porém, como o observado por Kuzyakov et al. (2000) esse fenômeno é de extrema importância na dinâmica do C nos ecossistemas.

Destaca-se o efeito priming negativo provocado pelos processos da rizosfera. No entanto, ainda são muitas as lacunas no conhecimento para explicar exatamente como esse mecanismo acontece, já que muitos processos do solo são em grande parte controlados ou influenciados diretamente pelas raízes. A decomposição da matéria orgânica do solo e a respiração da rizosfera são dois importantes processos da rizosfera (Cheng et al., 2008).

O efeito priming da rizosfera na decomposição da MOS é grande em magnitude e significativo na mediação interações planta-solo. A taxa de decomposição de MOS, na

presença de raízes vivas pode ser tanto inibida em 50% quanto acelerada em 382% (Cheng e Kuzyakov, 2005), dependendo do tipo de planta, de solo e das condições experimentais.

Os resultados de Cheng et al. (2008) mostraram consistentemente os efeitos priming negativos da rizosfera de espécies herbáceas na decomposição da MOS em experimentos em casa de vegetação, o que significa que a decomposição da MOS foi maior nos tratamentos não plantados do que nos tratamentos com plantas, sendo a biomassa total de raízes o maior responsável pela magnitude do efeito priming da rizosfera.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU JUNIOR, C. H. Propriedades químicas e disponibilidade de nutrientes e de metais embdiferentes solos adubados com composto de resíduo urbano. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1999. 159p. (Tese de Doutorado).

ABREU JÚNIOR, C. H.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente po- luentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. Tópicos Especiais em Ciência do Solo, 4:391-470, 2005.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A. F.; ALVAREZ V., F. C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto lixo. R. Bras. Ci. Solo, 24:635-647, 2000.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. R. Bras. Ci. Solo, 26:769-780, 2002.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação de bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. Sci. Agric., 58:813-824, 2001.

ALMEIDA, A. D'Avila de. Uso da camada superficial de solo na revegetação do estéril da extração de granito. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2006. 57p. (Dissertação de Mestrado).

ALMEIDA, R. O. P. O.; SANCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. Rev. Árvore, 29:47-54, 2005.

ALVARENGA, M. L. N.; SILVEIRA, D. A.; PASSOS, R. R.; BAHIA, V.C. Manejo visando a conservação e recuperação de solos altamente susceptíveis à erosão sob os aspectos físicos, químicos e biológicos. Informe Agropecuário, 19:49-58, 1998.

ANAND, M.; DESROCHERS, R. E. Quantification of restoration success using complex systems concepts and models. Restoration Ecology, 12:117-123, 2004.

ARAÚJO, C. B. Contribuição ao Estudo do Comportamento de Barragens de Rejeito de Mineração de Ferro. Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2006. 136p. (Dissertação de Mestrado).

ARAÚJO, F. S.; MARTINS, S. V.; NETO, J. A. M.; LANI, J. L.; Pires, I. E. Florística da vegetação arbustivo - arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, em Brás Pires, MG. Rev. Árvore, 29:983-992, 2005.

ATAÍDE, E. S.; CASTRO, P. T. A.; FERNANDES, G. W. Florística e caracterização de uma área de Campo Ferruginoso no complexo Minerário Alegria, serra de Antônio Pereira, Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil. Rev. Árvore, 35:1265-1275, 2011.

BARTH, R. C. Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil. Viçosa-MG, Boletim da Sociedade de Investigações Florestais/Departamento de Engenharia Floerstal/Universidade Federal de Viçosa e Instituto Brasileiro de Mineração – IBRAM. 41p. 1989.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. Ecology: Individuals, populations and communities. 4. ed. Boston: Blackwell Scientific Publications, 2006. 759p.

BENITES, V. M.; MENDONÇA, E. S. Propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo influenciadas pela adição de matéria orgânica. R. Bras. Ci. Solo, 22:215-221, 1998.

BERTON, R. S.; VALADARES, J. M. A. S. Potencial agrícola do composto de lixo urbano no Estado de São Paulo. O Agronômico, 43:87-93, 1991.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. R. Bras. Ci. Solo, 23:737-744, 1999.

BEZERRA, F. B.; OLIVEIRA, M. A. C. L.; PEREZ, D. V.; ANDRADE, A. G.; MENEGUELLI, N. A. Lodo de esgoto em revegetação de área degradada. Pesq. Agropec. Bras., 41:469-476, 2006.

BONI, N. R.; ESPÍNDOLA, R.; GUIMARÃES, E. C. Uso de leguminosas na recuperação de um solo decapitado. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO, 1., SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2., Foz do Iguaçu, 1994. Anais. Curitiba, FUPEF, 1994. p.563-568.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. The nature and properties of soils. 13. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2002. 960p.

BRASIL. Constituição Federal (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília: Senado, 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm>. Acesso em 28 jun. 2013.

BRASIL. Decreto-Lei nº 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2°, inciso VIII, da Lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. Brasília: Poder Executivo, 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm>. Acesso em 28 jun. 2013.

BRIDGHAM, S. D.; RICHARDSON, C. J. Mechanisms controlling soil respiration (CO_2 e CH_4) in southern peatlands. Soil Biology and Biochemistry. 24:1089-1099, 1992.

BROFAS, G.; MICHOPOULOS, P.; ALIFRAGIS, D. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. Journal of Environment Quality, 29:811-816, 2000.

CAMPOS, F. S.; ALVES, M. C. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. R. Bras. Ci. Solo, 32:1389-1397, 2008.

CARMO, J. B. Impacto da aplicação de biossólidos nas atividades microbianas do solo. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2001. 105p. (Dissertação de Mestrado)

CERRI, C. C.; ANDREUX, F.; EDUARDO, B. P. O ciclo do carbono no solo. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M. & NEVES, M. C. P., (eds.). Microbiologia do solo. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p.73-90.

CHENG, W.; KUZYAKOV, Y. Root effects on soil organic matter decomposition. In: Zobel RW, Wright SF (eds.) Roots and Soil Management: Interactions between Roots and the Soil, Agronomy Monograph no. 48. ASA-SSSA, Madison, Wisconsin. 2005.

CHENG, W.; GUTKNECHT, J.; KECK, D. and ZHU, B. Scaling Rhizosphere Respiration and Priming Effect from Single Plants to Field Ecosystems. Kearney Foundation of Soil Science: Understanding and Managing Soil-Ecosystem, 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Aplicação de lodo de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – critérios para projeto e operação - Norma P 4.230. São Paulo, 1999. 32p.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 375 de 2006 - Gestão de resíduos e produtos perigosos. Disponível em:< http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506>. Acesso em 25 maio 2013.

COPAM. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa n.127 de 27 novembro 2008. Estabelece diretrizes e procedimentos para avaliação ambiental da fase de fechamento de mina. Diário do Executivo, Belo Horizonte, 29 nov. 2008. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8732>. Acesso em 25 jun. 2013.

CORRÊA, R. S.; BENTO, M. A. B. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. R. Bras. Ci. Solo, 34:1435-1443, 2010.

CORRÊA, R. S.; SILVA, L. C. R.; BAPTISTA, G. M. M; SANTOS, P.F. Fertilidade química de um substrato tratado com lodo de esgoto e composto de resíduos domésticos. Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient., 14:538-544, 2010.

CRAVO, M. S.; MURAOKA, T.; GINE-ROSIAS, M. F. G. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. R. Bras. Ci. Solo, 22:547-553, 1998.

DA CAS, V. L. S. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo com o uso de lodo de esgoto e palha de aveia. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2009. 68p. (Dissertação de Mestrado).

DAWSON, T. E.; BROOKS, P. D. Fundamentals of stable isotope chemistry and measurement. In: UNKOVICH, M.; PATE, J.; MCNEILL, A.; GIBBS, D. J. (Ed.). Stable isotope techniques in the study of biological processes and functioning of ecosystems. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher. cap. 1, p. 1-18, 2001.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL - DNPM. Sumário mineral. Brasília, DF. 122p. 2006.

DIAS, B. O., SILVA, C. A., SOARES, E. M. B; BETTIOL, W. Estoque de carbono e quantificação de substâncias húmicas em Latossolo submetido à aplicação contínua de lodo de esgoto. R. Bras. Ci. Solo, 31:701-711, 2007.

DORR, J. V. N. Physiographic, stratigraphic and strutural development of the Quadrilátero Ferrífero Minas Gerais, Brazil. Washington. 110p. 1969. Disponível em: <http://pubs.usgs.gov/pp/0641a/report.pdf>. Acesso em 28 jun. 2013.

DUMONTET, S.; PARENTE, E.; COPPOLA, S. Mineralisation of organic matter in soil treated with sewage sludge stabilized by different methods. In: WILLIAMS, J.H., GUIDI, G., L'HERMITE, P. (Eds.), Long Term Effects of Sewage S and Farm Slurries Applications. Elsevier, New York, pp. 177±189, 1985.

ESPÓSITO, T. J. Metodologia probabilística e observacional aplicada a barragens de rejeito construídas por aterro hidráulico. Brasília, Universidade de Brasília, 2000. 363p. (Tese de Doutorado).

FARIA, S. M., CAMPELLO, E. F. C. 1999. Algumas leguminosas fixadoras de nitrogênio recomendadas para áreas degradadas. Seropédica: Embrapa Agrobiologia (Embrapa- CNPAB. Recomendação Técnica, 7).

FIERER, N.; SCHIMEL, J. P.; CATES, R. G.; ZOU, J. Influence of balsam poplar tannin fractions on carbon and nitrogen dynamics in Alaskan taiga floodplain soils. Soil Biology and Biochemistry, 33:1827-1839, 2001.

FIGUEIREDO, M. M. Estudo de metodologias alternativas de disposição de rejeitos para a mineração Casa de Pedra – Congonhas/MG. Ouro Preto, Universidade Federal de Ouro Preto, 2007. 127p. (Dissertação de Mestrado).

FLETCHER, S. E. M.; TANS, P. P.; BRUHWILER, L. M.; MILLER, J. B.; HEIMANN, M. Ch4 sources estimated from atmospheric observations of Ch4 and its C-13/C-12 isotopic rations: 1. Inverse modeling of source processes. Global Biogeochemical Cycles, v. 18, GB002223, 2004.

FREITAG, T. E.; TOET, S.; INESON, P.; PROSSER, J. I. Links between methane flux and transcriptional activities of methanogens and methane oxidizers in a blanket peat bog. Microbial Ecology, 73:157-165, 2010.

GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. R. Bras. Ci. Solo, 28:569-577, 2004.

GALLOWAY, H. M.; JACOBS, L. M. Sewage sludge I. Characteristics and management inutilization of municipal sewage sludges on land for agricultural production. Washington, North Central Regional Extension Publication, 1977. p.3-17.

GHOSE, M. K. Management of Topsoil for geo-environmental reclamation of coal mining areas. Envionmental Geology, 40:1405-1410, 2004.

GODOI, E. L.; BORGES, J. D.; LEANDRO, W. M. Índices de cobertura vegetal e fitomassa de Stylosanthes guianensis cv. mineirão em área degradada fertilizada com adubo e biossólido. Pesqui. Agropecu. Trop., 38:21-26, 2008.

GOEDERT, W. J.; SCHERMACK, M. J.; FREITAS, F. C. Estado de compactação do solo em áreas cultivadas no sistema de plantio direto. Pesq. Agropec. Bras., 37:233-237, 2002.

GUIMARÃES, N. C. Filtragem de rejeitos de minério de ferro visando a sua disposição em pilhas. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 2011. 114p. (Dissertação de Mestrado)

HANSON P. J.; EDWARDS N. T.; GARTEN C. T.; ANDREWS J. A. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. Biogeochemistry , 48: 115–146, 2000.

HORTENSTINE, C. C.; ROTHWELL, D. F. Use of municipal compost in reclamation of phosphate-mining sand tailings. Journal of Environmental Quality, 1:415-418, 1972.

IBRAM. Informações e análises da economia mineral Brasileira. Brasília: Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM), 2014.

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

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2001: The scientific basis. United Kingdom: Cambridge University, 2001. 881p.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2007: The physical science basis, contribution of working group I, II and III to the fourth assessment report of the IPCC. Cambridge: University Press IPCC, 2007. 996p.

JOSHUA, W. D.; MICHALK D. L.; CURTIS, I. H.; SALT, M.; OSBORNE, G. J. The potential for contamination of soil and surface waters from sewage sludge (biosolids) in a sheep grazing study. Geoderma, 84:135-156, 1998.

KITAMURA, A. E.; ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; GONZALEZ, A. P. Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto. R. Bras. Ci. Solo, 32:405-416, 2008.

KUZYAKOV, Y.; BOL R. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. Soil Biology and Biochemistry, 38:747–758, 2006.

KUZYAKOV, Y.; FRIDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biology and Biochemistry, 32:1485-1498, 2000.

KUZYAKOV, Y; CHENG, W. Photosynthesis controls of rhizosphere respiration and organic matter decomposition. Soil Biology and Biochemistry, 33:1915-1925, 2001.

LIMA, J. S.; LICHTIG, J.; OLIVEIRA E.; MENK, J. R. F. Hortaliças cultivadas com composto orgânico de lixo urbano não apresentam contaminação com metais pesados. Rev. Ceres, 46:571-585, 1999.

LONGO R. M.; RIBEIRO A. I.; MELO W. J. Caracterização física e química de áreas mineradas pela extração de cassiterita. Bragantia, 64:101-107, 2005.

LORENZO, J. S. Regeneração natural de uma área minerada de bauxita em Poços de Caldas, Minas Gerais. Viçosa, Univerdade Federal de Viçosa, 1991. 151p. (Dissertação de Mestrado)

MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da, BARBOSA, J. C.; FREIRIA, A. C. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em Argissolo. R. Bras. Ci. Solo, 30:677-684, 2006.

MARQUES, M. O. Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, 1996. 111p. (Tese de Livre Docência).

MARTÍNEZ, F.; GUEVAS, G.; CALVO, R.; WALTER, I. Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem. Journal of Environmental Quality, 32:472-479, 2003.

MATSUI, E. Utilização de isótopos estáveis em pesquisas. Spectrum: Jornal Brasileiro de Ciência. 1:73, 1981.

MAZUR, N.; SANTOS, G. A.; VELLOSO, A. C. X. Efeito do composto de resíduo urbano na disponibilidade de fósforo em solo ácido. R. Bras. Ci. Solo, 7:153-156, 1983.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V. P. O uso agrícola do biossólido e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (ed.). Biossólidos na agricultura. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. p. 289-363, 2001.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R. A.; LEITE, S. A. S. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-deaçúcar. R. Bras. Ci. Solo, 18:449-455, 1994.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SILVA, F .C.; BOARETTO, A. E. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. Anais. Rio de Janeiro: Embrapa. 1997.

MUNIZ, D. H. F.; OLIVEIRA FILHO, E. C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. Univ. Ci. Saúde, 4:83-100, 2006.

NIKLAUS, P. A.; WARDLE, D. A; TATE, K. R. Effects of plant species diversity and composition on nitrogen cycling and the trace gas balance of soils. Plant and Soil, 282:83-98, 2006.

OLIVEIRA, F. C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num latossolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2000. 247p. (Tese Doutorado).

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: Carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. R. Bras. Ci. Solo, 26:505-519, 2002.

RAGHOEBARSING, A. A.; SMOLDERS, A. J. P.; SCHMID, M. C.; RIJPSTRA, W. I. C.; WOLTERS-ARTS, M.; DERKSEN, J.; JETTEN, M. S. M.; SCHOUTEN, S.; DAMSTÉ, J. S. S.; LAMERS, L. P. M. ; ROELOFS, J. G. M.; CAMP, H. J. M. O.; STROUS, M. Methanotrophic symbionts provide carbon for photosynthesis in peat bogs. Nature, 436:1153-1156, 2005.

ROCHETTE. P.; FLANAGAN L. B.; GREGORICH E. G. Separating soil respiration into plant and soil components using analyses of natural abundance of carbon-13. Soil Science Society of America Journal, 63:1207–1213, 1999.

RODELLA, A. A.; FISCHER, K. R.; ALCARDE, J. C. Cation exchange capacity of an acid soil as influenced by different sources of organic matter. Comm. Soil Sci. Plant Anal., 26:17-18, 1995.

RODRIGUES, G. B.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A. M. R. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma cerrado. Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient., 11:73-80, 2007.

RUIVO, M. L. P. Vegetação e características do solo como indicadores de reabilitação de áreas mineradas na Amazônia Oriental. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1998. 101p. (Tese de Doutorado).

SANTOS, M. Avaliação da recomposição da cobertura vegetal de dunas em recuperação e sua interrelação com as propriedades físicas, químicas, bioquímicas e microbiológicas do solo. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 1996. 81p. (Dissertação de Mestrado)

SCHIMEL, J.; HOLLAND, E. Global gases. In: SYLVIA, D. M; HARTEL, P. G. Principal and Applications of Soil Microbiology, 2 ed., New Jersey: Pearson Education Inc., 2004. 640p.

SILVA, F. C. Uso agronômico de “resíduo orgânico”: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1995. 170p. (Tese de Doutorado)

SILVA, G. P.; FONTES, M. P. F.; COSTA, L. M; BARROS, N. F. Caracterização química, física e mineralógica de estéreis e rejeito da mineração de ferro da Mina de Alegria, Mariana-MG. Pesqui. Agropecu. Trop. 36:45-52, 2006.

SILVA, L. C. R.; CORRÊA R. S. Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no Cerrado. Rev. Árvore, 32:731-740, 2008.

SILVEIRA R. B.; MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P. Atributos microbiológicos e bioquímicos como indicadores da recuperação de áreas degradadas em Itajuba/MG. Cerne, 12:48-55, 2006.

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant Soil, 241:155–176, 2002.

SMITH, K. A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K. E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soi physical factors and biological processes. European Journal of Soil Science, 54:779–791, 2003.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) INTERNATIONAL, 2004. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica.

SOUZA, J. A. Avaliação das estratégias de recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita em Poços de Caldas (MG). Lavras, Universidade Federal de Lavras, 1996. 97p. (Tese de Doutorado).

SOUZA, P. A. Efeito da sazonalidade da serapilheira sobre o banco de sementes visando seu uso na recuperação de áreas degradadas. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2003. 130p. (Tese de Doutorado).

SPIER, C. A.; BARROS, S. M.; ROSIÈRE, C. A. Geology and geochemistry of the Águas Claras and Pico Iron Mines, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. Mineralium Deposita, 38:751-774, 2003.

STEVENSON, F. J. Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York, John Wiley, 1986. 380p.

TOY, T. J.; DANIELS, W. L. Reclamation of disturbed lands. In: MEYERS, L.A., ed. Encyclopedia of environmental analysis and remediation. New York, John Willey & Sons, 1998. p.4078-4101.

TSUTIYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólido. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J; MARQUES, M.O., eds. Biossólidos na agricultura. São Paulo, SABESP, Escola Politécnica – USP, ESALQ, UNESP. p.133-180. 2001.

VASCONCELOS, F. C. W. Desenvolvimento de tecnologia para a recomposição vegetal, com espécies nativas, nas pilhas de rejeito/estéril, geradas pela mineração de

pedra São Tomé, no Município de São Tomé das Letras, Minas Gerais. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 2001. 300p. (Dissertação de Mestrado)

VAZ, L. M. S.; GONÇALVES, J. L. M. Uso de biossólidos em povoamento de Eucalyptus grandis: Efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. R. Bras. Ci. Solo, 26:747-758, 2002.

WAIRIU, M; LAL, R. Soil organic carbon in relation to cultivation and Topsoil – Removal on sloping lands of kolombangara, Solomon Islands. Soil and Tillage Research, 70:19-27, 2003.

YUSTE, J. C.; BALDOCCHI, D. D.; GERSHENSON, A.; GOLDSTEIN, A.; MISSON, L.; WONG, S. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. Global Change Biology, 13:1-18, 2007.

CAPÍTULO 1

ADUBAÇÃO ORGÂNICA COM LODO DE ESGOTO E COMPOSTO DE LIXO NA RECUPERAÇÃO DE REJEITO DE BENECIFIAMENTO DE MINÉRIO DE FERRO

RESUMO

As barragens de rejeito de beneficiamento de minério de ferro são ambientes que possuem condições adversas para o crescimento de plantas. Desse modo, a utilização de fontes orgânicas é de fundamental importância para aumentar a eficiência de técnicas de revegetação. O objetivo deste estudo foi avaliar o crescimento da Crotalaria juncea semeada uma camada de topsoil sobre o rejeito de beneficiamento de minério de ferro submetido à adubação orgânica com lodo de esgoto e composto de lixo. O experimento constituiu de um esquema fatorial 2 x 3 (sem e com fertilização química x três níveis de adubação orgânica), em delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições. O rejeito foi coletado na barragem Forquilha III da Unidade de Fábrica - VALE, localizada no município de Ouro Preto - MG. As unidades experimentais foram colunas constituídas por quatro anéis sobrepostos de PVC. A quantidade de rejeito utilizada foi a suficiente para se obter uma coluna de 30 cm de altura. Todos os tratamentos receberam uma camada de 10 cm de topsoil na parte superior da coluna. A quantidade de lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1}) e de composto de lixo (30 t ha^{-1}) aplicada foi baseada no teor de nitrogênio desses compostos. Foram determinadas as taxas de crescimento absoluto de altura da planta, de diâmetro caulinar e de matéria seca de parte aérea e de raízes. Foram determinadas também análises de fertilidade de amostras de topsoil e rejeito após o término do experimento. A adubação orgânica mostrou-se efetiva para proporcionar maior crescimento das plantas na ausência de fertilização química, embora o uso de lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1}) e de composto de lixo (30 t ha^{-1}) não tenha diferido quanto ao efeito sobre o crescimento das plantas. Na presença de fertilização química, a adubação orgânica proporcionou maior crescimento do sistema radicular das plantas. Além disso, a adubação orgânica não resultou no aumento dos teores de matéria orgânica e de capacidade de troca catiônica na camada superficial do rejeito, observando-se apenas elevações nos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} com o uso de composto de lixo e de S com o uso de lodo de esgoto.

ABSTRACT

The iron ore beneficiation tailing dams are environments that have adverse conditions for plant growth. Thus, the use of organic sources is crucial to increase the efficiency of revegetation techniques. This study aimed to evaluate the growth of Crotalaria juncea (crotalaria) sown on a layer of topsoil over the iron ore beneficiation tailing subjected to organic fertilization with sewage sludge and compost. The tailing was collected in the dam called Forquillha III of Unidade de Fábrica - VALE, which is located in the city of Ouro Preto - MG. The experiment consisted in a factorial 2 x 3 (without and with chemical fertilization x three levels of organic fertilization) in randomized block design with four replications. The experimental units were columns constituted by four overlapped ring of PVC. The amount of tailing used was sufficient to obtain a column of 30 cm height. To all treatments were added a 10 cm layer of topsoil on the top of the column. The amount of sewage sludge (5.24 t ha^{-1}) and

compost (30 t ha^{-1}) applied was based on nitrogen content of these compounds. The rates of absolute growth in height, stem diameter and dry matter of the aerial part and roots were determined. Fertility analyzes of samples of topsoil and tailings were also determined after the end of the experiment. The organic fertilization was effective to provide greater plant growth in the absence of chemical fertilization, although, the use of sewage sludge (5.24 t ha^{-1}) and compost (30 t ha^{-1}) did not differ as to the effect on the growth of plants. In the presence of chemical fertilization, organic fertilization provided greater root growth of plants. Furthermore, the organic fertilization did not result in increased levels of organic matter and cation exchange capacity in the surface layer of the tailings, noting only increases in Ca^{2+} and Mg^{2+} with the use of compost and S with the use of sewage sludge.

1. INTRODUÇÃO

As barragens de rejeito de beneficiamento de minério de ferro são ambientes que possuem condições adversas para o crescimento de plantas. Portanto, além da seleção de espécies adequadas, para que a revegetação ocorra de maneira satisfatória, é necessária a construção de um novo ambiente edáfico que seja compatível com as espécies vegetais a serem utilizadas (Saffigna et al., 1989; Araújo et al., 2007).

Para aumentar a eficiência de técnicas de revegetação de rejeito gerado pelo beneficiamento de minério de ferro, em que predominam minerais de baixa capacidade de troca catiônica (CTC), a utilização de materiais orgânicos é de fundamental importância, pois contribuem com aumento da CTC (Kiehl, 1985, Melo et al., 1997). As cargas negativas, responsáveis pelo incremento da CTC, são consequências dos grupos funcionais carboxílicos (-COOH), fenólicos (-OH), álcoois (-OH) e metoxílicos (-OCH_3) que se encontram na periferia dos ácidos orgânicos (Abreu Jr. et al., 2001). Além disso, segundo Santos et al. (2001), a utilização de adubos orgânicos tem sido uma boa opção para reduzir os gastos com fertilizantes minerais. Nesse contexto, a aplicação de fontes de matéria orgânica, como lodo de esgoto e composto de lixo, contribui ainda para a melhoria das características físicas, químicas e biológicas desses substratos, criando um ambiente mais adequado para o crescimento das raízes e desenvolvimento da planta como um todo, possibilitando a revegetação e, consequentemente, o início da recuperação das áreas de depósito desses materiais.

Também a utilização desses materiais apresenta outras vantagens: com o aumento da produção e diante dos problemas ambientais causados pelo acúmulo de lodo de esgoto e de lixo urbano, torna-se cada vez mais urgente a necessidade de uma opção racional para o uso desses compostos orgânicos (Vieira & Cardoso, 2003). Assim, o uso

agrícola do lodo de esgoto doméstico e do composto de lixo como adubos orgânicos, em função de suas riquezas em nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, é considerado uma alternativa promissora de disposição final desses resíduos, principalmente na recuperação de áreas degradadas e ainda possibilita dar um fim ambientalmente aceitável a esses resíduos, contribuindo para que eles não sejam dispostos de forma inadequada, associando-se a outros processos de degradação (Bezerra et al., 2006; Rodrigues et al., 2007; Kitamura et al., 2008; Corrêa et al., 2010). Elevadas doses desses compostos podem ser utilizadas para esse fim com elevado grau de segurança, devido ao ciclo longo das plantas utilizadas em projetos de revegetação e também por não se tratar de produção agrícola com finalidade alimentar (Campos & Alves, 2008).

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da adubação orgânica com lodo de esgoto e composto de lixo no crescimento de plantas de Crotalaria juncea semeadas em uma camada de topsoil sobre rejeito de beneficiamento de minério de ferro. Buscou-se, também, avaliar o efeito da aplicação dessas fontes de adubação orgânica na fertilidade do rejeito de beneficiamento de minério de ferro.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização do rejeito e do topsoil

O rejeito foi coletado na barragem de rejeito denominada Forquilha III, localizada na Unidade de Fábrica - VALE, no município de Ouro Preto – MG.

A amostragem do rejeito foi realizada por meio da coleta de dez amostras simples para cada um dos transectos Norte – Sul e Leste – Oeste da barragem, espaçadas por 10 m, na profundidade de 0 a 20 cm. O material foi misturado, homogeneizado, seco ao ar, destorroado e passado em peneira com malha de 2,0 mm de abertura. Também foram coletadas dez amostras indeformadas, cinco para cada transecto na camada de 0 a 5 cm, com uso de anel volumétrico de aço inox, cravado no substrato com auxílio de trado tipo Uhland. As análises para caracterização química (Tabela 1) e física (Tabela 2) do rejeito de beneficiamento de minério seguiram metodologia EMBRAPA (2011).

O topsoil utilizado foi um Latossolo Vermelho-Amarelo, coletado na profundidade de 0 a 20 cm, no município de Paula Cândido – MG, em área de pastagem com Brachiaria brizantha por mais de 20 anos.

Tabela 1. Caracterização química do rejeito de minério de ferro e do topsoil

Características	Rejeito	Topsoil
pH em H_2O	7,30	5,65
pH em KCl	5,94	4,59
H+Al ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0,28	6,3
Al^{3+} ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0	0
Ca^{2+} ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0,79	1,76
Mg^{2+} ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0,02	1,23
Na ($mg\ dm^{-3}$)	0	0
K ($mg\ dm^{-3}$)	19,20	85
P ($mg\ dm^{-3}$)	8,26	3,6
S ($mg\ dm^{-3}$)	17,8	2,5
Fe ($mg\ dm^{-3}$)	52,78	196,9
Zn ($mg\ dm^{-3}$)	1,51	4,56
Mn ($mg\ dm^{-3}$)	68,70	87,5
Cu ($mg\ dm^{-3}$)	0,99	1,60
SB ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0,85	3,21
t ($cmol_c\ dm^{-3}$)	0,85	3,21
T ($cmol_c\ dm^{-3}$)	1,13	9,51
V (%)	76	33,8
m (%)	0	0
P-rem ($mg\ L^{-1}$)	49,44	27,0
MO ($dag\ kg^{-1}$)	0,15	5,20
Cr ($mg\ dm^{-3}$)	0,78	nd
Ni ($mg\ dm^{-3}$)	1,04	nd
Cd ($mg\ dm^{-3}$)	0,08	nd
Pb ($mg\ dm^{-3}$)	0,1	nd

pH em água - Relação 1:2,5; pH em KCl 1mol L^{-1} - Relação 1:2,5; H + Al - Extrator: Acetato de Cálcio 0,5 mol/L, pH 7,0; Al, Ca e Mg - Extrator: KCl 1 mol/L; Na, K, P, Fe, Zn, Mn e Cu - Extrator: Mehlich - 1; S - Extrator: Fosfato monocálcico em ácido acético; SB = Soma de Bases Trocáveis; CTC (t) - Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; CTC (T) - Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; V= Índice de Saturacão de Bases; m= Índice de Saturação de Alumínio; P-rem = Fósforo Remanescente (Alvarez et al, 2000); Cr, Ni, Cd e Pb – Digestão ácida (metodologia EPA-3052 - USEPA, 1994); Matéria Orgânica (MO) = COT x 1,724 (Walkley-Black) (EMPRAPA, 2011). Nd: não determinado.

Tabela 2. Caracterização física do rejeito de minério de ferro e topsoil

Características	Rejeito	Topsoil
Areia Grossa (%)	27	41
Areia Fina (%)	33	11
Silte (%)	35	17
Argila (%)	5	31
Classe Textural	Silte	Franco - Argilo -Arenosa
Dp ($kg\ dm^{-3}$)	3,16	2,80
Ds ($kg\ dm^{-3}$)	2,01	0,98
Equivalente de Umidade ($kg\ kg^{-1}$)	0,05	nd
Microporos ($m^3\ m^{-3}$)	0,36	nd
Macroporos ($m^3\ m^{-3}$)	0,01	nd
Porosidade Total ($m^3\ m^{-3}$)	0,37	nd
Condutividade Hidráulica (cm/s)	$7{,}14E^{-04}$	nd
ADA ($kg\ kg^{-1}$)	0,0092	nd

Análise Granulométrica - Método da Pipeta; Equivalente de Umidade (Ruiz et al, 2003); Dp = Densidade de Partículas - Método do balão volumétrico; Ds = Densidade do Solo - Método do anel volumétrico (Rejeito) e Método da proveta (Topsoil); Microporosidade - Mesa de tensão; Porosidade total (1-(Ds/Dp)); Macroporosidade - por diferença; Condutividade Hidráulica; ADA - Argila Dispersa em Água (EMPRAPA, 2011). Nd: não determinado.

2.2. Caracterização do lodo de esgoto e do composto de lixo

O lodo de esgoto foi coletado na Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Violeira (ETE Violeira), em Viçosa – MG. A estação é composta por um conjunto reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e biofiltro aerado submerso. A principal característica do lodo de esgoto em reatores UASB é seu alto grau de estabilização, devido ao elevado tempo de residência celular no sistema de tratamento.

Foram coletadas amostras simples de lodo em dez pontos diferentes, distribuídos aleatoriamente no leito de secagem. As amostras foram misturadas e homogeneizadas, formando uma única amostra composta. O material foi seco ao ar, destorroado e passado em peneira de malha de 2 mm.

O composto de lixo foi obtido a partir da compostagem dos resíduos orgânicos do refeitório da Unidade de Fábrica/VALE, no município de Ouro Preto – MG, seguindo as recomendações de Mendonça (1998). O composto de lixo foi fornecido já ensacado pela empresa e também foi homogeneizado, destorroado e passado em peneira de malha de 2,0 mm.

A caracterização desses materiais (Tabela 3) seguiu a metodologia recomendada pela Resolução 375/2006 do CONAMA.

Tabela 3. Caracterização química do lodo de esgoto e composto de lixo

Características em base seca	**Lodo de esgoto**	**Composto de Lixo**
Umidade (65 °C) (%)	42,99	21,95
Al (g kg^{-1})	8,11	6,68
Ca (g kg^{-1})	1,58	22,40
Mg (g kg^{-1})	0,19	2,06
Na (mg kg^{-1})	77,69	840,17
K (g kg^{-1})	0,11	1,18
P (g kg^{-1})	1,89	0,63
S (g kg^{-1})	1,66	0,97
Fe (g kg^{-1})	10,93	8,17
Zn (mg kg^{-1})	164,95	8,84
Mn (mg kg^{-1})	22,25	571,27
Cu (mg kg^{-1})	76,01	3,39
Ni (mg kg^{-1})	5,47	8,37
Cd (mg kg^{-1})	0,20	0,05

Pb (mg kg^{-1})	6,11	0,04
Cr (mg kg^{-1})	2,80	14,75
COT (%)	21,81	18,27
NT (%)	2,86	0,5
C/N	7,62	36,54
pH $_{em\ H2O}$	4,25	6,57

Teores totais de Ca, Mg, Na, K, P, S, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Cr, Pb e Cd - Digestão nitro-perclórica (metodologia EPA-3052 - USEPA, 1994); COT = Carbono Orgânico Total (Walkley-Black), Nitrogênio Total (Método de Kjehldal); C/N = relação C/N; pH em H_2O - relação de 1:2,5 (EMBRAPA, 2011).

2.3. Condições experimentais e tratamentos

O experimento foi instalado em casa de vegetação, no período de julho a outubro, com temperatura máxima de 35 °C e mínima de 18 °C. As unidades experimentais foram colunas de PVC rígido, constituídas por quatro anéis de 10 cm de diâmetro e 10 cm de altura, sobrepostos e vedados com silicone. Externamente, os anéis foram fixados com fita adesiva para estabilizar mecanicamente a coluna. As colunas foram colocadas sobre um suporte de madeira, instalado na casa de vegetação.

No preenchimento das colunas, foram utilizadas amostras de rejeito de minério de ferro secas ao ar e passadas em peneira de 4 mm de abertura de malha. A quantidade colocada nos tubos foi suficiente para obter uma coluna de rejeito com altura de 30 cm e 2,36 dm^3 de volume. O rejeito foi devidamente homogeneizado e acomodado, mantendo-se a mesma densidade observada em condições de campo (2,0 kg dm^{-3}). Todos os tratamentos receberam uma camada de 10 cm (0,78 dm^3) de topsoil na parte superior da coluna, para proporcionar melhores condições de crescimento para as plantas.

O experimento constituiu-se de um esquema fatorial 2 x 3 (sem e com fertilização química x adubação orgânica: sem aplicação, lodo de esgoto e composto de lixo) em delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições (Tabela 4).

Tabela 4. Descrição dos tratamentos em esquema fatorial 2 x 3

Tratamentos	**Componentes**	
	Fertilização química	**Adubação orgânica**
1	sem	sem
2	sem	lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1})
3	sem	composto de lixo (30 t ha^{-1})
4	com	sem
5	com	lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1})
6	com	composto de lixo (30 t ha^{-1})

O critério utilizado para a determinação da dose de aplicação do lodo de esgoto e composto de lixo ao solo, determinado pela Equação 1, baseou-se na recomendação de adubação nitrogenada da espécie cultivada que deve ser suprida pelo teor de N das fontes orgânicas.

$$\text{Dose da adubação orgânica (t ha}^{-1}) = \frac{\text{N recomendado (kg/ha)}}{\text{N Total (kg/t)}} \qquad \text{(Equação 1)}$$

Para uma produção de alto nível tecnológico, foi considerada a demanda de 150 kg ha^{-1} de N para a espécie utilizada. O lodo apresentou maiores teores de N disponível quando comparado ao composto de lixo. Assim, foi aplicada uma dose de 30 t ha^{-1} de composto de lixo e de 5,24 t ha^{-1} de lodo de esgoto.

Quanto à fertilização química, foram aplicadas soluções nutritivas na superfície da coluna: 150 mg dm^{-3} de N (fosfato de amônio, sulfato de amônio e nitrato de amônio); 300 mg dm^{-3} de P (fosfato de amônio e fosfato de potássio); 150 mg dm^{-3} de K (fosfato de potássio); 40 mg dm^{-3} de S (sulfato de amônio); 0,81 mg dm^{-3} de B (ácido bórico); 0,15 mg dm^{-3} de Mo, (molibitado de sódio); 1 mg dm^{-3} de Cu (cloreto de cobre) e por último, 4 mg dm^{-3} de Zn (cloreto de zinco) (Novais et al., 1991). A padronização da quantidade do N foi utilizada como critério em todos os tratamentos com adubação, portanto, os tratamentos que receberam adubação orgânica não receberam fertilização química nitrogenada. A dose de N foi parcelada em três aplicações, enquanto a dose de K foi aplicada juntamente com a adubação fosfatada, previamente ao semeio da crotálaria.

Tendo em vista que o rejeito apresenta pH elevado, as demandas de cálcio e magnésio foram supridas pela aplicação de óxidos de cálcio e de magnésio na proporção 4:1, adotando uma recomendação de 3 t ha^{-1} de $CaCO_3$, considerando um calcário com 100 % de PRNT e 38 % de CaO + MgO.

A espécie utilizada para fins de revegetação do rejeito de beneficiamento de minério de ferro foi a Crotalaria juncea (crotalária). O semeio foi realizado diretamente na superfície do solo e, após a emergência das plântulas, foi realizado o desbaste, mantendo seis plantas por coluna.

Foram realizadas aplicações semanais de 1,0 L de água deionizada, equivalente ao volume total de poros da coluna, considerando a camada de rejeito e de topsoil em sistema aberto, ocorrendo perdas por lixiviação (dados não apresentados).

Ao final do período experimental de oitenta dias, as colunas foram desmontadas, retirando-se, para análise, uma amostra da camada de topsoil e uma amostra superficial da camada de rejeito de minério de ferro. As amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas por uma peneira de malha de 2 mm (TFSA). Foram determinados para as amostras de topsoil e rejeito: pH em água, acidez potencial (H+Al), os cátions trocáveis Al^{3+}, Ca^{2+} e Mg^{2+}, teores disponíveis de Na, K, P, S, Fe, Zn, Mn e Cu (EMBRAPA, 2011) e P remanescente – P-rem (Alvarez V. et al., 2000). A partir dos resultados obtidos nas análises químicas, foram calculados os valores de soma de bases trocáveis (SB), a capacidade de troca catiônica efetiva (t) e a capacidade de troca catiônica total a pH 7,0 (T), a saturação do complexo de troca por bases (V) e a saturação do complexo de troca por Al^{3+} (m), segundo a EMBRAPA (2011). Além disso, foi determinado também, o carbono orgânico (CO) pelo método Walkley-Black (Yeomans & Bremner, 1988), cujo resultado foi multiplicado por 1,724 para a determinação do teor de matéria orgânica.

O material vegetal foi cortado rente à superfície do solo, separando parte aérea e raízes. As raízes foram lavadas com água deionizada e o material colocado em estufa de circulação forçada de ar a 65° C para secagem e quantificação da matéria seca de parte aérea e de raízes. Foram determinadas, também, as taxas de crescimento absoluto (TCA) de altura da planta e de diâmetro caulinar, de matéria seca de parte aérea e de raízes, como descrito na Equação 2 (Hunt, 1990).

$$\mathrm{TCA} = \frac{(X_2 - X_1)}{(t_2 - t_1)} \qquad \text{(Equação 2)}$$

em que TCA é a taxa de crescimento absoluto (g dia^{-1}); (X_2 – X_1) é a diferença de determinado parâmetro entre duas observações (g) e (t_2 - t_1) é o tempo decorrido entre duas observações (dias).

2.4.Análises estatísticas

Os dados obtidos foram avaliados estatisticamente, verificando-se, na análise de variância, a homogeneidade das variâncias para os diferentes tratamentos em estudo. Os graus de liberdade para tratamentos foram desdobrados em contrastes médios (Alvarez V. & Alvarez, 2006) ortogonais mais contrastes adicionais, não necessariamente ortogonais com todos os demais contrastes. Os contrastes comparam os efeitos de um grupo de tratamentos sem determinada característica que recebem coeficientes

negativos com outro grupo de tratamentos com determinada característica que recebem coeficientes positivos. Assim, se o contraste médio for positivo indica que a média do segundo grupo de tratamentos é maior que a média do primeiro grupo e, se significativo, que o segundo grupo com determinada característica aumenta ou melhora determinada variável em relação ao primeiro grupo. Por outro lado, se negativo, indica que a média do primeiro grupo de tratamentos é maior que a média do segundo grupo, e, se significativo, significa que determinada característica diminui ou piora determinada variável em estudo. Os coeficientes dos contrastes analisados estão listados na Tabela 5 e as descrições dos contrastes estabelecidos na Tabela 6.

Tabela 5. Coeficientes dos contrastes analisados para os tratamentos de acordo com o fatorial 2 x 3

Tratamentos			**Contrastes**								
	Componentes		**Ortogonais**					**Adicionais**			
Número	**Fertilização química**	**Adubação orgânica**	C_1	C_2	C_3	C_4	C_5	C_{a1}	C_{a2}	C_{a3}	C_{a4}
1	sem	sem	-1	-2	0	0	0	-1	-1	0	0
2	sem	lodo de esgoto	-1	1	-1	0	0	1	0	0	0
3	sem	composto de lixo	-1	1	1	0	0	0	1	0	0
4	com	sem	1	0	0	-2	0	0	0	-1	-1
5	com	lodo de esgoto	1	0	0	1	-1	0	0	1	0
6	com	composto de lixo	1	0	0	1	1	0	0	0	1

Tabela 6. Confronto estabelecido e efeito principal de cada contraste

Contrastes	**Confronto**	**Efeito**
C_1	Fert $_0$ vs Fert $_1$	Fertilização química
C_2	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_0$	Adubação orgânica nos tratamentos sem fertilização
C_3	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_0$	Lodo versos composto nos tratamentos sem fertilização
C_4	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_1$	Adubação orgânica nos tratamentos com fertilização
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$	Lodo versos composto nos tratamentos com fertilização
C_{a1}	T vs (T + L) d/ Fer t $_0$	Lodo nos tratamentos sem fertilização
C_{a2}	T vs (T + C) d/ Fert $_0$	Composto nos tratamentos sem fertilização
C_{a3}	T vs (T + L) d/ Fert $_1$	Lodo nos tratamentos com fertilização
C_{a4}	T vs (T + C) d/ Fert $_1$	Composto nos tratamentos com fertilização

T: Topsoil; Fert $_0$: sem Fertilização química; Fert $_1$: com Fertilização química; (T + L): Topsoil + Lodo de esgoto; (T + C): Topsoil + Composto de lixo; vs: versos e d/: dentro de.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. Crescimento da crotalária

Os tratamentos com fertilização química apresentaram aumentos significativos para todas as variáveis de crescimento avaliadas (contraste C_1, Tabela 8). Estes

tratamentos aumentaram em 30, 51, 202 e 294 % as taxas de crescimento absoluto de altura, diâmetro caulinar, matéria seca de parte aérea e matéria seca das raízes das plantas, respectivamente (Tabela 7). Segundo Brady & Weil (2002), diferenças na produção de biomassa vegetal são determinadas pela disponibilidade de nutrientes, quando água, luz e calor não atuam como fatores limitantes. Assim, a fertilização química é importante para complementar os nutrientes que se encontram em menor concentração no lodo e no composto, como o K, e que poderiam limitar o desenvolvimento da planta. Oliveira et al. (1995), Anjos (1999) e Simonete et al. (2003) observaram que a complementação do lodo de esgoto com fertilização química de K proporcionou maior produção de matéria seca em plantas de milho em relação aos tratamentos que não receberam fertilização química. Ainda, Berton & Valadares (1991) e Almeida (2003) também atestaram a necessidade de fertilização química complementar ao composto de lixo em função dos teores existentes neste material não suprirem plenamente as demandas de culturas agrícolas.

Nos tratamentos com adubação orgânica e sem fertilização química foram verificados aumentos significativos das taxas de crescimento absoluto de altura, diâmetro caulinar e matéria seca de parte aérea das plantas em relação ao tratamento sem fonte de adubação orgânica (contraste $C_{2,}$ Tabela 8). Diversos trabalhos mostraram aumentos significativos dos teores de nutrientes após a incorporação de fontes de matéria orgânica em solos e substratos (Martínez et al., 2003; Simonete et al., 2003; Corrêa et al., 2005; Guedes et al., 2006; Bovi et al., 2007; Gomes et al., 2007) e, por sua vez, essa maior fertilidade resulta em maior produção de biomassa vegetal.

Não houve diferença significativa para todas as variáveis analisadas entre os tratamentos com lodo de esgoto e com composto de lixo (contrastes C_3 e $C_{5,}$ Tabela 8). Esse fato pode ser explicado pela padronização da adubação nitrogenada para os tratamentos. No entanto, trabalhos comparativos entre a eficiência agronômica de lodo de esgoto e composto de lixo relatam a superioridade do primeiro em produzir biomassa vegetal em relação ao segundo resíduo, quando aplicados na mesma dose (Mantovani et al., 2006; Bovi et al.; 2007; Terhoeven-Urselmans et al., 2009). Lodos de esgoto são reputados por apresentarem matéria orgânica prontamente mineralizável e altos teores de nutrientes, sobretudo nitrogênio e fósforo (Barbarick & Ippolito, 2000; Corrêa et al., 2005; Terhoeven-Urselmans et al., 2009). Por outro lado, estudos de mineralização de resíduos em solos mostraram que o composto de lixo doméstico foi o que apresentou a menor taxa de degradação e liberação de nutrientes para as plantas, entre várias fontes

de matéria orgânica testadas (Mantovani et al., 2006). Portanto, essas vantagens do lodo de esgoto em relação ao composto de lixo possivelmente contribuíram para equiparar os efeitos da aplicação de 5,24 t ha^{-1}de lodo de esgoto e 30 t ha^{-1} de composto de lixo no crescimento da crotalária.

Tabela 7. Taxas de crescimento absoluto de altura, de diâmetro caulinar, de matéria seca de parte aérea e de matéria seca de raízes aos 80 dias após o semeio

Tratamento	Taxas de crescimento absoluto			
	Altura	Diâmetro	Matéria seca de parte aérea	Matéria seca de raízes
	----------mm dia $^{-1}$----------		----------mg dia $^{-1}$----------	
1	1,12	0,015	1,62	0,59
2	1,50	0,018	3,74	0,98
3	1,60	0,018	4,94	1,26
4	2,22	0,025	10,06	2,98
5	2,13	0,027	10,27	4,27
6	1,12	0,025	10,80	3,88

Tratamentos: 1 – Topsoil (controle), 2 - Topsoil + Lodo, 3 - Topsoil + Composto, 4 - Topsoil + Fertilização, 5 - Topsoil + Lodo + Fertilização, 6 - Topsoil + Composto + Fertilização.

Tabela 8. Contrastes médios para as taxas de crescimento absoluto de altura, diâmetro caulinar, matéria seca de parte aérea e matéria seca de raízes, aos 80 dias após o semeio

	Contrastes	Contrastes médios[1]			
		Altura	Diâmetro	Matéria seca de parte aérea	Matéria seca de raízes
		----------mm dia $^{-1}$---------		---------mg dia $^{-1}$----------	
C_1	Fert $_0$ vs Fert $_1$	0,72**	0,0089**	6,93**	2,76**
C_2	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_0$	0,43**	0,0030°	2,71*	0,52
C_3	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_0$	0,09	-0,0004	1,20	0,28
C_4	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_1$	-0,13	0,0009	0,47	1,09*
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$	-0,08	-0,0013	0,52	-0,38
C_{a1}	T vs (T + L) d/ Fer t $_0$	0,38*	0,0032°	2,11°	0,38
C_{a2}	T vs (T + C) d/ Fert $_0$	0,48**	0,0028	3,32**	0,67
C_{a3}	T vs (T + L) d/ Fert $_1$	-0,09	0,0016	0,20	1,28*
C_{a4}	T vs (T + C) d/ Fert $_1$	-0,17	0,0002	0,73	0,90°
CV (%)		11,72	11,62	22,87	27,65

°, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. T: Topsoil; Fert $_0$: sem Fertilização química; Fert $_1$: com Fertilização química; (T + L): Topsoil + Lodo de esgoto; (T + C): Topsoil + Composto de lixo; vs: versos e d/: dentro de. [1] Contraste médio positivo indica que a média do segundo grupo de tratamentos é maior que a média do primeiro grupo e contraste médio negativo indica que a média do primeiro grupo de tratamentos é maior que a do segundo grupo.

Já os tratamentos com adubação orgânica na presença de fertilização química não apresentaram diferenças significativas nas taxas de crescimento absoluto de altura, de diâmetro caulinar e de matéria seca de parte aérea em relação ao tratamento sem

fonte de adubação orgânica (contraste C_4, Tabela 8). No entanto, obteve-se aumento significativo da TCA da matéria seca de raízes (contraste C_4, Tabela 8), sendo 43 % superior para os tratamentos com lodo de esgoto e 30 % para os tratamentos com composto de lixo (Tabela 7). Resultados semelhantes foram encontrados por Almeida (2003) que, avaliando o efeito do uso de composto urbano na produção de mudas de maracujazeiro amarelo, verificou que os tratamentos com composto de lixo e com fertilizantes proporcionaram maior produção de matéria seca de raízes. Além disso, Casagrande Junior et al. (1996) também verificaram que o uso de composto de lixo proporcionou aumento na produção de matéria seca do sistema radicular, no entanto em menor proporção, quando comparado a outros materiais orgânicos.

3.2. Alterações na fertilidade da camada de topsoil e o crescimento da crotalária

A fertilização química contribuiu para o aumento significativo na soma de base (SB) e da CTC efetiva (t) da camada de topsoil, pela elevação significativa dos teores de Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na e K. Também houve aumentos significativos nos teores de P, S, Zn e Mn e diminuição significativa dos teores disponíveis de Fe (contraste C_1, Tabela 10). Além disso, os tratamentos com fertilização química apresentaram ganhos significativos de MO e de CTC total a pH 7 (T). Atribui-se que o aumento de MO verificado nesses tratamentos pode estar ligado ao maior crescimento radicular das plantas quando na presença de fertilização química, já que muitos estudos recentes demostram a importância do efeito da rizosfera na manutenção da MO no solo (Cheng e Kuzyakov, 2005 e Cheng et al., 2008). Quando a taxa de decomposição da MOS é inibida, temos o efeito priming negativo que resulta em proteção do C nativo do solo e consequentemente aumenta o teor da MO. Cheng et al. (2008), trabalhando com espécies herbáceas em casa de vegetação, mostraram consistentemente os efeitos priming negativos da rizosfera na decomposição da MOS, o que significa que a decomposição da MOS foi maior nos tratamentos não plantados do que nos tratamentos com plantas, sendo a biomassa total de raízes o maior responsável pela magnitude do efeito priming da rizosfera. Em nível de campo, a pesquisa realizada por Corrêa & Bento (2010) mostrou que a permanência de uma cobertura vegetal sobre um substrato minerado contribuiu para a elevação do teor de MO a níveis 30 % superiores ao do substrato sem vegetação.

Os tratamentos com lodo de esgoto e com composto de lixo não apresentaram incrementos significativos nos teores de matéria orgânica e consequentemente não alteraram os valores de CTC (contrastes C_2 e C_4, Tabela 10). Esse resultado pode estar associado às elevadas taxas de degradação do CO adicionado provocadas por condições de temperatura e umidade que proporcionaram um efeito temporário da aplicação desses materiais sobre a MO e a CTC do solo (Abreu et al., 2005). Além disso, esse comportamento pode estar associado às doses aplicadas de lodo de esgoto e composto de lixo, que não foram capazes de exercer efeito significativo sobre o teor de CO. Ao contrário, favoreceram sua degradação, contribuindo para diminuição da MO e da CTC do solo. Esse efeito é conhecido como efeito *priming* positivo, que trata da diminuição do C nativo do solo logo após a entrada de material orgânico na área pelo estimulo da população microbiana decompositora em função da quantidade de CO oxidável (Da Cas, 2009).

De acordo com Abreu Junior et al. (2005), solos podem ou não apresentar incrementos de CO no solo em consequência da aplicação de fontes de matéria orgânica: o processo será controlado pelo tipo, dose, frequência, forma de aplicação (incorporação ou distribuição superficial), relação C/N e grau de estabilidade do resíduo orgânico adicionado ao solo, assim como pela matéria orgânica, disponibilidade de N e fertilidade do solo em questão. Isso evidencia a complexidade das inter-relações entre a matéria orgânica nativa do solo e aquela adicionada pelo resíduo orgânico (Oliveira, 2000; Abreu Jr. et al., 2002).

Guedes et al. (2006) também verificaram a ocorrência do efeito priming positivo, trabalhando com aplicação de lodo de esgoto no solo. Nesse estudo, os autores verificaram uma tendência de diminuição em relação ao CO original do solo nos tratamentos em que foram incorporadas doses de 10, 20 e 40 t ha^{-1} de biossólido. Terry (1979) também observou a diminuição do CO do solo com a aplicação de lodo de esgoto.

O tratamento com composto de lixo apresentou aumento significativo da SB, pelo aumento significativo dos teores de Ca^{2+} e Na em relação ao tratamento sem adubação orgânica (Tabela 10, contraste C_{a2} e C_{a4}). Já o tratamento com lodo de esgoto apresentou diminuição significativa da SB, pela diminuição de Ca^{2+}, Mg^{2+} e K (contraste C_{a1}, Tabela 10), que deve estar associada a perdas por lixiviação ou por absorção pelas plantas (dados não apresentados). Moraes (1991) também constatou

perdas de Ca^{2+}, Mg^{2+} e K por lixiviação em Latossolo Vermelho, com o NO^{3-} tendo participação importante no processo.

Além disso, observou-se nos tratamentos com composto de lixo aumentos significativos de 255, 373 e 88 % nos teores de Ca^{2+}, Na e K, respectivamente, em relação ao tratamento com lodo de esgoto (contrastes C_3 e C_5, Tabela 10). Uma das principais implicações dos aumentos nos teores K, Ca^{2+}, Mg^{2+} e Na é a possibilidade da ocorrência de salinização do solo. Melo et al. (1997) explicam que a aplicação de composto rico em Na e K no solo pode promover o aumento da condutividade elétrica e o deslocamento de Ca^{2+} e Mg^{2+} adsorvidos no complexo de troca, a dispersão dos colóides e a redução da condutividade hidráulica do solo. A elevada adição de Na poderá conduzir à sodicidade (Abreu Jr. et al., 2001). Observou-se, porém, que os teores de Na tiveram correlações positivas com todas as variáveis de crescimento da planta avaliada (Tabela 11).

Notou-se nos tratamentos com adubação orgânica uma diminuição significativa dos teores de Mg^{2+} no topsoil, após o término do experimento, em relação aos tratamentos sem fonte de adubação orgânica (contrastes C_2 e C_4, Tabela 10). Provavelmente, a presença das plantas contribuiu para extração e ciclagem do Mg no solo. Ressalta-se que o teor de Mg^{2+} encontrado na camada de topsoil teve correlação significativa com todas as variáveis de crescimento da planta avaliadas (Tabela 11).

O tratamento com composto de lixo aumentou significativamente os teores de P em relação ao tratamento sem fonte de adubação orgânica (contrastes C_{a2} e C_{a4}, Tabela 10). Segundo Mazur et al. (1983a), Pavan et al. (1997) e Abreu Jr. et al. (2002), o aumento na disponibilidade de P deve-se à presença do nutriente no adubo orgânico e aos aumentos do valor de pH e do teor de matéria orgânica.

Além disso, tratamentos com adubação orgânica alteraram significativamente os teores de S (contraste C_2, Tabela 10), tendo aumentado sua disponibilidade no topsoil em 263 % nos tratamentos com lodo de esgoto (contraste C_{a1}, Tabela 10) e em 442 % nos tratamentos com composto (contraste C_{a2}, Tabela 10), no entanto, esse nutriente não apresentou correlação com o crescimento da crotalária (Tabela 11).

Os teores de Zn, Mn e Cu mantiveram-se praticamente invariáveis, independentemente da fonte de adubação orgânica aplicada (contrastes C_2, C_{a1} e C_{a2}, Tabela 10), em razão, provavelmente, de sua concentração inicial no topsoil e da baixa concentração no lodo e composto de lixo. Vale ressaltar ainda, que os teores de Zn na camada de topsoil tiveram correlação significativa com todas as variáveis de

crescimento da planta (Tabela 11), o que pode representar uma vantagem do uso do lodo de esgoto, já que este apresenta maior teor de zinco em relação ao composto.

Outro aspecto importante observado no tratamento com lodo de esgoto foi a diminuição significativa do pH (contraste $C_{a1,}$ Tabela 10). A acidificação de solos e substratos tratados com lodo de esgoto é frequente e tida como resultado das reações de nitrificação, oxidação de sulfitos e produção de ácidos orgânicos produzidos durante a decomposição microbiológica da matéria orgânica presente no lodo (Brofas et al., 2000; Simonete et al., 2003; Bezerra et al., 2006). Já o tratamento com a utilização de composto de lixo apresentou aumento significativo no pH e diminuição na acidez potencial em relação ao tratamento com lodo de esgoto (contraste C_3 e $C_{5,}$ Tabela 10). Aumentos no pH do solo com a aplicação de composto de lixo também foram observados por Mazur et al. (1983b), Wong et al. (1998) e Oliveira et al. (2002).

Tabela 9. Valores médios de pH em água, H+Al, Al^{3+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na, K, P, S, Fe, Zn, Mn, Cu, Cr, Ni, Cd, Pb, P-rem, SB, t, T, V, m e MO na camada de topsoil

Tratamentos	**pH** $_{H2O}$	**H+Al**	**Al^{3+}**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Na**	**K**	**P**	**S**	**Fe**	**Zn**
		----------$cmol_c$ dm^{-3}----------				----------mg dm^{-3}----------					
T	6,22	5,49	0,04	2,01	1,18	1,23	43,63	5,02	0,79	171,18	3,43
T + L	6,09	5,03	0,03	1,69	0,92	2,23	35,00	8,72	2,87	134,48	4,84
T + C	7,34	0,93	0,00	6,00	0,92	10,55	65,75	27,60	4,28	82,15	2,99
T + Fert	5,82	5,59	0,08	2,28	1,44	4,00	41,00	46,17	5,03	80,48	6,51
T + L + Fert	6,24	4,51	0,00	3,23	1,28	11,23	75,75	32,97	3,12	92,02	5,74
T + C + Fert	7,39	1,19	0,00	6,29	1,14	18,57	103,88	70,77	3,47	79,37	5,42

Tratamentos	**Mn**	**Cu**	**P-rem**	**SB**	**t**	**T**	**V**	**m**	**MO**
	-------mg dm^{-3}------		mg/L	--------$cmol_c$ dm^{-3}--------			--------%---------		dag kg^{-1}
T	72,70	1,56	28,27	3,30	3,34	8,79	37,52	1,14	4,93
T + L	73,66	1,98	28,30	2,70	2,72	7,72	34,29	0,80	4,58
T + C	75,03	1,13	29,19	7,12	7,12	8,05	88,54	0,00	5,20
T + Fert	59,65	1,99	32,43	3,84	3,91	9,43	40,68	1,98	5,38
T + L + Fert	98,39	2,06	35,59	4,75	4,75	9,25	51,32	0,00	5,28
T + C + Fert	111,26	1,31	32,82	7,78	7,78	8,97	87,02	0,00	5,39

Tratamentos: T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, C – Composto de lixo, Fert – Fertilização química

Tabela 10. Contrastes médios e suas significâncias para pH em água, H+Al, Al^{3+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na, K, P, S, Fe, Zn, Mn, Cu, Cr, Ni, Cd, Pb, P-rem, SB, t, T, V, m e MO na camada de topsoil, após 80 dias de experimento

Contrastes		Contrastes Médios[1]												
		pH	**H+Al**	**Al^{3+}**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Na**	**K**	**P**	**S**	**Fe**	**Zn**	**Mn**	**Cu**
		-	---------cmolc dm^{-3}----------				----------mg dm^{-3}----------							
C_1	Fert $_0$ vs Fert $_1$	-0,07	-0,05	0,00	0,70**	0,24**	6,60**	25,42**	36,19**	1,23°	-45,32**	2,14*	15,97*	0,24
C_2	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_0$	0,49**	-2,51**	-0,03°	1,83**	-0,20**	5,16	6,75	13,14	2,78*	-62,86**	0,49	1,64	0,00
C_3	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_0$	1,25**	-4,10**	-0,03°	4,31**	-0,13°	8,33°	30,75°	18,89	1,41	-52,33**	-1,85	1,38	-0,84**
C_4	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_1$	1,00**	-2,74**	-0,08**	2,48**	-0,23**	10,89**	48,81**	5,70	-1,74°	5,21	-0,93	45,17**	-0,31
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$	1,15**	-3,31**	0,00	3,07**	-0,14°	7,34°	28,13°	37,80**	0,35	-12,65	-0,31	12,86	-0,74**
C_{a1}	T vs (T + L) d/ Fer t $_0$	-0,14°	-0,46	-0,01	-0,32	-0,13°	1,00	-8,63	3,70	2,08°	-36,70*	1,41	0,95	0,42
C_{a2}	T vs (T + C) d/ Fert $_0$	1,12**	-4,56**	-0,04*	3,99**	-0,26**	9,33*	22,13	22,59°	3,49**	-89,03**	-0,44	2,33	-0,43°
C_{a3}	T vs (T + L) d/ Fert $_1$	0,42**	-1,09*	-0,08**	0,95**	-0,16*	7,23°	34,75*	-13,20	-1,91	11,54	-0,78	38,74**	0,06
C_{a4}	T vs (T + C) d/ Fert $_1$	1,57**	-4,40**	-0,08**	4,02**	-0,30**	14,56**	62,88**	24,60°	-1,56	-1,11	-1,09	51,60**	-0,68*
CV (%)		1,62	14,40	85,28	7,38	8,71	70,70	34,20	51,56	47,72	19,64	38,07	21,84	20,45

Contrastes		Contrastes médios[1]						
		P-rem	**SB**	**t**	**T**	**V**	**m**	**MO**
		mg L^{-1}	---------cmolc dm^{-3}---------			----------%----------		dag kg^{-1}
C_1	Fert $_0$ vs Fert $_1$	5,03**	1,08**	1,09**	1,03**	6,22	0,01	0,45°
C_2	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_0$	0,48	1,61**	1,59**	-0,90°	23,90	-0,74°	-0,04
C_3	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_0$	0,89	4,43**	4,40**	0,33	54,25	-0,80°	0,61
C_4	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_1$	1,78°	2,43**	2,35**	-0,32	28,49	-1,98**	-0,04
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$	-2,78*	3,03**	3,03**	-0,28	35,70	0,00	0,11
C_{a1}	T vs (T + L) d/ Fer t $_0$	0,04	-0,60*	-0,62*	-1,07°	-3,23°	-0,34	-0,35
C_{a2}	T vs (T + C) d/ Fert $_0$	0,92	3,83**	3,79**	-0,74	51,03	-1,14*	0,27
C_{a3}	T vs (T + L) d/ Fert $_1$	3,16*	0,91**	0,84**	-0,18	10,64	-1,98**	-0,09
C_{a4}	T vs (T + C) d/ Fert $_1$	0,39	3,94**	3,87**	-0,46	46,34	-1,98**	0,02
CV (%)		5,15	7,51	7,58	9,60	4,28	90,32	10,75

°, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. T: Topsoil; Fert $_0$: sem Fertilização química; Fert $_1$: com Fertilização química; (T + L): Topsoil + Lodo de esgoto; (T + C): Topsoil + Composto de lixo; vs: versos e d/: dentro de.[1] Contraste médio positivo indica que a média do segundo grupo de tratamentos é maior que a média do primeiro grupo e contraste médio negativo indica que a média do primeiro grupo de tratamentos é maior que a do segundo grupo.

Dentre as variáveis de fertilidade analisadas, sete apresentaram correlações significativas com as variáveis de crescimento da crotalária, sendo elas: Mg^{2+}, Na, P, Fe, P-rem, Zn e T (Tabela 11).

Tabela 11. Correlação das Taxas de crescimento absoluto (TCA) de altura da planta, diâmetro caulinar, parte aérea e raízes da crotalária com as variáveis de fertilidade do topsoil

	TCA Altura	TCA Diâmetro	TCA Parte Aérea	TCA Raízes
pH_{H2O}	0,00	-0,01	0,10	0,10
pH_{KCl}	0,15	0,09	0,23	0,20
H+Al	-0,12	-0,04	-0,19	-0,15
Al^{3+}	0,01	-0,06	-0,08	-0,20
Ca^{2+}	0,25	0,21	0,35	0,32
Mg^{2+}	0,48*	0,46*	0,46*	0,46*
Na	0,44*	0,40*	0,44*	0,43*
K	0,24	0,34	0,38	0,42*
P	0,64*	0,61*	0,76*	0,63*
S	0,44*	0,32	0,34	0,24
Fe	-0,73*	-0,65*	-0,75*	-0,60*
Zn	0,51*	0,51*	0,55*	0,55*
Mn	0,19	0,29	0,27	0,37
Cu	0,25	0,22	0,11	0,24
P-rem	0,69*	0,76*	0,77*	0,77*
SB	0,31	0,28	0,42*	0,39
t	0,31	0,28	0,42*	0,39
T	0,48*	0,47*	0,45*	0,48*
V	0,21	0,16	0,30	0,26
m	-0,06	-0,12	-0,14	-0,25
MO	0,34	0,36	0,39	0,28

* Significativo a 5 %, pelo teste t.

3.3.Alterações na fertilidade do rejeito

Os tratamentos com fertilização química apresentaram aumentos na SB do rejeito em 17 % em relação aos tratamentos sem fertilização química, pela elevação dos teores principalmente dos cátions Mg^{2+} e K (contraste $C_{1,}$ Tabela 13). Esses cátions podem ter sido transportados da camada superior de topsoil até camadas inferiores do rejeito na coluna, por lixiviação. Esse efeito refletiu em aumento da CTC efetiva (t) e aumento da saturação do complexo de troca por bases (V) (contraste $C_{1,}$ Tabela 13). Além disso, houve aumento significativo no pH e redução da acidez potencial.

Os tratamentos com adubação orgânica de maneira geral não proporcionaram aumento de MO e de CTC total a pH 7 (T) na camada superficial do rejeito de minério

de ferro (contrastes C_2, C_4, C_{a1}, C_{a2}, C_{a3} e C_{a4}, Tabela 13), que permaneceram com valores baixos (Tabela 12).

O tratamento com composto de lixo aumentou significativamente a soma de bases em relação aos tratamentos sem adubação orgânica, pela elevação nos teores de Ca^{2+} e Mg^{+} (contraste C_{a2}, Tabela 13). Esse efeito refletiu em aumento na CTC efetiva (t) e aumento da saturação do complexo de troca por bases (V). No entanto, vale ressaltar que a CTC efetiva do rejeito permaneceu muito baixa (Tabela 12). Além disso, houve aumento significativo no pH e redução da acidez potencial (contraste C_{a2}, Tabela 13).

Mantovani et al. (2006), avaliando o efeito em profundidade da aplicação de composto de lixo na fertilidade do solo, verificaram que a incorporação de composto de lixo na profundidade de 0–20 cm melhorou a fertilidade do solo da própria camada em que foi aplicado e da camada de 20–40 cm, mas não alterou as características da camada de 40–60 cm. Além disso, verificaram que a adubação com composto de lixo propiciou aumento do pH e dos teores de MO, P, K, Ca^{2+} e Mg^{2+} na camada de 0–20 cm, bem como de pH e Ca na profundidade de 20–40 cm.

Já o tratamento com lodo de esgoto não alterou significativamente as variáveis de fertilidade avaliadas na camada superficial do rejeito, com exceção dos teores de S, que aumentaram significativamente em relação aos tratamentos sem adubação orgânica (contraste C_{a1}, Tabela 13), sendo em média 169 % superior. Esse aumento está associado ao caráter móvel do íon SO_4^{2-} que se deslocou na coluna por efeito de lixiviação.

Apesar das limitações ao crescimento de plantas pela fertilidade do rejeito, observou-se que o crescimento das raízes da crotalária se restringiu às paredes da coluna ao atingir a camada de rejeito. Esse fato indica que, possivelmente, as características físicas apresentadas por esse material, como elevada densidade e pequena macroporosidade, foram determinantes na limitação ao crescimento e desenvolvimento das raízes das plantas.

Tabela 12. Valores médios de pH em água, H+Al, Al^{3+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na, K, P, S, Fe, Zn, Mn, Cu, Cr, Ni, Cd, Pb, P-rem, SB, t, T, V, m e MO na camada de rejeito

Tratamentos	**pH** $_{H2O}$	**H+Al**	**Al^{3+}**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Na**	**K**	**P**	**S**	**Fe**	**Zn**
		--------$cmol_c$ dm^{-3}----------				----------mg dm^{-3}----------					
T	6,61	0,75	0,00	0,26	0,07	0,42	2,17	10,95	4,04	46,43	1,45
T + L	6,67	0,83	0,00	0,27	0,07	0,35	1,33	11,87	10,88	49,59	1,50
T + C	7,41	0,27	0,00	0,60	0,10	0,63	2,08	10,81	6,18	36,07	1,47
T + Fert	6,98	0,58	0,00	0,40	0,10	0,62	4,50	10,43	8,73	36,29	1,26
T + L + Fert	7,13	0,52	0,00	0,38	0,09	1,21	3,33	12,75	5,73	46,01	1,62
T + C + Fert	7,35	0,51	0,00	0,48	0,10	0,46	3,58	11,45	5,52	45,59	1,43

Tratamentos	**Mn**	**Cu**	**P-rem**	**SB**	**t**	**T**	**V**	**m**	**MO**
	-----mg dm^{-1}-----		mg/L	-------$cmol_c$ dm^{-3}------			--------%-------		dag kg^{-1}
T	84,98	0,57	28,48	0,34	0,34	1,09	33,76	0,00	0,13
T + L	71,62	0,53	29,42	0,34	0,34	1,17	29,92	0,00	0,13
T + C	77,84	0,83	27,54	0,70	0,70	0,97	72,47	0,00	0,00
T + Fert	74,41	0,53	31,57	0,53	0,53	1,10	49,90	0,00	0,00
T + L + Fert	100,69	0,73	29,98	0,48	0,48	1,01	50,16	0,00	0,02
T + C + Fert	85,65	0,57	30,47	0,60	0,60	1,10	53,48	0,00	0,02

Tratamentos: T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, C – Composto de lixo, Fert – Fertilização química.

Tabela 13. Contrastes médios e suas significâncias para pH em água, H+Al, Al^{3+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na, K, P, S, Fe, Zn, Mn, Cu, Cr, Ni, Cd, Pb, P-rem, SB, t, T, V, m e MO na camada de rejeito, após 80 dias de experimento

Contrastes		Contrastes Médios[1]												
		pH	**H+Al**	**Al^{3+}**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Na**	**K**	**P**	**S**	**Fe**	**Zn**	**Mn**	**Cu**
		-	---------cmolc dm^{-3}----------			----------mg dm^{-3}----------								
C_1	Fert $_0$ vs Fert $_1$	0,25**	-0,08°	0,00	0,04	0,02**	0,30	1,94**	0,34	-0,38	-1,40	-0,03	8,77	-0,03
C_2	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_0$	0,43**	-0,20**	0,00	0,17**	0,01	0,07	-0,46	0,39	4,49**	-3,60	0,03	-10,25	0,11
C_3	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_0$	0,74**	-0,57**	0,00	0,33**	0,03**	0,28	0,75	-1,06	-4,70*	-13,52°	-0,03	6,22	0,30
C_4	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_1$	0,25*	-0,06	0,00	0,04	0,00	0,21	-1,04°	1,67°	-3,11*	9,51	0,27	18,76	0,12
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$	0,22*	-0,02	0,00	0,10°	0,02	-0,75°	0,25	-1,30	-0,21	-0,42	-0,19	-15,04	-0,15
C_{a1}	T vs (T + L) d/ Fer t $_0$	0,06	0,08	0,00	0,00	0,00	-0,07	-0,83	0,92	6,84**	3,16	0,05	-13,37	-0,04
C_{a2}	T vs (T + C) d/ Fert $_0$	0,80**	-0,48**	0,00	0,34**	0,03*	0,21	-0,08	-0,14	2,14	-10,37	0,02	-7,14	0,26
C_{a3}	T vs (T + L) d/ Fert $_1$	0,14	-0,05	0,00	-0,02	-0,01	0,58	-1,17°	2,32*	-3,01°	9,72	0,36	26,28°	0,19
C_{a4}	T vs (T + C) d/ Fert $_1$	0,36**	-0,07	0,00	0,09	0,01	-0,17	-0,92	1,02	-3,22°	9,30	0,17	11,24	0,04
CV (%)		2,02	17,14	0,00	19,53	15,90	88,24	29,53	12,45	34,68	20,86	20,50	25,39	40,44

Contrastes		Contrastes médios[1]						
		P-rem	**SB**	**t**	**T**	**V**	**m**	**MO**
		mg L^{-1}	---------cmolc dm^{-3}---------			----------%----------		dag kg^{-1}
C_1	Fert $_0$ vs Fert $_1$	2,19	0,07°	0,07°	-0,01	5,80°	0,00	-0,07**
C_2	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_0$	0,00	0,18**	0,18**	-0,02	17,43**	0,00	-0,07**
C_3	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_0$	-1,88	0,37**	0,37**	-0,20*	42,55**	0,00	-0,13**
C_4	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_1$	-1,35	0,01	0,01	-0,04	1,92	0,00	0,02
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$	0,49	0,11°	0,11°	0,10	3,33	0,00	0,00
C_{a1}	T vs (T + L) d/ Fer t $_0$	0,94	0,00	0,00	0,08	-3,84	0,00	0,00
C_{a2}	T vs (T + C) d/ Fert $_0$	-0,94	0,37**	0,37**	-0,12	38,71**	0,00	-0,13**
C_{a3}	T vs (T + L) d/ Fert $_1$	-1,59	-0,04	-0,04	-0,09	0,26	0,00	0,02
C_{a4}	T vs (T + C) d/ Fert $_1$	-1,10	0,07	0,07	0,00	3,58	0,00	0,02
CV (%)		11,49	17,65	17,65	9,64	14,31	0,00	42,38

°, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. T: Topsoil; Fert $_0$: sem Fertilização química; Fert $_1$: com Fertilização química; (T + L): Topsoil + Lodo de esgoto; (T + C): Topsoil + Composto de lixo; vs: versos e d/: dentro de.[1] Contraste médio positivo indica que a média do segundo grupo de tratamentos é maior que a média do primeiro grupo e contraste médio negativo indica que a média do primeiro grupo de tratamentos é maior que a do segundo grupo.

4. CONCLUSÕES

A adubação orgânica com lodo de esgoto e com composto de lixo na ausência de fertilização química proporcionou maior crescimento da crotalária. No entanto, proporcionou menor crescimento das plantas quando comparada à fertilização química.

As doses utilizadas para o lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1}) e para o composto de lixo (30 t ha^{-1}), baseadas nos teores de nitrogênio, não diferiram entre si quanto ao efeito sobre o crescimento das plantas.

Quando combinada com a fertilização química, a adubação orgânica proporcionou significativo crescimento do sistema radicular das plantas.

A utilização apenas de adubação orgânica não resultou em aumento dos teores de matéria orgânica e na capacidade de troca catiônica da camada de topsoil e na camada superficial do rejeito.

As principais alterações na fertilidade da camada superficial de rejeito foram elevações nos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} com o uso de composto de lixo e de S com o uso de lodo de esgoto.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

.ABREU JÚNIOR, C. H.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente po- luentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. Tópicos Especiais em Ciência do Solo, 4:391-470, 2005.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A. F.; ALVAREZ V., F. C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto lixo. R. Bras. Ci. Solo, 24:635-647, 2000.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação de bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. Sci. Agric., 58:813-824, 2001.

ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. R. Bras. Ci. Solo, 26:769-780, 2002.

ALMEIDA, A. Composto de lixo urbano na composição química do solo e seus efeitos no desenvolvimento de mudas de maracujazeiro amarelo. Rev Biociênc., 9:7-15, 2003.

ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas de fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. R. Bras. Ci. Solo, 27:985-1002, 2003.

ALVAREZ V. V. H.; ALVAREZ, G. A. M. Comparação de médias por teste de hipóteses? Contrastes!. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 31:24-34, 2006 (Boletim Informativo).

ALVAREZ V. V. H.; NOVAIS, R. F.; DIAS, L. E.; OLIVEIRA, J. A. Determinação e uso do fósforo remanescente. Boletim Informativo – SBCS. Viçosa MG. 25: 27-32, 2000.

ANJOS, A. R. M. dos. Lixiviação de espécies químicas em latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 1999. 191p. (Tese de Doutorado).

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. R. Bras. Ci. Solo, 31:1099-1108, 2007.

BARBARICK, K. A.; IPPOLITO, J. A. Nitrogen fertiliser equivalency of sewage sludge biosolids applied to dryland winter wheat. Journal of Environmental Quality, 28:1345-1351, 2000.

BERTON, R. S.; VALADARES, J. M. A. S. Potencial agrícola do composto de lixo urbano no Estado de São Paulo. O Agronômico, 43:87-93, 1991.

BEZERRA, F. B.; OLIVEIRA, M. A. C. L.; PEREZ, D. V.; ANDRADE, A. G.; MENEGUELLI, N. A. Lodo de esgoto em revegetação de área degradada. Pesq. Agropec. Bras., 41:469-476, 2006.

BOVI, M. L. A.; GODOY JR. G.; COSTA, E. A. D.; BERTON, R. S.; SPIERING, S. H.; VEGA, F. V. A.; AGUIAR, M.; CEMBRANELLI, M. A. R.; MALDONADO, C. A. B. Lodo de esgoto e produção de palmito em pupunheira. R. Bras. Ci. Solo, 31:153-166, 2007.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. The nature and properties of soils. 13. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2002. 960p.

BROFAS, G.; MICHOPOULOS, P.; ALIFRAGIS, D. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. Journal of Environment Quality. v. 29, p. 811-816, 2000.

CAMPOS, F. S.; ALVES, M. C. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. R. Bras. Ci. Solo, 32:1389-1397, 2008.

CASAGRANDE JÚNIOR, J. G.; VOLTOLINI, J. A.; HOFFMANN, A. et al. Efeito de materiais orgânicos no crescimento de mudas de araçaizeiro (Psidium cattleyanum Sabine). Rev. Bras. De Agrociência, 2:187-191, 1996.

CHENG, W. and KUZYAKOV, Y. Root effects on soil organic matter decomposition. In: Zobel RW, Wright SF (eds.) Roots and Soil Management: Interactions between Roots and the Soil, Agronomy Monograph no. 48. ASA-SSSA, Madison, Wisconsin. 2005.

CHENG, W.; GUTKNECHT, J.; KECK, D. and ZHU, B. Scaling Rhizosphere Respiration and Priming Effect from Single Plants to Field Ecosystems. Kearney Foundation of Soil Science: Understanding and Managing Soil-Ecosystem, 2008.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 375 de 2006 - Gestão de resíduos e produtos perigosos. Disponível em:< http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506>. Acesso em 25 maio 2013.

CORRÊA, R. S.; BENTO, M. A. B. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. R. Bras. Ci. Solo, 34:1435-1443, 2010.

CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Biosolids effectiveness to yield ryegrass based on their nitrogen content. Sci. Agric., 62:274-280, 2005.

CORRÊA, R. S.; SILVA, L. C. R.; BAPTISTA, G. M. M.; SANTOS, P. F. Fertilidade química de um substrato tratado com lodo de esgoto e composto de resíduos domésticos. Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient., 14:538-544, 2010.

DA CAS, V. L. S. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo com o uso de lodo de esgoto e palha de aveia. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2009. 68p. (Dissertação de Mestrado).

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análises de solo. 2ª edição. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, 230p. 2011.

FONTAINE, F.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: A question of microbial competition? Soil Biol. Biochem., 35:837-843, 2003.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDO, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient., 11:459-465, 2007.

GUEDES, M. C.; ANDRADE, C. A.; POGGIANI, F.; MATTIAZZO, M. E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. R. Bras. Ci. Solo, 30:267-280, 2006.

HSIEH, Y. P.; LOWELL, A. D.; MOTTO, H. M. Modeling sewage sludge decomposition in soil: I. Organic carbon transformation. Journal of Environmental Quality, 10:54-64, 1981.

HUNT R. 1990. Basic growth analysis. London: Unwin Hyman. 112 p.

KIEHL, J. E. Fertilizantes orgânicos. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492p.

KITAMURA, A. E.; ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; GONZALEZ, A. P. Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto. R. Bras. Ci. Solo, 32:405-416, 2008.

MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da, BARBOSA, J. C.; FREIRIA, A. C.. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em Argissolo. R. Bras. Ci. Solo, 30:677-684, 2006.

MARTÍNEZ, F.; GUEVAS, G.; CALVO, R.; WALTER, I. Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem. Journal of Environmental Quality, 32:472-479, 2003.

MAZUR, N.; SANTOS, G. A.; VELLOSO, A. C. X. Efeito do composto de resíduo urbano na disponibilidade de fósforo em solo ácido. R. Bras. Ci. Solo, 7:153-156, 1983a.

MAZUR, N.; VELLOSO, A. C. X.; SANTOS, G.A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. R. Bras. Ci. Solo, 7:157-159, 1983b.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. Anais. Rio de Janeiro: Embrapa. 1997.

MENDONÇA, E. S. Características e propriedades da matéria orgânica e a produção de composto convencional, vermicomposto e super magro. In: ENCONTRO MINEIRO SOBRE PRODUÇÃO ORGÂNICA DE HORTALIÇAS, 1, 1998, Viçosa. Anais.Viçosa: UFV, 1998. p. 56-77.

MORAES, J. F. V. Movimento de nutrientes em Latossolo Vermelho-Escuro. Pesq. Agropec. Bras., 26:85-97, 1991.

NASCIMENTO, J. T.; SILVA, I. F.; SANTIAGO, R. D.; SILVA NETO, L. F. Efeito de leguminosas nas características químicas e matéria orgânica de um solo degradado. R. Bras. Eng. Agric. Amb., 7:457-462, 2003.

NOVAIS, R. F.; NEVES, J. C. L.; BARROS, N. F. de. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA, A. J. et al. (Coords). Métodos de pesquisa em fertilidade de solo. Brasília, DF; Embrapa-SEA, 1991. p. 189-253.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. & NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Fertilidade do solo. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2007. p. 471-550.

OLIVEIRA, F. C.; MARQUES, M. O.; BELLINGIERI, P. A.; PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. Sci. Agric., 52:360-367, 1995.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU Jr., C. H. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. Pesq. Agropec. Bras., 37:529-538, 2002.

PAVAN, M. A.; CHAVES, J. C. D.; SIQUEIRA, R.; ANDROCIOLI FILHO, A. Cultura do cafeeiro: O sistema de plantio adensado e a melhoria da fertilidade do solo. Inf. Agron., 80:1-7, 1997.

RODRIGUES, G. B.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A. M. R. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma cerrado. Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient., 11:73-80, 2007.

SAFFIGNA, P. G.; POWLSON, D. S.; BROOKES, P. C.; THOMAS, G. A. Influence of sorghum residues and tillage on soil organic matter in a Australian Vertisol. Soil Biology and Biochemistry, 21:759-765, 1989.

SANTOS, R. H. S.; SILVA, F.; CASALI, V. W. D.; CONDE, A. R. Efeito residual da adubação com composto orgânico sobre o crescimento e produção de alface. Pesq. Agropec. Bras., 36:1395-1398, 2001.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. Pesq. Agropec. Bras., 38:1187-1195, 2003.

TERHOEVEN-URSELMANS, T.; SCHELLER, E.; RAUBUCH, M.; LUDWIG, B.; JOERGENSEN, R. G. CO2 evolution and N mineralization after biogas slurry application in the field and its yield effects on spring barley. Applied Soil Ecology, 42:297-302, 2009.

TERRY, R. E.; NELSON, D. W. & SOMMERS, L. E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 43:494-499, 1979.

VIEIRA, R. F.; CARDOSO, A. A.. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. Pesq. agropec. bras., Brasília, 38:867-874, 2003.

WONG, M. T. F.; NORTCLIFF, S.; SWIFT, R. S. Method for determining the acid ameliorating capacity of plant residue compost, urban waste compost, farmyard manure and peat applied to tropical soils. Comm. Soil Sci. Plant Anal., 29:2927-2937, 1998.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 19:1467-1476, 1988.

ANEXOS

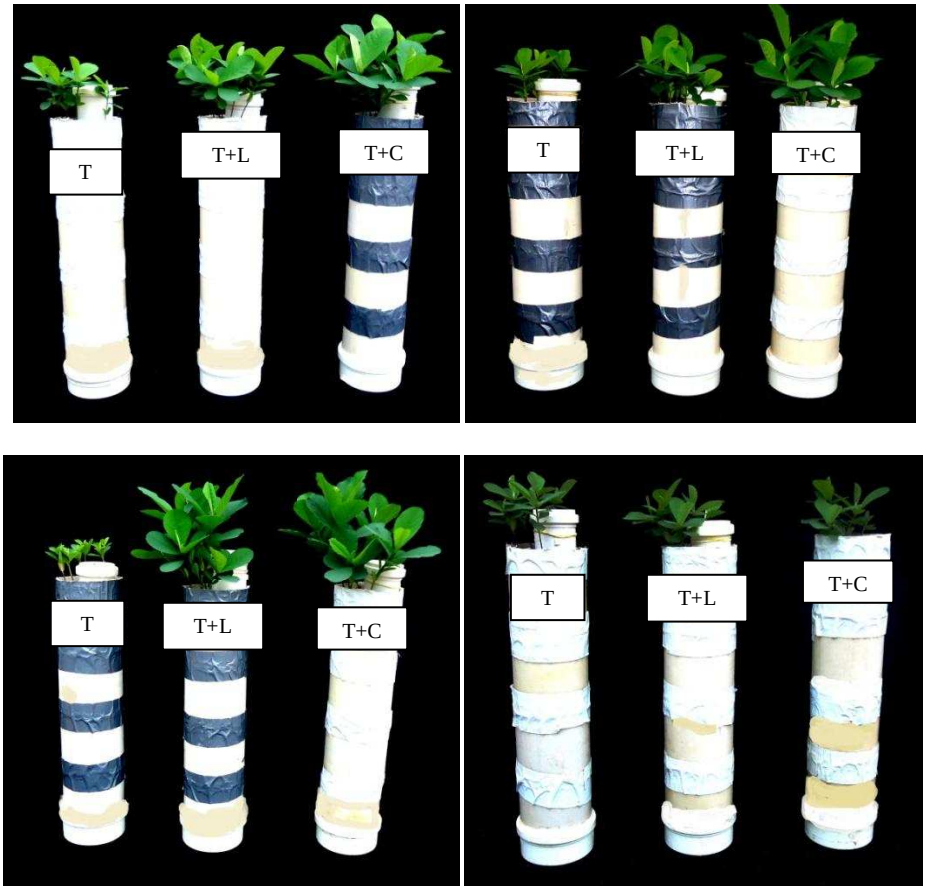

Figura 1. Efeito da adubação orgânica no crescimento da crotalária para os tratamentos sem fertilização química, nos quatro blocos: T - Topsoil, T + L - Topsoil + Lodo de esgoto, T + C - Topsoil + Composto de lixo.

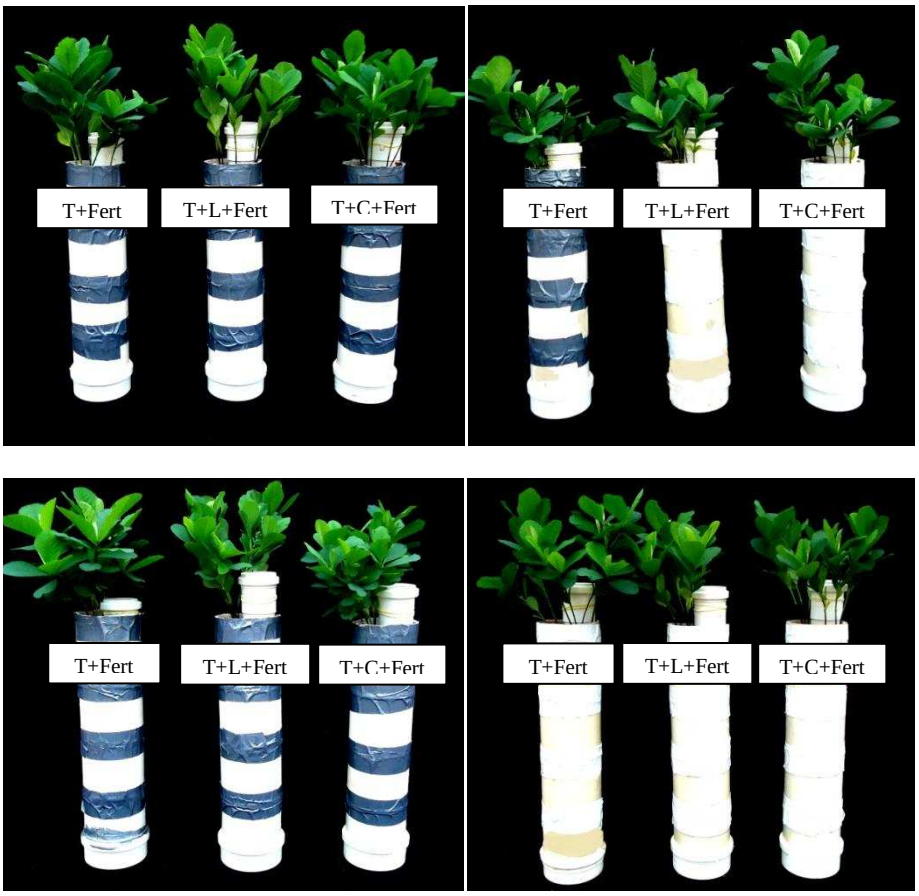

Figura 2. Efeito da adubação orgânica no crescimento da crotalária para os tratamentos com fertilização química, nos quatro blocos: T - Topsoil, T + L - Topsoil + Lodo de esgoto, T + C - Topsoil + Composto de lixo.

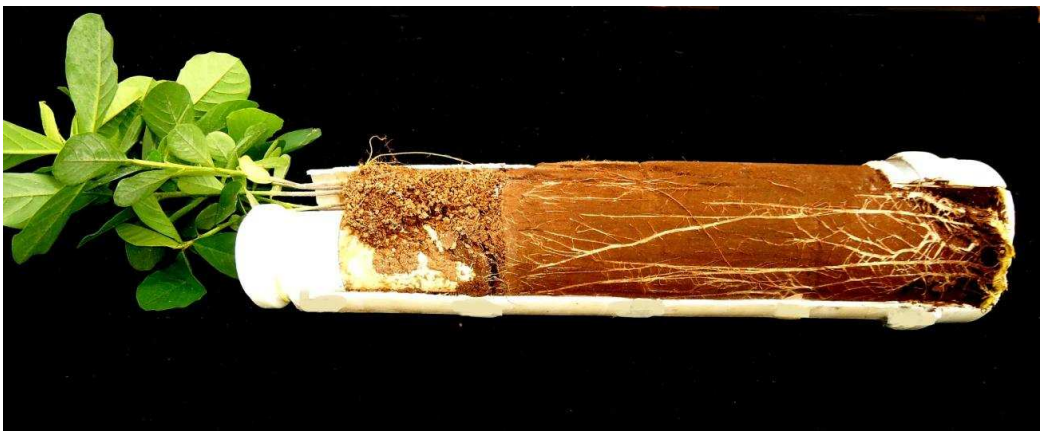

Figura 3. Corte vertical da coluna, ilustrando o sistema radicular da planta.

CAPÍTULO 2

INTERAÇÕES ENTRE PLANTA, ADUBAÇÃO ORGÂNICA E FERTILIZAÇÃO QUÍMICA NAS EMISSÕES DE C-CO_2 E C-CH_4 POR UMA CAMADA DE TOPSOIL SOBRE REJEITO DE BENEFICIAMENTO DE MINÉRIO DE FERRO

RESUMO

A adubação orgânica apresenta vários benefícios para a recuperação de substratos degradados pela mineração. Por outro lado, evidencia-se que o uso de adubos orgânicos irá interferir de forma determinante nas emissões do dióxido de carbono (CO_2) e do gás metano (CH_4), que são importantes gases de efeito estufa. O presente trabalho teve como objetivo avaliar as interações entre planta, adubação orgânica e fertilização química nas emissões de C-CO_2 e C-CH_4 por uma camada de topsoil sobre rejeito beneficiamento de minério de ferro submetido ao cultivo de Crotalaria juncea (crotalária) e adubado com lodo de esgoto e composto de lixo para fins de revegetação. O rejeito foi coletado na barragem Forquilha III da Unidade de Fábrica - VALE localizada no município de Ouro Preto - MG. O experimento constituiu de um esquema fatorial 1 + 2 x 2 x 3 (controle + sem e com planta x sem e com fertilização química x adubação orgânica: sem aplicação, lodo de esgoto e composto de lixo), em blocos casualizados, com quatro repetições. As unidades experimentais foram colunas de PVC rígido, constituídas por quatro anéis de 10 cm de diâmetro e 10 cm de altura. A quantidade de rejeito utilizada foi a suficiente para obter uma coluna de 30 cm de altura. Todos os tratamentos receberam uma camada de 10 cm de topsoil na parte superior da coluna, exceto o tratamento controle. A dose de lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1}) e de composto de lixo (30 t ha^{-1}) aplicada foi baseada no teor de N desses compostos. Foram determinados os fluxos de C-CO_2 e C-CH_4 dos tratamentos e a contribuição direta das fontes de adubação orgânica e da planta nas emissões de C-CO_2, pelo particionamento do C-CO_2, assim como, suas contribuições indiretas, por meio do efeito priming. A adubação orgânica, a fertilização química e a presença da planta quando isoladas contribuem para o incremento nas emissões de C-CO_2. Quanto às fontes orgânicas utilizadas, o composto de lixo (30 t ha^{-1}) emite mais C-CO_2 em relação ao lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1}). No entanto, o composto de lixo apresenta menor emissão de C-CO_2 por unidade de C adicionado. A adubação orgânica, a fertilização química e a presença da planta não alteram o caráter oxidante do topsoil que, mantêm-se como dreno de metano. Além disso, a adubação orgânica isolada, combinada somente com a fertilização química ou somente na presença de planta de cobertura desencadeia o efeito priming positivo acelerando as perdas de C nativo do topsoil. No entanto, quando a adubação orgânica combinada com a fertilização química e seguida pelo cultivo de planta de cobertura provoca o efeito priming negativo, sinergismo esse que contribui para a manutenção do C nativo do solo e deverá contribuir para acelerar o processo de reabilitação das áreas mineradas.

ABSTRACT

The organic fertilization has several benefits to the restoration of degraded substrate by mining. On the other hand, it is evident that the use of organic fertilizers will interfere decisively on the emissions of carbon dioxide (CO_2) and methane (CH_4),

which are important greenhouse gases. This study aimed to evaluate the interactions between plant, organic fertilization and chemical fertilization on emissions of C-CO_2 and C-CH_4 by a layer of topsoil over tailings beneficiation ore iron subjected to growing Crotalaria juncea (crotalaria) and fertilized with sewage sludge and compost to the revegetation purposes. The tailing was collected in a dam called Forquillha III of Unidade de Fábrica - VALE, which is located in the city of Ouro Preto - MG. The experiment consisted in a factorial 1 + 2 x 2 x 3 (check + without and with plant x without and with chemical fertilization x organic fertilization: without application, sewage sludge and compost) in randomized block design with four replications. The experimental units were rigid PVC columns, formed by four rings of 10 cm diameter and 10 cm high. The amount of tailing used was sufficient to obtain a column of 30 cm height. To all treatments were added 10 cm layer of topsoil on the top of the column, except the control treatment. The amount of sewage sludge (5.24 t ha^{-1}) and compost (30 t ha^{-1}) applied was based on nitrogen content of these compounds. The C-CO_2 and C-CH_4 fluxes of the treatments and the direct contribution of the organic fertilization and plant on the C-CO_2 emissions, by partitioning of C-CO_2, as well as its indirect contribution, through the priming effect were determined. The organic fertilization, chemical fertilization and the presence of the plant when isolated contribute to increase the emissions of C-CO_2. Regarding organic sources used, the compost (30 t ha^{-1}) emits more C-CO_2 in relation to sewage sludge (5.24 t ha^{-1}). However, the compost has lower C-CO_2 emission per unit of C added. The organic fertilization, chemical fertilization and the presence of the plant do not alter the character oxidant of the topsoil that remain as a drain of methane. In addition, the organic fertilization alone, combined only with chemical fertilization or alone in the presence of plant triggers the positive priming effect accelerating the loss of native C of topsoil. However, when combined the organic fertilization with the chemical fertilization followed by growing cover crop causes the negative priming effect, this synergy that contributes to the maintenance of soil native C and should help to accelerate the process of rehabilitation of mined areas.

1. INTRODUÇÃO

A adubação orgânica com lodo de esgoto e composto de lixo apresenta vários benefícios para a recuperação de solos e subtratos degradados pela mineração, dentre eles: constitui-se em fonte de carbono orgânico (CO) e nutrientes, melhora a fertilidade do solo e ativa a microbiota edáfica (Figueiredo & Ramos, 2009). Além disso, representa uma alternativa que possibilita dar um fim ambientalmente aceitável a esses resíduos, contribuindo para que eles não sejam dispostos de forma inadequada, associando-se a outros processos de degradação.

Por outro lado, evidencia-se que o uso de fontes orgânicas poderá interferir de forma determinante nas emissões do dióxido de carbono (CO_2) e do gás metano (CH_4), que são importantes gases de efeito estufa (GEE), podendo representar um impacto

ambiental negativo da utilização da adubação orgânica. No entanto, o adequado manejo do solo e da MOS pode contribuir para a sustentabilidade das práticas de adubação orgânica utilizadas para fins de recuperação de áreas degradadas e controlar as emissões dos GEE. Porém, isso requer um entendimento da origem do C e dos processos de transformação e estabilização da MOS.

Nos solos, a produção de CO_2 está relacionada com a respiração das raízes das plantas, chamada de respiração autotrófica, e com a respiração da microbiota do solo, a respiração heterotrófica, originada dos organismos decompositores responsáveis pela oxidação aeróbia da MOS (Smith et al., 2003).

Quanto à emissão de CH_4, ela ocorre na presença de microssítios anaeróbicos nos espaços porosos do solo (Glatzel & Stahr, 2001). Esses microssítios anaeróbicos, ocasionados pelo aumento do teor de água, modificam as condições edáficas para o desenvolvimento dos micro-organismos, tornando o ambiente, que era favorável à oxidação do C, em um ambiente temporariamente redutor (Conrad, 2009).

Os solos podem ser fonte ou dreno dos GEE. Em face disso, há muito interesse em pesquisar os efeitos da adubação orgânica como fontes diretas e indiretas de gases de efeito estufa e, assim, propor práticas de mitigação desse efeito. Nesse sentido, Bol et al. (2003) afirmam que a utilização de técnicas isotópicas e a abundância natural de ^{13}C ($\delta^{13}C$) por meio de analisadores automáticos, como o cavity ring-down laser spectroscopy (CRDS), permitem, além de quantificar o fluxo dos GEE, particionar os fluxos e determinar a origem do C-CO_2 liberado (Ehleringer et al., 2000). O particionamento do C-CO_2 emitido fornece informações importantes sobre a dinâmica do C no solo e contribui para avaliação dos impactos ambientais da aplicação de adubação orgânica quanto às emissões de gases de efeito estufa e quanto ao acúmulo de C no solo, que são aspectos de fundamental importância para a sustentabilidade de práticas de recuperação de áreas degradadas pela mineração.

A aplicação de adubos orgânicos e o cultivo do solo podem também determinar a ocorrência do efeito priming (Dumontet et al., 1985), fenômeno que interfere de forma determinante na ciclagem de C do solo. O acúmulo de C, um dos fatores mais importantes do processo de recuperação de áreas degradadas contraditoriamente, pode ser prejudicado pela aplicação de adubos orgânicos. A adição de fontes lábeis de C ao solo pode determinar aumento nas perdas de C-CO_2 oriundo do C nativo do solo (Dumontet et al., 1985; Kuzyakov et al., 2000). Denomina-se efeito priming positivo o aumento da mineralização de formas estáveis de C (MOS ou C nativo) em decorrência

da adição de adubos. Quando a mineralização é retardada, o fenômeno é chamado de efeito priming negativo (Kuzyakov et al., 2000). Destaca-se o efeito priming negativo provocado pelos processos da rizosfera. No entanto, ainda são muitas as lacunas no conhecimento para explicar exatamente como esse mecanismo acontece, já que muitos processos do solo são em grande parte controlados ou influenciados diretamente pelas raízes. A decomposição da materia orgânica do solo e a respiração da rizosfera são dois importantes processos da rizosfera (Cheng et al., 2008).

O efeito priming da rizosfera na decomposição da MOS é grande em magnitude e significativo na mediação interações planta-solo. A taxa de decomposição de MOS, na presença de raízes vivas pode ser tanto inibida em 50% quanto acelerada em 382% (Cheng e Kuzyakov, 2005), dependendo do tipo de planta, de solo e das condições experimentais. Dessa forma, é muito importante quantificar a interferência direta e indireta da aplicação dos adubos orgânicos nas emissões de C-CO_2 pelo solo/substrato e como as plantas de cobertura interferem nesse processo.

Pela importância que a matéria orgânica exerce no que diz respeito à sustentabilidade de ecossistemas e em razão das alterações que diferentes sistemas de uso e manejo de solo exercem sobre a dinâmica do C, sobre a fertilidade de solos e sobre o efeito estufa, torna-se necessária a realização de ações de pesquisas no sentido de verificar quais as práticas que mais contribuem para aumentar o armazenamento de matéria orgânica no solo (Dias et al., 2007).

O presente trabalho teve como objetivo avaliar as interações entre planta, adubação orgânica e fertilização química nas emissões de C-CO_2 e C-CH_4 por uma camada de topsoil sobre rejeito de beneficiamento de minério de ferro submetido ao cultivo de Crotalaria juncea (crotalária) e adubado com lodo de esgoto e composto de lixo para fins de revegetação. Para tanto, buscou-se determinar a contribuição direta das fontes de adubação orgânica e da planta nas emissões de C-CO_2, pelo particionamento do C-CO_2, por meio de técnicas isotópicas (abundância natural do ^{13}C), como também, determinar suas contribuições indiretas nas emissões de C-CO_2, por meio do efeito priming.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Condições experimentais e tratamentos

O experimento foi instalado em casa de vegetação, no período de julho a outubro, com temperatura máxima de 35 °C e mínima de 18 °C. Foram avaliados treze

tratamentos (Tabela 1) em um esquema fatorial 1 + 2 x 2 x 3 (controle + sem e com cultivo de planta de cobertura x sem e com fertilização química x adubação orgânica: sem aplicação, lodo de esgoto e composto de lixo) em blocos casualizados com quatro repetições, totalizando 52 unidades experimentais.

Tabela 1. Descrição dos tratamentos em esquema fatorial 1 + 2 x 2 x 3

Tratamentos	**Componentes**		
	Planta	**Fertilização**	**Adubação Orgânica**
1(controle)	-	-	-
2	sem	sem	sem
3	sem	sem	lodo de esgoto[1]
4	sem	sem	composto de lixo[2]
5	sem	com	sem
6	sem	com	lodo de esgoto
7	sem	com	composto de lixo
8	com	sem	sem
9	com	sem	lodo de esgoto
10	com	sem	composto de lixo
11	com	com	sem
12	com	com	lodo de esgoto
13	com	com	composto de lixo

[1] O lodo de esgoto foi coletado na Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Esgotos da Violeira (ETE Violeira), em Viçosa – MG. [2] O composto orgânico de lixo foi obtido a partir da compostagem dos resíduos orgânicos do refeitório da Unidade de Fábrica/VALE, no município de Ouro Preto – MG.

As unidades experimentais foram colunas de PVC rígido, constituídas por quatro anéis de 10 cm de diâmetro e 10 cm de altura, colocadas sobre um suporte de madeira. No preenchimento das colunas foram utilizadas amostras de rejeito de minério de ferro (Tabelas 2 e 3) secas ao ar e passadas em peneira de 4 mm de abertura de malha. A quantidade colocada nos tubos foi suficiente para obter uma coluna de rejeito com altura de 30 cm e 2,36 dm^3 de volume. O rejeito foi devidamente homogeneizado e acomodado, de forma a obter uma densidade próxima à condição natural de campo (2,0 kg dm^{-3}). Todos os tratamentos receberam uma camada de 10 cm e 0,78 dm^3 de topsoil (Tabelas 2 e 3) na parte superior da coluna, para proporcionar melhores condições de crescimento para as plantas, exceto o tratamento controle.

Tabela 2. Caracterização química do rejeito de minério de ferro e do topsoil

Características	**Rejeito[1]**	**Topsoil[2]**
pH em H_2O	7,30	5,65
pH em KCl	5,94	4,59

H+Al ($cmol_c$ dm^{-3})	0,28	6,3
Al^{3+} ($cmol_c$ dm^{-3})	0	0
Ca^{2+} ($cmol_c$ dm^{-3})	0,79	1,76
Mg^{2+} ($cmol_c$ dm^{-3})	0,02	1,23
Na (mg dm^{-3})	0	0
K (mg dm^{-3})	19,20	85
P (mg dm^{-3})	8,26	3,6
S (mg dm^{-3})	17,8	2,5
Fe (mg dm^{-3})	52,78	196,9
Zn (mg dm^{-3})	1,51	4,56
Mn (mg dm^{-3})	68,70	87,5
Cu (mg dm^{-3})	0,99	1,60
SB ($cmol_c$ dm^{-3})	0,85	3,21
t ($cmol_c$ dm^{-3})	0,85	3,21
T ($cmol_c$ dm^{-3})	1,13	9,51
V (%)	76	33,8
m (%)	0	0
P-rem (mg L^{-1})	49,44	27,0
MO (dag kg^{-1})	0,15	5,20
Cr (mg dm^{-3})	0,78	nd
Ni (mg dm^{-3})	1,04	nd
Cd (mg dm^{-3})	0,08	nd
Pb (mg dm^{-3})	0,1	nd

[1] O rejeito foi coletado na barragem de rejeito denominada Forquilha III, localizada na Unidade de Fábrica/VALE, no município de Ouro Preto – MG, coletado na profundidade de 0 a 20 cm. [2] O topsoil foi uma amostra de Latossolo Vermelho-Amarelo, coletado na profundidade de 0 a 20 cm, no município de Paula Cândido, em área cultivada com pastagem de Brachiaria brizantha por mais de 20 anos. pH em água - Relação 1:2,5; pH em KCl 1mol L^{-1} - Relação 1:2,5; H + Al - Extrator: Acetato de Cálcio 0,5 mol/L, pH 7,0; Al, Ca e Mg - Extrator: KCl 1 mol/L; Na, K, P, Fe, Zn, Mn e Cu - Extrator: Mehlich -1; S - Extrator: Fosfato monocálcico em ácido acético; SB = Soma de Bases Trocáveis; CTC (t) - Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; CTC (T) - Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; V= Índice de Saturacão de Bases; m= Índice de Saturação de Alumínio; P-rem = Fósforo Remanescente (Alvarez et al, 2000); Cr, Ni, Cd e Pb – Digestão ácida (metodologia EPA-3052 - USEPA, 1994); Matéria Orgânica (MO) = COT x 1,724 (Walkley-Black) (EMPRAPA, 2011). Nd: não determinado.

Tabela 3. Caracterização física do rejeito de minério de ferro e topsoil

Características	**Rejeito**	**Topsoil**
Areia Grossa (%)	27	41
Areia Fina (%)	33	11
Silte (%)	35	17
Argila (%)	5	31
Classe Textural	Silte	Franco - Argilo -Arenosa
Dp (kg dm^{-3})	3,16	2,80
Ds (kg dm^{-3})	2,01	0,98
Equivalente de Umidade (kg kg^{-1})	0,05	nd
Microporos (m^3 m^{-3})	0,36	nd
Macroporos (m^3 m^{-3})	0,01	nd
Porosidade Total (m^3 m^{-3})	0,37	nd
Condutividade Hidráulica (cm/s)	$7,14E^{-04}$	nd
ADA (kg kg^{-1})	0,0092	nd

Análise Granulométrica - Método da Pipeta; Equivalente de Umidade (Ruiz et al, 2003); Dp = Densidade de Partículas - Método do balão volumétrico; Ds = Densidade do Solo - Método do anel volumétrico

(Rejeito) e Método da proveta (Topsoil); Microporosidade - Mesa de tensão; Porosidade total (1-(Ds/Dp)); Macroporosidade - por diferença; Condutividade Hidráulica; ADA - Argila Dispersa em Água (EMPRAPA, 2011). Nd: não determinado.

A espécie utilizada para fins de revegetação do rejeito de beneficiamento de minério de ferro foi a Crotalaria juncea (crotalária). O semeio foi realizado diretamente na superfície do solo e, após a emergência das plântulas, foi realizado o desbaste, mantendo seis plantas por coluna.

O critério utilizado para a determinação da dose aplicada do lodo de esgoto e composto de lixo ao solo, determinado pela Equação 1, baseou-se na recomendação de adubação nitrogenada da espécie cultivada que deve ser suprida pelo teor de N das fontes orgânicas.

$$\text{Dose da adubação orgânica (t ha}^{-1}) = \frac{\text{N recomendado (kg/ha)}}{\text{N Total (kg/t)}} \qquad \text{(Equação 1)}$$

Para uma produção de alto nível tecnológico, foi considerada uma demanda de 150 kg ha^{-1} de N para a cultura em questão. O lodo apresentou maiores teores de N disponível quando comparado ao composto de lixo. Por isso, foi aplicada uma dose de 30 t ha^{-1} de composto de lixo e de 5,24 t ha^{-1} de lodo de esgoto.

Quanto à fertilização química, foram aplicadas soluções nutritivas na superfície da coluna: 150 mg dm^{-3} de N (fosfato de amônio, sulfato de amônio e nitrato de amônio); 300 mg dm^{-3} de P (fosfato de amônio e fosfato de potássio); 150 mg dm^{-3} de K (fosfato de potássio); 40 mg dm^{-3} de S (sulfato de amônio); 0,81 mg dm^{-3} de B (ácido bórico); 0,15 mg dm^{-3} de Mo, (molibitado de sódio); 1 mg dm^{-3} de Cu (cloreto de cobre) e por último, 4 mg dm^{-3} de Zn (cloreto de zinco) (Novais et al., 1991). A padronização da quantidade do N foi utilizada como critério em todos os tratamentos com adubação, portanto, os tratamentos que receberam adubação orgânica não receberam fertilização química nitrogenada. A dose de N foi parcelada em três aplicações, enquanto a dose de K foi aplicada juntamente com a adubação fosfatada, previamente ao semeio da crotálaria.

Foram realizadas aplicações semanais de 1,0 L de água deionizada, aproximadamente equivalente ao volume total de poros da coluna, considerando a camada de rejeito e de topsoil.

O período de condução do experimento foi de 75 dias, no qual foram realizadas quinze coletas (aos 0, 5, 9, 12, 16, 19, 23, 26, 33, 40, 47, 54, 61, 68 e 75 dias da imposição dos tratamentos) de gases na superfície do solo para avaliação dos fluxos de $C\text{-}CO_2$ e de $C\text{-}CH_4$, além da abundância natural de ^{13}C ($\delta^{13}C$) do CO_2 emitido, por meio da técnica cavity ring-down laser spectroscopy (CRDS). Durante o primeiro mês de amostragem, foram realizadas duas coletas semanais e uma coleta semanal no restante do período experimental.

2.2.Emissões de $C\text{-}CO_2$ e $C\text{-}CH_4$

A quantificação das emissões de gases foi feita num sistema de câmara fechada estática (Smith & Conen, 2004) e que consistiu na instalação de uma pequena câmara na superfície do solo para fazer o aprisionamento dos gases Para tanto, foi instalada na superfície do solo de cada unidade experimental uma base estática de PVC de 5 cm de diâmetro e 10 cm de altura, ficando 5 cm abaixo e 5 cm acima da superfície do solo. No momento da coleta, outro tubo de 5 cm de diâmetro e 30 cm de altura, fechado por um tampão, era encaixado a essa base fixa por ocasião das coletas, configurando portanto, uma câmara fechada. Na parte superior do tampão havia um septo pelo qual o gás no interior da câmara era coletado com seringas de 60 mL, acopladas a válvulas de duas vias (tipo torneira) para que em cada coleta essas pudessem ser abertas e fechadas imediatamente após a coleta dos gases (Figura 1).

Figura 1. Sistema de câmara fechada estática para a coleta de gases.

Após o fechamento das câmaras, foram realizadas as coletas do gás aprisionado em seu interior, nos tempos de zero, três, seis e nove minutos. O fluxo de cada gás foi calculado por meio da variação da sua concentração dentro da câmara nesses quatro tempos, obtendo-se o coeficiente angular de uma equação de reta ajustada. Foram realizados testes preliminares que indicaram que nove minutos eram suficientes para obtenção de retas com ajustes de $R^2 = 0,99$, considerando o fluxo de $C\text{-}CO_2$.

As leituras das amostras coletadas nas seringas foram feitas no aparelho CRDS por meio de técnica isotópica, dentro de no máximo dois dias após a coleta. Foram determinadas as concentrações (Q) de $C\text{-}CO_2$ e $C\text{-}CH_4$ no interior da câmara para cada intervalo de tempo. Com esses valores foi possível calcular o coeficiente angular da reta Q ($\mu g\ g^{-1}$) versus t (min), que permite o cálculo de fluxo de $C\text{-}CO_2$ e de $C\text{-}CH_4$, dado pela Equação 2:

$$f = \frac{\left[\frac{\Delta Q}{\Delta t} \times M \times P \times V\right]}{R \times T \times A} \qquad \text{(Equação 2)}$$

em que f é o fluxo de $C\text{-}CO_2$ ou de $C\text{-}CH_4$ $\mu g/(min\ m^2)$; ($\Delta Q/\Delta t$) é a variação na concentração do gás no intervalo de tempo avaliado; M é a massa molar do C; P é a pressão no interior da câmara, assumida como sendo de 1 atmosfera (atm); V é o volume da câmara em litros; T é a temperatura em Kelvin; R é a constante universal dos gases (0,0821 L atm K^{-1} mol^{-1}) e A é a área superficial da base estática no solo.

As emissões de $C\text{-}CO_2$ (g m^{-2}) e de $C\text{-}CH_4$ (mg m^{-2}) acumuladas no período experimental foram calculadas por meio da soma das emissões médias nos intervalos de duas coletas consecutivas.

2.3.Particionamento do $C\text{-}CO_2$

Além da quantificação das emissões de CO_2 e CH_4, foram determinados também os valores da abundância natural do ^{13}C (‰) no CO_2 emitido. Estes valores permitiram inferir sobre a origem do $C\text{-}CO_2$ liberado.

Conforme o princípio da conservação das massas, as contribuições diretas do lodo de esgoto e do composto de lixo na respiração do solo foram determinadas pelas Equações 3 e 4 (Bol et al., 2003, adaptado):

Conforme o princípio da conservação das massas (Phillips, 2001), as contribuições diretas do lodo de esgoto e do composto de lixo na respiração do solo

foram determinadas com base em modelos lineares de misturas de duas fontes (Equações 3 e 4) (Bol et al., 2003, adaptado; Pausch & Kuzyakow et al., 2012):

$$\%LEi = \frac{\delta CO_2\, i - \delta CO_2 sLE}{\delta LE - \delta CO_2 sLE} \times 100 \qquad \text{(Equação 3)}$$

em que %LEi é a contribuição direta do lodo de esgoto na respiração no tratamento i; δCO_2i é a abundância natural do ^{13}C no CO_2 respirado no tratamento i; δCO_2sLE é a abundância natural do ^{13}C no CO_2 respirado no tratamento testemunha sem lodo e δLE é a abundância natural do ^{13}C do lodo de esgoto.

$$\%CLi = \frac{\delta CO_2\, i - \delta CO_2 sCL}{\delta CL - \delta CO_2 sCL} \times 100 \qquad \text{(Equação 4)}$$

em que %Cli é a contribuição direta do composto de lixo na respiração no tratamento i; δCO_2i é a abundância natural do ^{13}C no CO_2 respirado no tratamento i; δCO_2sCL é a abundância natural do ^{13}C no CO_2 respirado no tratamento testemunha sem composto e δCL é a abundância natural do ^{13}C do composto de lixo.

Os valores de δLE e δCL foram determinados por meio da leitura da abundância natural do ^{13}C (‰) no CO_2 emitido da incubação a 25° C no escuro de 50 dm^3 de lodo de esgoto e composto de lixo, em recipientes hermeticamente fechados, dos quais amostras de gases foram retiradas com uso de seringas equipadas com válvulas de duas vias. Os valores encontrados foram -26,57 ‰ e -23,47 ‰, para δLE e δCL, respectivamente.

Para a determinação da contribuição direta do lodo de esgoto e do composto de lixo nos tratamentos com planta, as proporções de ^{13}C foram mantidas a partir dos resultados dos tratamentos testemunhas sem planta.

A contribuição direta da respiração autotrófica pela respiração das raízes das plantas foi determinada pela Equação 5.

$$\%PLi = \frac{\delta CO_2\, i - \delta CO_2 sPL}{\delta CR - \delta CO_2 sPL} \times 100 \qquad \text{(Equação 5)}$$

em que %PLi é a contribuição direta da planta na respiração do tratamento i; δCO_2i é a abundância natural do ^{13}C no CO_2 respirado no tratamento i; δCO_2sPL é a abundância natural do ^{13}C no CO_2 respirado no tratamento testemunha sem planta e δCR é a

abundância natural do ^{13}C da planta. Considerou-se δCL igual a -27 ‰, que é o valor da composição isotópica para plantas C3 (Matsui, 1981).

Para a determinação da contribuição direta da planta nos tratamentos com lodo de esgoto e com composto de lixo, as proporções de ^{13}C foram mantidas a partir dos resultados dos tratamentos testemunhas sem adubação orgânica.

Com os dados da contribuição direta das fontes orgânicas e das plantas, foi possível determinar o C-CO_2 derivado desses elementos ao longo do experimento. A contribuição do C nativo (MOS) na respiração do solo foi determinada pela diferença entre a quantidade de C-CO_2 emitida em cada tratamento e o C-CO_2 derivado das fontes orgânicas e/ou derivado da respiração autotrófica. O particionamento do C-CO_2 acumulado foi calculado pela soma da quantidade de C-CO_2 emitido derivado das fontes de C ao longo do experimento.

2.4. Efeito priming

O efeito priming ou contribuição indireta do lodo de esgoto no tratamento i (%EPle) foi determinado pela diferença entre a quantidade de C-CO_2 nativo no tratamento i que recebeu o lodo de esgoto (C_tCO_2i) e a quantidade de C-CO_2 nativo no tratamento testemunha sem lodo de esgoto (CO_2sLE):

$$\%EPle = \frac{C_nCO_2\,i - C_nCO_2sLE}{C_nCO_2sLE} \times 100 \qquad \text{(Equação 6)}$$

O efeito priming ou contribuição indireta do composto de lixo no tratamento i (%EPcl) foi determinado pela diferença entre a quantidade de C-CO_2 nativo no tratamento i, que recebeu o composto de lixo (C_tCO_2i) e a quantidade de C-CO_2 nativo no tratamento testemunha sem composto de lixo (CO_2sCL):

$$\%EPcl = \frac{C_nCO_2\,i - C_nCO_2sCL}{C_nCO_2sCL} \times 100 \qquad \text{(Equação 7)}$$

O efeito priming ou contribuição indireta da planta no tratamento i (%EPpl) foi determinado pela diferença entre a quantidade de C-CO_2 nativo no tratamento i com planta (CtCO_2i) e a quantidade de C-CO_2 nativo no tratamento testemunha sem planta:

$$\%EPpl = \frac{C_nCO_2\,i - C_nCO_2sPL}{C_nCO_2sPL} \times 100 \qquad \text{(Equação 8)}$$

2.5. Análises estatísticas

A análise estatística foi realizada verificando-se, na análise de variância, a homogeneidade das variâncias para os diferentes tratamentos em estudo. Os graus de liberdade para tratamentos foram desdobrados em contrastes médios (Alvarez V. & Alvarez, 2006) ortogonais mais contrastes adicionais, não necessariamente ortogonais com todos os demais contrastes. Os contrastes comparam os efeitos de um grupo de tratamentos sem determinada característica que recebem coeficientes negativos com outro grupo de tratamentos com determinada característica que recebem coeficientes positivos. Assim, se o contraste médio for positivo indica que a média do segundo grupo de tratamentos é maior que a média do primeiro grupo e, se significativo, que o segundo grupo com determinada característica aumenta ou melhora determinada variável em relação ao primeiro grupo. Por outro lado, se negativo, indica que a média do primeiro grupo de tratamentos é maior que a média do segundo grupo, e, se significativo, significa que determinada característica diminui ou piora determinada variável em estudo. Os coeficientes dos contrastes analisados estão listados na Tabela 2 e as respectivas descrições na Tabela 3.

Tabela 2. Coeficientes dos contrastes analisados para os tratamentos de acordo com o fatorial 1 + 2 x 2 x 3

Tratamentos				**Contrastes**																			
Número	**Componentes**			**Ortogonais**												**Adicionais**							
	Planta	**Fertilização**	**Adubação Orgânica**	C_1	C_2	C_3	C_4	C_5	C_6	C_7	C_8	C_9	C_{10}	C_{11}	C_{12}	C_{a1}	C_{a2}	C_{a3}	C_{a4}	C_{a5}	C_{a6}	C_{a7}	C_{a8}
1(controle)	-	-	-	-12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	sem	sem	sem	1	-1	-1	-2	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	-1	0	0	0	0	0	0
3	sem	sem	lodo	1	-1	-1	1	-1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
4	sem	sem	composto	1	-1	-1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
5	sem	com	sem	1	-1	1	0	0	-2	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	-1	0	0	0	0
6	sem	com	lodo	1	-1	1	0	0	1	-1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
7	sem	com	composto	1	-1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
8	com	sem	sem	1	1	0	0	0	0	0	-1	-2	0	0	0	0	0	0	0	-1	-1	0	0
9	com	sem	lodo	1	1	0	0	0	0	0	-1	1	-1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
10	com	sem	composto	1	1	0	0	0	0	0	-1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
11	com	com	sem	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	-2	0	0	0	0	0	0	0	-1	-1
12	com	com	lodo	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	-1	0	0	0	0	0	0	1	0
13	com	com	composto	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1

Tabela 3. Confronto estabelecido e efeito principal de cada contraste

Contrastes	Confronto	Efeito
C_1	controle vs T	Topsoil
C_2	Pl_0 vs Pl_1	Planta
C_3	$Fert_0$ vs $Fert_1$ d/ Pl_0	Fertilização nos tratamentos sem planta
C_4	T vs (T + L) + (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_0	Adubação orgânica nos tratamentos sem fertilização e sem planta
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_0	Lodo versos composto nos tratamentos sem fertilização e sem planta
C_6	T vs (T + L) + (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_0	Adubação orgânica nos tratamentos com fertilização e sem planta
C_7	(T + L) vs (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_0	Lodo versos composto nos tratamentos com fertilização e sem planta
C_8	$Fert_0$ vs $Fert_1$ d/ Pl_1	Fertilização nos tratamentos com planta
C_9	T vs (T + L) + (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_1	Adubação orgânica nos tratamentos sem fertilização e com planta
C_{10}	(T + L) vs (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_1	Lodo versos composto nos tratamentos sem fertilização e com planta
C_{11}	T vs (T + L) + (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_1	Adubação orgânica nos tratamentos com fertilização e com planta
C_{12}	(T + L) vs (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_1	Lodo versos composto nos tratamentos com fertilização e com planta
C_{a1}	T vs (T + L) d/ $Fert_0$ d/ Pl_0	Lodo nos tratamentos sem fertilização e sem planta
C_{a2}	T vs (T + C) d/ Fer t_0 d/ Pl_0	Composto nos tratamentos sem fertilização e sem planta
C_{a3}	T vs (T + L) d/ $Fert_1$ d/ Pl_0	Lodo nos tratamentos com fertilização e sem planta
C_{a4}	T vs (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_0	Composto nos tratamentos com fertilização e sem planta
C_{a5}	T vs (T + L) d/ Fer t_0 d/ Pl_1	Lodo nos tratamentos sem fertilização e com planta
C_{a6}	T vs (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_1	Composto nos tratamentos sem fertilização e com planta
C_{a7}	T vs (T + L) d/ $Fert_1$ d/ Pl_1	Lodo nos tratamentos com fertilização e com planta
C_{a8}	T vs (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_1	Composto nos tratamentos com fertilização e com planta

T: Topsoil; Pl_0: sem Planta; Pl_1: com Planta; $Fert_0$: sem Fertilização; $Fert_1$: com Fertilização; (T + L): Topsoil + Lodo de esgoto; (T + C): Topsoil + Composto de lixo; vs: versos e d/: dentro de.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1.Emissões de C-CO_2

A emissão média de C-CO_2 acumulada em 75 dias, considerando todos os tratamentos, foi de 1.240 g m^{-2} (Figura 3). No tratamento com apenas rejeito de minério de ferro, as emissões de C-CO_2 foram negativas, sendo, portanto, consideradas nulas (Figura 2). Tal fato pode ser justificado pelo baixíssimo teor de C encontrado nesse substrato.

A aplicação da camada de topsoil aumentou as emissões de C-CO_2 em relação ao tratamento controle, sem topsoil (contraste C_1, Tabela 4). É sabido que o topsoil contribui positivamente para a formação de um ambiente edáfico sobre o substrato, por meio do fornecimento de matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos. Isso determina acréscimos nas trocas entre o sistema solo-atmosfera, com destaque para as perdas de C-CO_2, pelo processo de degradação da MOS nativa.

A presença da planta e da fertilização química contribuíram significativamente para o aumento do C-CO_2 emitido (contrastes C_2 e C_3, Tabela 4). As plantas contribuíram diretamente com as emissões de C-CO_2, pelo acréscimo de C-CO_2 respirado por suas raízes, a chamada respiração autotrófica. Já a fertilização química contribuiu para o aumento das emissões de C-CO_2 pela elevação da respiração heterotrófica, uma vez que fornece nutrientes aos micro-organismos decompositores do solo responsáveis pela degradação da MOS. Shevtsova et al. (2003), também verificaram que a aplicação de nitrogênio mineral em grande quantidade aumentou a mineralização de CO no solo.

Outro aspecto importante relacionado aos tratamentos com planta foi que a presença da planta diminuiu as diferenças entre os efeitos dos tratamentos quanto às emissões de C-CO_2 (Figura 3). Desse modo, na presença da planta, os tratamentos com e sem fertilização química não diferiram significativamente quanto às emissões de C-CO_2 (contraste C_8, Tabela 4). Possivelmente, os nutrientes fornecidos pela fertilização química foram absorvidos por ela e desse modo não contribuíram para o aumento da respiração heterotrófica, em decorrência do não fornecimento de maiores quantidades de nutrientes aos micro-organismos do solo.

Além disso, também não houve diferenças significativas entre tratamentos com e sem adubação orgânica nos tratamentos com fertilização química e na presença da planta (contraste C_{11}, C_{a7} e C_{a8}, Tabela 4). Isso ocorre porque a fertilização química determinou maior produção de fitomassa e consequentemente maior crescimento do

sistema radicular, que pode atuar por meio de mecanismos físicos e bioquímicos na proteção da MOS, como por exemplo, a liberação de exsudatos radiculares. Esses mecanismos são comumente chamados de processos da rizosfera. (Cheng et al., 2008). Esse fato pôde contrabalancear as perdas de C pela respiração heterotrófica, derivadas da aplicação dos adubos orgânicos, já que estes estimulam oxidação bacteriana.

A adubação orgânica também proporcionou aumento significativo dos valores de C-CO_2 emitidos, nos tratamentos sem fertilização química (contrastes C_4 e $C_{9,}$ Tabela 4) e nos tratamentos com fertilização química, porém na ausência da planta (contraste $C_{6,}$ Tabela 4). Esse resultado foi diferente do encontrado por Chiaradia (2005), o qual não encontrou diferenças entre as emissões de C-CO_2 para o tratamento que recebeu adubação mineral e lodo de esgoto.

A aplicação de fontes de matéria orgânica ao solo, como alternativa de fertilização, é bastante benéfica. Entretanto, a adição desses compostos aumenta as emissões de gases de efeito estufa, principalmente de C-CO_2. A adubação orgânica contribui diretamente para as emissões de C-CO_2, pela degradação do CO adicionado, e, indiretamente, de forma análoga à fertilização química, também ativa a microbiota edáfica pelo aporte de nutrientes, promovendo aumento na taxa de mireralização da MOS e consequente liberação de C-CO_2 para atmosfera (Lal, 2002).

Além disso, comparando-se as fontes de adubação orgânica, notou-se que nos tratamentos adubados com composto de lixo, as emissões de C-CO_2 também foram significativamente maiores em relação aos tratamentos adubados com lodo de esgoto (contrastes C_5, C_7, C_{10} e $C_{12,}$ Tabela 4). Tal fato pode ser explicado pela maior dose desse material e da consequente elevação da taxa de mineralização do CO presente no sistema. Porém, considerando que o lodo de esgoto com teor de carbono orgânico total (COT) de 21,81 % foi aplicado a uma dose de 5,24 t ha^{-1} em base seca, ao passo que o composto de lixo com teor de COT de 18,27 % foi aplicado a uma dose de 30 t ha^{-1} em base seca, conclui-se que o composto apresentou menor emissão de C-CO_2 por unidade de C adicionado.

A diferença na dinâmica de decomposição das fontes orgânicas utilizadas foi influenciada principalmente pela qualidade do material orgânico aplicado, evidenciada pelas diferentes relações C/N desses materiais. O lodo de esgoto continha relação C/N (7,62) menor que a do composto (36,54). Assim, de acordo com Da Cas (2009), quando aplicados ao solo compostos orgânicos com alta relação C/N (maior que 30) pode ocorrer um esgotamento do N, em função da grande demanda de N pela microbiota,

causando a imobilização do N do solo, ao passo que compostos com relação C/N estreita (menor que 15), favorecem a mineralização do N e a consequente elevação na taxa de degradação desses compostos com liberação de C-CO_2. Isso explica a maior emissão de C-CO_2 por unidade de C adicionado pelo lodo de esgoto.

De acordo com Costa et al. (2008), sistemas de manejo com menor emissão de C-CO_2 por unidade de C na MOS apresentam maior potencial de conservação de C no solo, em comparação com sistemas de maior emissão de C-CO_2 por unidade de C potencialmente disponível para oxidação microbiana.

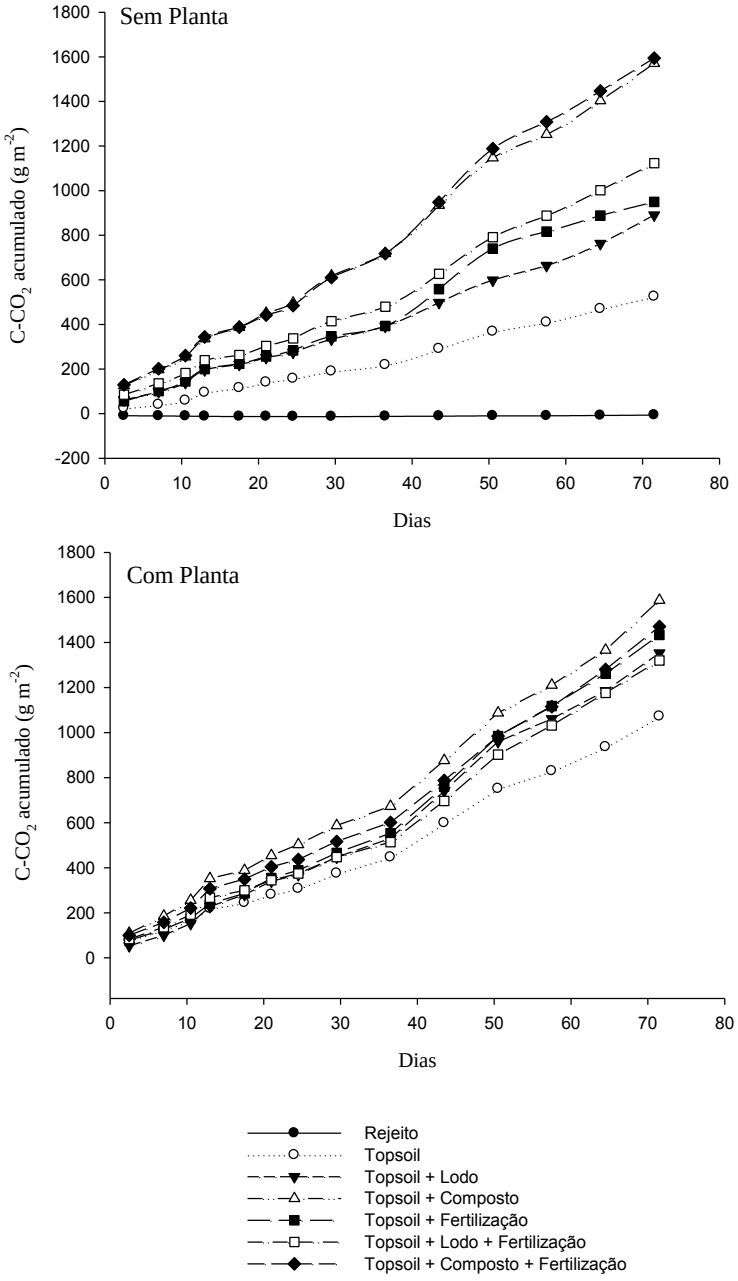

Figura 2. Fluxos de C-CO_2 acumulados ao longo do experimento para os tratamentos com planta e sem planta.

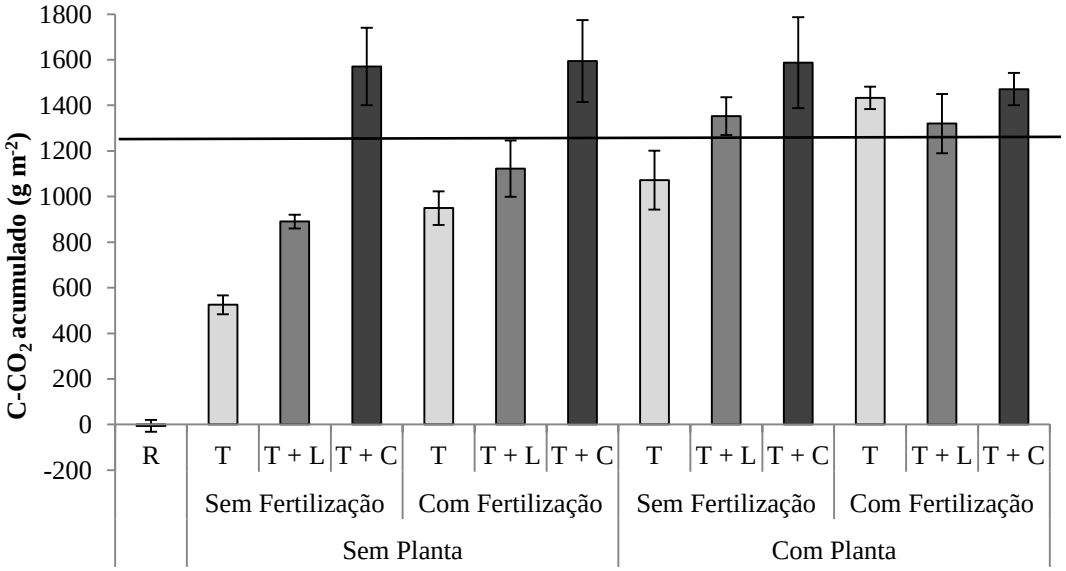

Figura 3. Fluxos de C-CO_2 acumulado em 75 dias. Tratamentos: R – Rejeito (controle), T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, C – Composto de lixo. Média ± desvio padrão.

Tabela 4. Contrastes médios[1] e suas significâncias para os fluxos de C-CO_2 acumulado em 75 dias

	Contrastes	**C-CO_2**
C_1	Controle vs T	1247,27**
C_2	Pl_0 vs Pl_1	264,23**
C_3	$Fert_0$ vs $Fert_1$ d/ Pl_0	226,76**
C_4	T vs (T + L) + (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_0	705,13**
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_0	679,68**
C_6	T vs (T + L) + (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_0	409,16**
C_7	(T + L) vs (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_0	471,55**
C_8	$Fert_0$ vs $Fert_1$ d/ Pl_1	70,64
C_9	T vs (T + L) + (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_1	398,51**
C_{10}	(T + L) vs (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_1	234,50**
C_{11}	T vs (T + L) + (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_1	-37,71
C_{12}	(T + L) vs (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_1	151,26°
C_{a1}	T vs (T + L) d/ $Fert_0$ d/ Pl_0	365,29**
C_{a2}	T vs (T + C) d/ Fer t_0 d/ Pl_0	1044,97**
C_{a3}	T vs (T + L) d/ $Fert_1$ d/ Pl_0	173,38*
C_{a4}	T vs (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_0	644,93**
C_{a5}	T vs (T + L) d/ Fer t_0 d/ Pl_1	281,26**
C_{a6}	T vs (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_1	515,76**
C_{a7}	T vs (T + L) d/ $Fert_1$ d/ Pl_1	-113,34
C_{a8}	T vs (T + C) d/ $Fert_1$ d/ Pl_1	37,92
	CV (%)	9,44

°, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. T: Topsoil; $Fert_0$: sem Fertilização; $Fert_1$: com Fertilização; (T + L): Topsoil + Lodo de esgoto; (T + C): Topsoil + Composto de lixo; vs: versos e d/: dentro de.[1] Contraste médio positivo indica que a média do segundo grupo de tratamentos é maior que a média do primeiro grupo e contraste médio negativo indica que a média do primeiro grupo de tratamentos é maior que a do segundo grupo.

3.2. Emissões de C-CH_4

Os solos aerados podem atuar como dreno ou fonte de metano, dependendo da relação de equilíbrio entre a metanotrofia e a metanogênese. Verificou-se que os tratamentos propostos resultaram fluxos negativos de C-CH_4, o que indica absorção líquida de C-CH_4 no solo (Figura 4), com predomínio da metanotrofia sobre a metanogênese. A absorção média de C-CH_4 acumulada em 75 dias, considerando todos os tratamentos, foi de 114 mg m^{-2} (Figura 5).

Os tratamentos que receberam a camada de topsoil absorveram, em média, 29 vezes mais C-CH_4 que o tratamento sem topsoil. No entanto, não foram verificadas diferenças significativas nos fluxos de C-CH_4 entre os tratamentos que receberam ou não adubação orgânica, assim como os que receberam ou não fertilização química, na presença ou ausência de planta. Chiaradia et al. (2009) trabalhando com a cultura da mamona, verificaram que emissões de CH_4 não diferiram entre os tratamentos após a aplicação de lodo de esgoto, e que o solo permaneceu como sumidouro de CH_4 independentemente da dose de lodo aplicada.

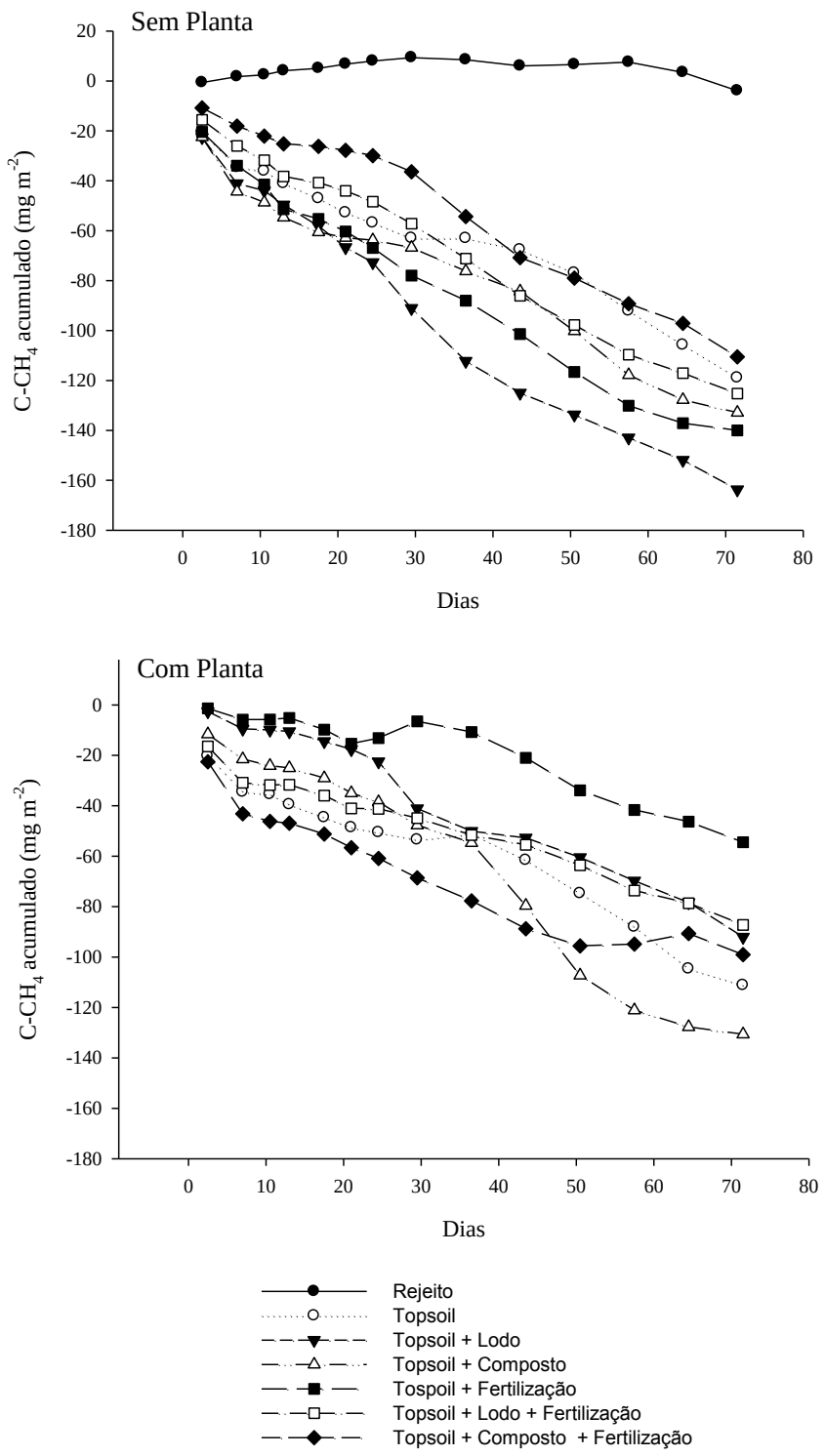

Figura 4. Fluxos de C-CH_4 acumulados ao longo do experimento para os tratamentos com planta e sem planta.

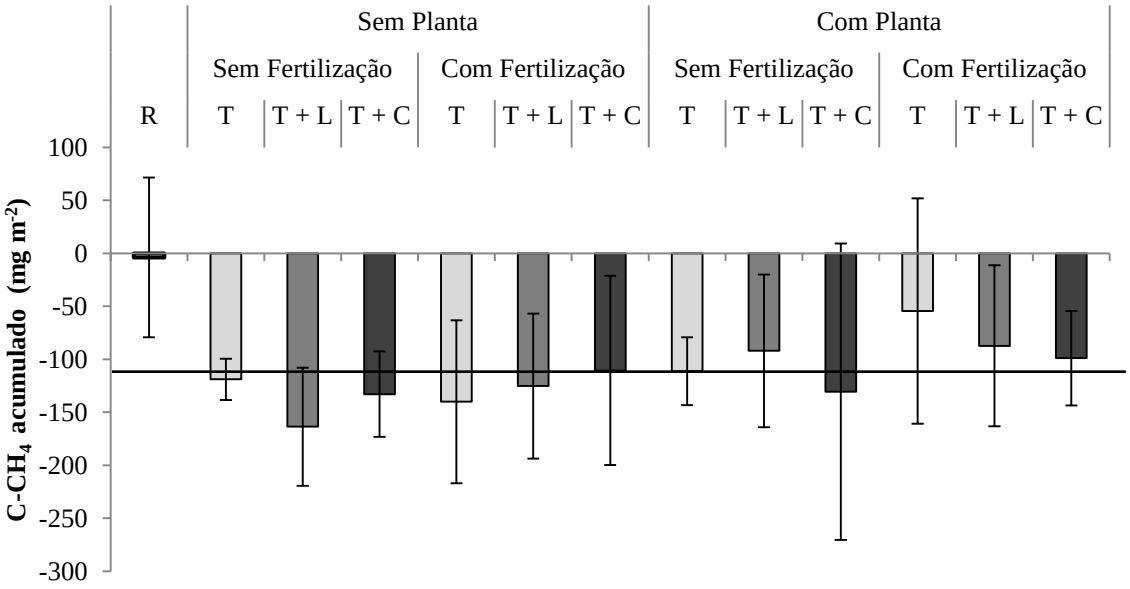

Figura 5. Fluxos de C-CH_4 acumulado em 75 dias. Tratamentos: R – Rejeito (controle), T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, C – Composto de lixo. Média ± desvio padrão.

Tabela 5. Contrastes médios[1] e suas significâncias para os fluxos de C-CH_4 acumulado em 75 dias

	Contrastes	**C-CH_4**
C_1	Controle vs T	-101,23**
C_2	Pl $_0$ vs Pl $_1$	18,72
C_3	Fert $_0$ vs Fert $_1$ d/ Pl $_0$	48,01
C_4	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_0$ d/ Pl $_0$	-29,33
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_0$ d/ Pl $_0$	30,81
C_6	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_1$ d/ Pl $_0$	74,29
C_7	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$ d/ Pl $_0$	-89,59
C_8	Fert $_0$ vs Fert $_1$ d/ Pl $_1$	31,07
C_9	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_0$ d/ Pl $_1$	-0,10
C_{10}	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_0$ d/ Pl $_1$	-38,58
C_{11}	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_1$ d/ Pl $_1$	-38,67
C_{12}	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$ d/ Pl $_1$	-11,77
C_{a1}	T vs (T + L) d/ Fert $_0$ d/ Pl $_0$	-44,73
C_{a2}	T vs (T + C) d/ Fer t $_0$ d/ Pl $_0$	-13,93
C_{a3}	T vs (T + L) d/ Fert $_1$ d/ Pl $_0$	119,09
C_{a4}	T vs (T + C) d/ Fert $_1$ d/ Pl $_0$	29,50
C_{a5}	T vs (T + L) d/ Fer t $_0$ d/ Pl $_1$	19,19
C_{a6}	T vs (T + C) d/ Fert $_0$ d/ Pl $_1$	-19,40
C_{a7}	T vs (T + L) d/ Fert $_1$ d/ Pl $_1$	-32,79
C_{a8}	T vs (T + C) d/ Fert $_1$ d/ Pl $_1$	-44,56
	CV (%)	76,07

°, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. T: Topsoil; Fert $_0$: sem Fertilização; Fert $_1$: com Fertilização; (T + L): Topsoil + Lodo de esgoto; (T + C): Topsoil + Composto de lixo; vs: versos e d/: dentro de.[1] Contraste médio positivo indica que a média do segundo grupo de tratamentos é maior que a média do primeiro grupo e contraste médio negativo indica que a média do primeiro grupo de tratamentos é maior que a do segundo grupo.

3.3. Particionamento do C-CO_2

Como visto anteriormente, os tratamentos com adubação orgânica e com a presença da planta tiveram as emissões de C-CO_2 aumentadas em relação aos tratamentos sem adubação orgânica e sem planta, respectivamente (Figura 3). Porém, por meio do particionamento do C-CO_2 é possível inferir sobre a origem do C-CO_2 emitido e sobre as alterações na dinâmica da respiração do solo.

Na Figura 6, demonstra-se que apenas 8 % (topsoil + lodo de esgoto), 11 % (topsoil + composto de lixo), 2 % (topsoil + lodo de esgoto + fertilização), 4 % (topsoil + composto de lixo + fertilização), 8 % (topsoil + lodo de esgoto + planta), 8 % (topsoil + composto de lixo + planta), 4 % (topsoil + lodo de esgoto + fertilização + planta) e 7 % (topsoil + composto de lixo + fertilização + planta) das emissões totais de C-CO_2 nos tratamentos com adubação orgânica se referem às contribuições diretas do lodo de esgoto ou do composto de lixo. Assim, pode-se observar que apenas uma pequena parte do aumento das emissões de C-CO_2 nos tratamentos com adubação orgânica em relação aos tratamentos sem adubação orgânica, se deve a contribuição direta da degradação da matéria orgânica presente no lodo de esgoto e no composto de lixo (Figura 6).

Observa-se ainda que apenas 12 % (topsoil), 11 % (topsoil + lodo de esgoto), 9 % (topsoil + composto de lixo), 14 % e (topsoil + fertilização), 16 % (topsoil + lodo de esgoto + fertilização) e 17 % (topsoil + composto de lixo + fertilização) das emissões totais de C-CO_2 dos tratamentos com planta se referem às contribuições diretas da respiração das raízes (Figura 6). De forma análoga, apenas uma parte do aumento do C-CO_2 emitido nos tratamentos com planta em relação ao seu tratamento testemunha (sem planta) se deve a contribuição direta da planta, ou seja, a respiração autotrófica (raízes) do solo (Figura 6). Nota-se, também, que a contribuição direta da planta é maior do que a contribuição direta das fontes orgânicas, nos tratamentos com planta (Figura 6).

Além disso, a fertilização química aumentou em 2 % (topsoil), 5 % (topsoil + lodo de esgoto) e 9 % (topsoil + composto de lixo) a contribuição direta da respiração autotrófica (raízes) nos tratamentos com planta em relação aos tratamentos sem fertilização (Figura 6). Tal aumento ocorreu em função do maior crescimento do sistema radicular da planta, quando fertilizada. Por outro lado, a fertilização química diminuiu em 6 % (topsoil + lodo de esgoto), 7 % (topsoil + composto de lixo), 4 % (topsoil + lodo de esgoto + planta) e 1 % (topsoil + composto de lixo + planta) a contribuição direta das fontes de adubação orgânica em relação aos tratamentos sem fertilização (Figura 6). Isso pode ser justificado porque os micro-organismos do solo

utilizam dos nutrientes disponíveis pela fertilização química para a realização de suas funções vitais, diminuindo a degradação da matéria orgânica e a utilização dos nutrientes presentes nas fontes orgânicas.

Em todos os tratamentos, a maior parte das emissões de C-CO_2 acumuladas em 75 dias, foi derivada do C nativo, ou seja, do topsoil (Figura 6). Porém, nota-se que há uma alteração da contribuição direta do C nativo nas emissões C-CO_2, nos tratamentos com a presença de adubação orgânica e com planta em relação aos seus tratamentos testemunhas. Essa alteração se deve a contribuição indireta das fontes orgânicas e da planta ou efeito priming. Quando essa alteração se caracterizar como aumento das emissões de C-CO_2, ou seja, perda de C nativo do solo tem-se o efeito priming positivo. Por outro lado, quando essa alteração se caracterizar como diminuição das emissões de C-CO_2, ou seja, proteção de C nativo, denomina-se efeito priming negativo.

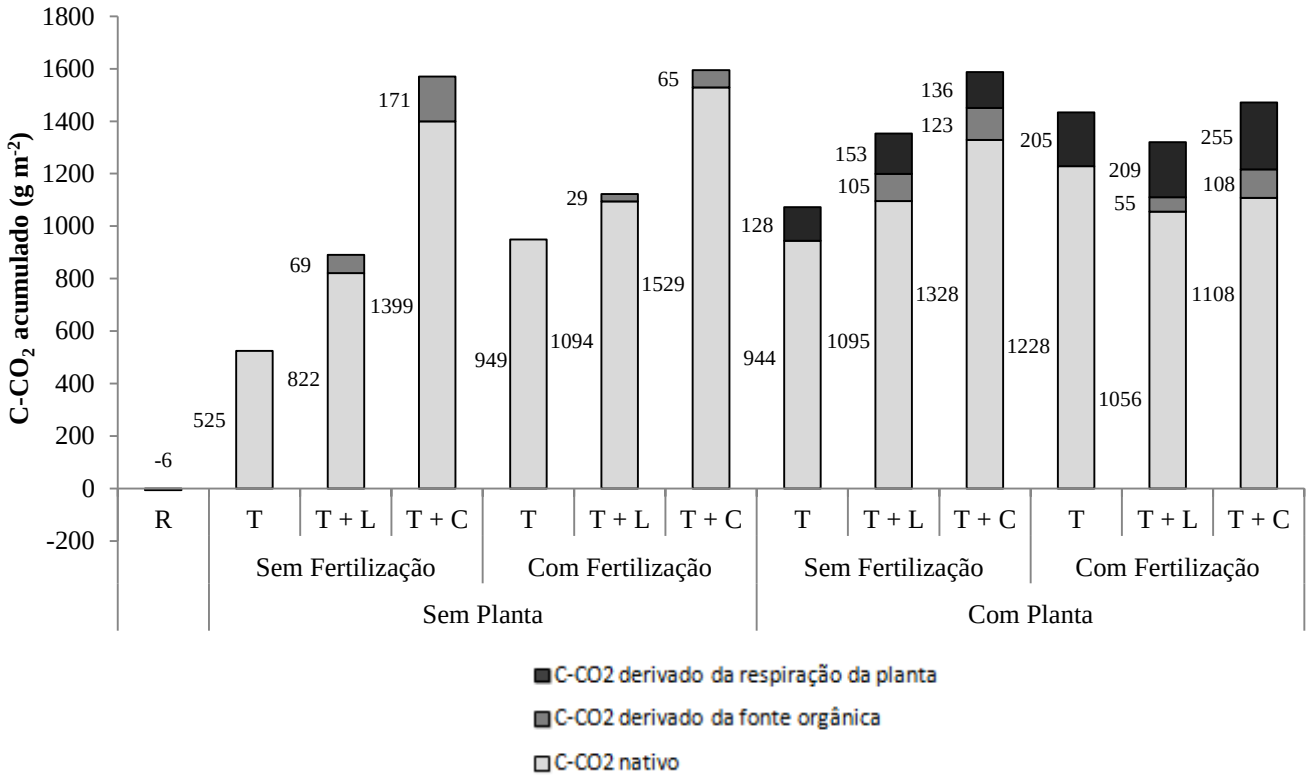

Figura 6. Particionamento do C-CO_2 emitido (acumulado em 75 dias). Tratamentos: R - Rejeito, T - Topsoil, L - Lodo, C - Composto, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

3.4. Efeito priming das fontes orgânicas

A adição da adubação orgânica interferiu nas perdas de C nativo pelo efeito priming positivo, na maior parte dos tratamentos, exceto para os tratamentos com planta

e com fertilização (Figuras 7 e 8). O efeito priming positivo significa aumento da utilização do C nativo da MOS pela microbiota do solo em relação a fonte preferencial, neste caso o C lábil proveniente do lodo de esgoto e do composto de lixo. Assim, essas fontes orgânicas funcionaram como estímulo para os micro-organismos promoverem a mineralização da MOS nativa, liberando o C na forma de CO_2 para atmosfera, pela respiração heterotrófica do solo.

Alguns autores sugerem que a espécie vegetal, as condições de crescimento (Liljieroth et al., 1994), os níveis de nutrientes no solo (Hu, 2001) e o tipo de solo (Kuzyakov et al., 2000) determinam a direção do efeito priming das fontes orgânicas. Observou-se que o efeito priming positivo do composto de lixo (168 %) foi mais pronunciado do que o do lodo de esgoto (57 %), principalmente no tratamento sem fertilização e sem planta, contribuindo ainda mais para a mineralização do C nativo (Figuras 7 e 8 e contraste $C_{5,}$ Tabela 6).

Notou-se também que nos tratamentos sem planta, a presença da fertilização química diminuiu significativamente o efeito priming das fontes orgânicas (contraste $C_{3,}$ Tabela 6), mas ainda assim foi positivo (15 % e 61 % para o lodo de esgoto e para o composto de lixo, respectivamente) (Figura 7 e 8).

O mesmo ocorreu nos tratamentos com da planta: a mineralização do C nativo também diminuiu significativamente em relação aos tratamentos sem planta (contraste $C_{2,}$ Tabela 6), possivelmente pela liberação de exsudatos radiculares que contribuíram para maior proteção da MOS. Mas ainda assim, nos tratamentos com planta e sem fertilização química as fontes de adubação orgânica apresentaram efeitos primings postivos (17 % para o lodo de esgoto e 43 % para o composto de lixo, respectivamente) (Figuras 7 e 8). Além disso, não houve diferenças significativas do efeito priming da adubação orgânica com lodo de esgoto e com composto de lixo (contraste $C_{10,}$ Tabela 6), evidenciando o efeito tampão da planta, diminuindo as diferenças dos efeitos dos tratamentos.

Porém, o ponto mais importante dessa discussão ocorreu na presença da planta e da fertilização química, onde, diferentemente do observado nos tratamentos anteriores, a adubação orgânica inibiu o ataque a fontes mais estáveis de C, determinando decréscimos de -14 % para lodo de esgoto e de -9 % para o composto de lixo (Figuras 5 e 6) nas taxas de decomposição do C nativo. Esse fenômeno é denominado efeito priming negativo, o qual contribui para acúmulo do C no solo. Porém, novamente esse efeito não diferiu significativamente entre os tipos de adubação orgânica (contraste $C_{11,}$

Tabela 6). Desse modo, a matéria orgânica aliada ao processo de revegetação pode favorecer o acúmulo de C no solo, o que seria ecologicamente vantajoso, do ponto de vista da recuperação de áreas degradadas, pela melhoria da qualidade do solo.

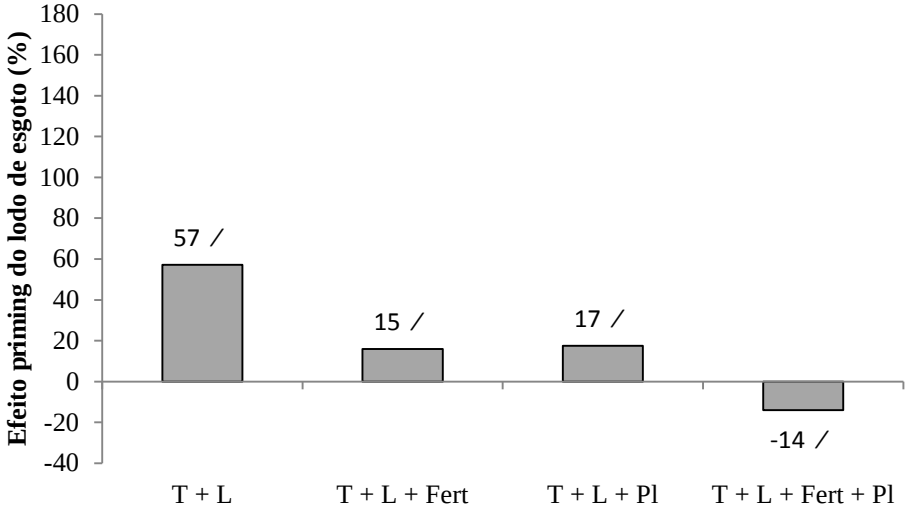

Figura 7. Efeito priming do lodo de esgoto no conteúdo de C-CO_2 emitido durante o período experimental (75 dias). Tratamentos: T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

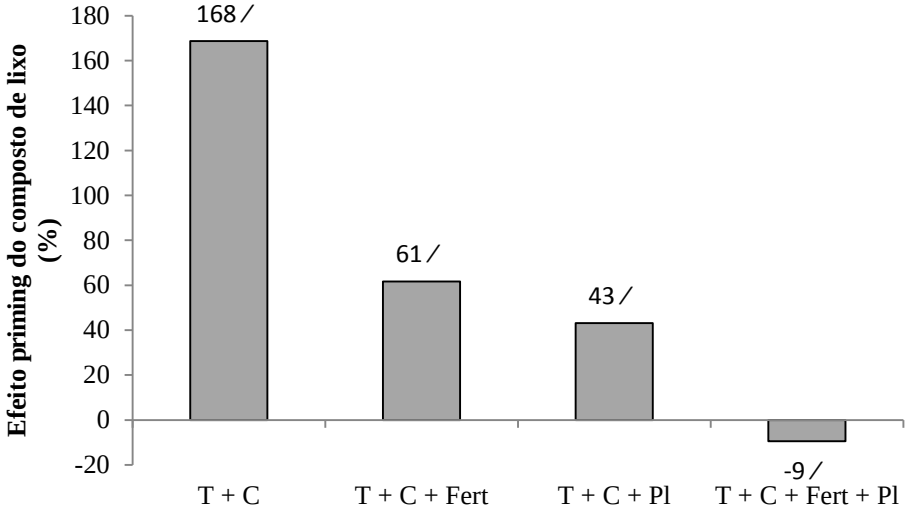

Figura 8. Efeito priming do composto de lixo no conteúdo de C-CO_2 emitido durante o período experimental (75 dias). Tratamentos: T - Topsoil, C – Composto de lixo, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

Tabela 6. Contrastes médios[1] e suas significâncias para o efeito priming das fontes de adubação orgânica

	Contrastes	Efeito priming
C_2	Pl_0 vs Pl_1	-66,58**
C_3	$Fert_0$ vs $Fert_1$ d/ Pl_0	-74,13**
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ $Fert_0$ d/ Pl_0	111,54**

C_7	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$ d/ Pl $_0$	45,61*
C_8	Fert $_0$ vs Fert $_1$ d/ Pl $_1$	-42,10**
C_{10}	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_0$ d/ Pl $_1$	25,64
C_{12}	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$ d/ Pl $_1$	4,49
	CV (%)	64,55

°, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. T: Topsoil; Fert $_0$: sem Fertilização; Fert $_1$: com Fertilização; (T + L): Topsoil + Lodo de esgoto; (T + C): Topsoil + Composto de lixo; vs: versos e d/: dentro de.[1] Contraste médio positivo indica que a média do segundo grupo de tratamentos é maior que a média do primeiro grupo e contraste médio negativo indica que a média do primeiro grupo de tratamentos é maior que a do segundo grupo.

3.5.Efeito priming da planta

A planta, na ausência da adubação orgânica, apresentou efeito priming positivo de 81 % (topsoil) e 29 % (topsoil + fertilização química) (Figura 9). Segundo Feigl et al. (1995) e Houghton (1995), culturas introduzidas provocam redução no conteúdo e alteração na qualidade de C do solo. Esse resultado foi similar ao já observado por outros autores, Kuzyakov et al. (2000), por exemplo, concluíram que a presença de Lolium perene causa acréscimo na degradação da MOS e Xie et al. (2005) também observaram que a presença do componente vegetal estimulava o ataque microbiano ao C nativo. Além disso, nos tratamentos com fertilização química o efeito priming da planta diminui significativamente (contraste $C_{1,}$ Tabela 7), mas ainda assim permanecem positivos na ausência de fontes orgânicas (29 % para topsoil + fertilização química) (Figura 9). Nota-se, ainda, que a adubação orgânica foi capaz de diminuir significativamente o efeito priming da planta (contrastes C_2 e $C_{4,}$ Tabela 7), para 33 % (topsoil + lodo de esgoto) e para -1 % (topsoil + composto de lixo).

No entanto, neste estudo, fica evidenciado que nos tratamentos com a presença de adubação orgânica e de fertilização química, a planta apresentou efeito priming negativo de -3 % (topsoil + lodo de esgoto) e -28 % (topsoil + composto de lixo) (Figura 9). Isso mostra o efeito sinérgico entre a planta e a adubação orgânica na proteção do C nativo. Isso ocorreu, possivelmente, porque a planta quando fertilizada eliminou substâncias com função cimentante que contribuíram para melhor agregação do solo e favoreceram a proteção do C nativo, contrabalanceando as perdas de C derivadas da aplicação dos adubos orgânicos. Resultado semelhante foi mostrado por Oliveira (2013), que tralhando com aplicação da cama de aviário, em área minerada de bauxita em fase de reabilitação, verificou que essa fonte de adubação orgânica desencadeou o efeito priming positivo e perdas de C nativo. Além disso, também

verificou que a presença da planta junto com a fonte orgânica inverteu o cenário, contribuindo para a manutenção do C nativo através do efeito priming negativo.

Porém, novamente não houve diferenças significativas entre o uso do lodo de esgoto e composto de lixo na proteção do C nativo do solo, evidenciado pelo efeito priming negativo (contraste C_5, Tabela 7).

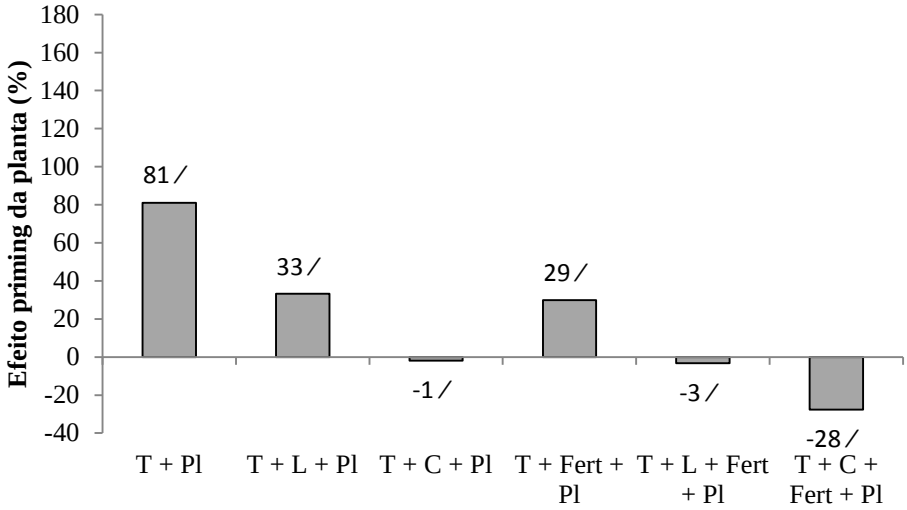

Figura 9 Efeito priming da planta no conteúdo de C-CO_2 emitido durante o período experimental (75 dias). Tratamentos: T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, C – Composto de lixo, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

Tabela 7. Contrastes médios[1] e suas significâncias para o efeito priming da planta

	Contrastes	Efeito priming da planta
C_1	Fert $_0$ vs Fert $_1$	-37,81**
C_2	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_0$	-65,50**
C_3	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_0$	-35,18*
C_4	T vs (T + L) + (T + C) d/ Fert $_1$	-45,29**
C_5	(T + L) vs (T + C) d/ Fert $_1$	-24,40
C_{a1}	T vs (T + L) d/ Fer t $_0$	-47,91**
C_{a2}	T vs (T + C) d/ Fert $_0$	-83,09**
C_{a3}	T vs (T + L) d/ Fert $_1$	-33,09*
C_{a4}	T vs (T + C) d/ Fert $_1$	-57,48**
	CV (%)	109,59

°, *, **: Significativo a 10, 5 e 1 %, respectivamente, pelo teste F. T: Topsoil; Fert $_0$: sem Fertilização; Fert $_1$: com Fertilização; (T + L): Topsoil + Lodo de esgoto; (T + C): Topsoil + Composto de lixo; vs: versos e d/: dentro de.[1] Contraste médio positivo indica que a média do segundo grupo de tratamentos é maior que a média do primeiro grupo e contraste médio negativo indica que a média do primeiro grupo de tratamentos é maior que a do segundo grupo.

4. CONCLUSÕES

A adição de adubação orgânica contribuiu diretamente para o aumento das emissões de C-CO2 pela degradação do C orgânico adicionado.

O composto de lixo urbano (30 t ha^{-1}) emitiu mais C-CO_2 em relação ao lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1}). No entanto, o composto de lixo apresentou menor emissão de C-CO_2 por unidade de C adicionado.

A contribuição direta do C-CO_2 derivado das fontes de adubação orgânica pode ser reduzida se elas forem combinadas com a fertilização química.

A fertilização química promoveu aumento na contribuição direta do C-CO_2 derivado da respiração autotrófica (raízes). Além disso, a planta apresentou efeito tampão, diminuindo a contribuição da adubação orgânica e da fertilização química nas emissões de C-CO_2.

A adubação orgânica isolada, combinada somente com a fertilização química ou somente na presença de planta de cobertura desencadeou o efeito priming positivo acelerando as perdas de C nativo do topsoil. No entanto, quando a adubação orgânica foi combinada com a fertilização química e seguida pelo cultivo de planta de cobertura, houve o efetio priming negativo, sinergismo esse que contribuiu para a manutenção do C nativo do solo.

A adubação com lodo de esgoto e com composto de lixo urbano, nas doses aplicadas, não diferiram quanto à proteção do C nativo na presença da planta e com fertilização química.

A adubação orgânica, a fertilização química e a presença da planta não alteraram o caráter oxidante do topsoil, que manteve-se como dreno de metano, apresentando absorção líquida de C-CH_4.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVAREZ V., V. H.; ALVAREZ, G. A. M. Comparação de médias por teste de hipóteses? Contrastes!. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 31:24-34, 2006 (Boletim Informativo).

BOECKX, P.; VAN CLEEMPUT, O.; VILLARALVO, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 49:91-95, 1997.

BOL, R.; MOERING J.; KUZYAKOV Y.; AMELUNG W. Quantification of priming and CO2 respiration sources following slurry C incorporation in two grassland soils

with different C content. Rapid Communication in Mass Spectrometry, 17:2585–2590, 2003.

CHENG, W.; KUZYAKOV, Y. Root effects on soil organic matter decomposition. In: Zobel RW, Wright SF (eds.) Roots and Soil Management: Interactions between Roots and the Soil, Agronomy Monograph no. 48. ASA-SSSA, Madison, Wisconsin. 2005.

CHENG, W.; GUTKNECHT, J.; KECK, D. and ZHU, B. Scaling Rhizosphere Respiration and Priming Effect from Single Plants to Field Ecosystems. Kearney Foundation of Soil Science: Understanding and Managing Soil-Ecosystem, 2008.

CHIARADIA, J. J. Avaliação agronômica e fluxo de gases do efeito estufa a partir de solos tratados com resíduos e cultivado com mamona (Ricinus communis L.) em área de reforma de canavial. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2005. 108p. (Tese de Doutorado).

CHIARADIA, J. J.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A; CARMOS, J. B.; OLIVEIRA, C.; LAVORENTI, A. Fluxos de CO2, CH4 e N2O de um Argissolo tratado com lodo de esgoto e cultivado com mamona. Rev. Bras. Ciênc. Solo, 33:1863-1870, 2009.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 375 de 2006 - Gestão de resíduos e produtos perigosos. Disponível em:< http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506>. Acesso em 25 maio 2013.

CONRAD, R. The global methane cycle: recent advances in understanding the microbial processes involved. Environmental Microbiology Reports**:** 1:285-292, 2009.

COSTA, F. S.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C. Emissões de gases de efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. de O. (Ed.). Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais. 2. ed. rev. atual. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 63p.

DA CAS, V. L. S. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo com o uso de lodo de esgoto e palha de aveia. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2009. 68p. (Dissertação de Mestrado).

DIAS, B. O., SILVA, C. A., SOARES, E. M. B. e BETTIOL, W. Estoque de carbono e quantificação de substâncias húmicas em Latossolo submetido à aplicação contínua de lodo de esgoto. R. Bras. Ci. Solo, 31:701-711, 2007.

DUMONTET, S.; PARENTE, E.; COPPOLA, S. Mineralisation of organic matter in soil treated with sewage sludge stabilized by different methods. In: Williams, J. H., Guidi, G., L'Hermite, P. (Eds.), Long Term Effects of Sewage S and Farm Slurries Applications**.** Elsevier, New York, pp. 177-189, 1985.

EHLERINGER, J. R.; BUCHMANN, N.; FLANAGAN, L. B. Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes. Ecological applications, 10:412-422, 2000.

FEIGL, B. J.; MELILLO, J.; CERRI, C. C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). Plant Soil, 175:21-29, 1995.

FIGUEIREDO C. C.; RAMOS, M. L. G. Biomassa microbiana do solo e produção de alface em função da dose de N e adubo orgânico. Bioscience Journal, 25:9-15, 2009.

GLATZEL, S.; STAHR, K. Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilized grassland in southern Germany. Plant Soil, 231:21-35, 2001.

HOUGHTON, R. A. Changes in the storage of terrestrial carbon since 1850. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. eds. Soils and global change. Boca Raton, CRC Lewis Publishers, 1995. p.45-65.

HU, S. et al. Nitrogen limitation of microbial decomposition in a grassland under elevated CO2. Nature, 409:188–191, 2001.

HUSTCH, B. W. Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite and organic manure with respect to soil pH. Biology and fertility of soils, 28:27-35, 1998

KUZYAKOV, Y.; FRIDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biology and Biochemistry, 32:1485-1498, 2000.

LAL, R. The potential of soils of the tropics to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Advances in Agronomy, 76:1-30, 2002.

LILJIEROTH, E.; KUIKMAN, P.; VAN, V. J. A. Carbon translocation to the rhizosphere of maize and wheat and influence on the turnover of native soil organic matter at different soil nitrogen levels. Plant Soil, 161:233–240, 1994.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Transformações bioquímicas e ciclos dos elementos no solo. In: Microbiologia e bioquímica do solo. Lavras. Editora UFLA, 2002. Cap 7, p. 285-360.

NOVAIS, R. F.; NEVES, J. C. L.; BARROS, N. F. de. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA, A. J. et al. (Coords). Métodos de pesquisa em fertilidade de solo. Brasília, DF; Embrapa-SEA, 1991. p. 189-253.

OLIVEIRA, D. M. S. Matéria orgânica e fluxos de co2 e ch4 em área minerada e fertilizada com cama de aviário e fosfato natural. Universidade Federal de Viçosa. 2013. (Dissertação de Mestrado)

SHEVTSOVA, L.; ROMANENKOV, V.; SIROTENKO, O.; SMITH, P.; SMITH, J. U.; LEECH, P.; KANZYVAA, S.; RODIONOVA, V. Effect of natural and agricultural factors on long-term soil organic matter dynamics in arable soddy-podzolic soils - modeling and observation. Geoderma**,** 116:165-189, 2003.

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A. & PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant Soil, 241:155–176, 2002.

SMITH, K.A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K.E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soi physical factors and biological processes. European Journal of Soil Science, 54:779–791, 2003.

XIE, Z.; CADISSCH, G.; EDWARDS, G. Carbon dynamics in a temperate grassland soil after 9 years exposure to elevated CO2 (Swiss FACE). Soil Biology and Biochemistry, 37:1387–1395, 2005.

ANEXOS

Tabela 1. Teores de C-CO_2 médio ao longo do experimento

Tratamentos	C-CO_2 médio														
	Dia 5	Dia 9	Dia 12	Dia 16	Dia 19	Dia 23	Dia 26	Dia 33	Dia 40	Dia 47	Dia 54	Dia 61	Dia 68	Dia 75	Acumulado
	---g m^{-2}---														
R (controle)	-9,23	-1,23	-0,74	-0,99	-0,74	-0,13	-0,10	-0,27	1,05	1,05	1,27	0,29	1,67	1,70	-6,40
T	24,14	16,15	18,81	35,32	20,83	25,34	16,46	32,70	28,66	72,49	76,99	41,68	59,94	55,77	525,29
T + L	61,49	36,88	40,37	57,08	24,73	30,83	23,57	58,96	58,01	106,11	100,67	65,21	98,67	127,99	890,58
T + C	125,50	71,48	57,55	81,18	51,66	63,23	45,47	121,63	100,69	215,70	212,83	105,16	151,10	167,08	1570,26
T + Fert	55,85	45,08	43,83	54,97	23,82	32,73	27,14	63,42	46,25	165,40	181,63	76,39	71,72	61,13	949,37
T + L + Fert	84,74	50,91	46,10	57,78	23,01	40,80	33,58	77,73	64,68	147,40	164,46	96,26	114,28	121,02	1122,75
T + C + Fert	129,41	72,33	58,76	83,11	44,14	54,41	42,05	126,21	107,14	230,56	240,02	120,24	138,53	147,38	1594,30
T + Pl	77,36	47,85	41,13	52,90	25,05	36,53	26,47	67,97	71,40	152,35	152,15	78,54	106,44	135,86	1072,00
T + L + Pl	53,59	46,90	51,94	75,40	53,13	58,81	29,39	77,46	83,85	209,93	219,62	100,69	124,95	167,61	1353,26
T + C + P	109,59	76,01	70,80	95,76	36,20	65,95	48,66	84,78	85,17	203,71	211,33	123,48	155,27	221,04	1587,76
T + Fert + Pl	77,11	49,92	48,58	64,82	45,85	68,23	33,94	77,06	87,79	207,71	223,54	133,65	143,54	171,72	1433,45
T + L + Fert + Pl	83,76	52,36	56,07	74,89	32,72	44,56	30,03	73,12	66,22	182,97	205,63	129,29	144,96	143,53	1320,12
T + C + Fert + Pl	100,10	57,67	63,35	86,02	42,52	54,63	32,60	79,77	84,65	186,39	196,82	130,54	165,28	191,04	1471,38

Tratamentos: R - Rejeito, T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, C – Composto de lixo, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

Tabela 2. Abundância natural do ^{13}C ($\delta^{13}C$) média ao longo do experimento

Tratamentos	Abundância natural do ^{13}C ($\delta^{13}C$) média													
	Dia 5	Dia 9	Dia 12	Dia 16	Dia 19	Dia 23	Dia 26	Dia 33	Dia 40	Dia 47	Dia 54	Dia 61	Dia 68	Dia 75
	---‰---													
R (controle)	-10,84	-11,05	-11,01	-11,09	-11,05	-10,98	-10,92	-11,17	-12,40	-12,16	-10,67	-10,62	-10,76	-11,11
T	-11,57	-11,77	-11,79	-11,63	-11,90	-11,64	-11,20	-12,14	-12,91	-12,43	-11,67	-12,57	-13,51	-13,29
T + L	-12,50	-12,50	-12,61	-12,44	-12,32	-12,39	-12,33	-12,43	-12,81	-13,43	-13,14	-13,28	-14,13	-15,84
T + C	-13,73	-13,59	-12,80	-12,71	-13,13	-12,65	-12,66	-13,21	-13,59	-13,51	-13,20	-13,48	-14,38	-15,04
T + Fert	-13,95	-13,22	-13,34	-13,48	-13,76	-14,21	-14,23	-14,25	-14,34	-14,89	-14,73	-14,57	-14,76	-14,97
T + L + Fert	-13,41	-13,89	-13,30	-13,24	-13,46	-13,30	-13,29	-13,82	-14,11	-14,19	-14,00	-14,09	-14,24	-15,54
T + C + Fert	-14,38	-14,26	-14,16	-13,57	-13,96	-14,22	-13,34	-13,43	-13,88	-13,91	-13,22	-13,24	-14,05	-15,55
T + Pl	-12,48	-12,86	-12,82	-12,67	-12,83	-12,80	-12,51	-12,65	-13,38	-13,86	-13,67	-14,29	-15,64	-17,53
T + L + Pl	-12,73	-12,95	-12,58	-12,61	-12,98	-12,81	-12,84	-13,51	-13,61	-13,86	-14,83	-15,85	-16,73	-19,15
T + C + P	-13,89	-13,77	-13,42	-13,38	-13,57	-13,51	-13,10	-13,40	-13,75	-13,61	-13,37	-14,49	-16,37	-18,37
T + Fert + Pl	-12,36	-12,17	-12,15	-12,58	-13,23	-14,26	-13,96	-13,78	-14,81	-16,77	-17,50	-17,44	-17,38	-18,97
T + L + Fert + Pl	-13,09	-13,40	-13,06	-13,70	-14,09	-13,79	-13,33	-13,67	-14,66	-15,82	-17,11	-18,09	-17,98	-18,56
T + C + Fert + Pl	-13,33	-13,67	-13,79	-14,24	-14,53	-14,64	-14,25	-14,33	-15,11	-15,66	-16,55	-17,66	-18,06	-19,01

Tratamentos: R - Rejeito, T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, C – Composto de lixo, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

Tabela 3. Contribuição direta do lodo de esgoto para o C-CO_2 emitido ao longo do experimento

Tratamentos	Contribuição direta do lodo de esgoto													
	Dia 5	Dia 9	Dia 12	Dia 16	Dia 19	Dia 23	Dia 26	Dia 33	Dia 40	Dia 47	Dia 54	Dia 61	Dia 68	Dia 75
	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	%	----------	----------	----------	----------	----------	----------
T + L	6,12	4,80	5,30	5,57	2,99	5,06	7,21	1,79	-0,72	6,99	9,74	4,74	4,24	18,84
T + L + Fert	-4,98	4,81	-0,41	-1,92	-2,48	-7,55	-7,91	-3,60	-2,05	-6,58	-7,16	-5,14	-4,83	4,87
T + L + Pl	1,76	0,65	-1,84	-0,62	0,75	-0,25	2,31	6,14	1,62	-0,53	8,58	12,79	9,97	17,88
T + L + Fert + Pl	5,05	8,16	6,16	8,05	6,38	-4,16	-5,61	-1,31	-1,95	-9,86	-4,44	6,68	6,06	-7,30

Tratamentos: R - Rejeito, T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

Tabela 4. Contribuição direta do composto de lixo no C-CO_2 emitido ao longo do experimento

Tratamentos	Contribuição direta do composto de lixo													
	Dia 5	Dia 9	Dia 12	Dia 16	Dia 19	Dia 23	Dia 26	Dia 33	Dia 40	Dia 47	Dia 54	Dia 61	Dia 68	Dia 75
	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	%	----------	----------	----------	----------	----------	----------
T + L	18,20	15,35	8,18	9,14	10,84	8,78	11,85	9,24	6,55	9,77	12,60	7,76	8,12	16,73
T + L + Fert	2,71	9,54	7,82	0,43	1,39	-0,84	-10,08	-8,71	-5,33	-12,85	-19,00	-16,27	-8,61	6,76
T + L + Pl	12,85	8,16	5,43	6,22	6,33	6,17	5,17	6,60	3,54	-3,04	-0,39	5,39	9,18	14,14
T + L + Fert + Pl	8,75	13,23	14,83	15,05	12,50	3,94	2,20	5,30	3,06	-16,62	-17,44	2,39	10,37	-4,80

Tratamentos: T - Topsoil, L - Lodo, C – Composto de lixo, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

Tabela 5. Contribuição direta da planta no C-CO_2 emitido ao longo do experimento

Tratamentos	Contribuição direta da planta													
	Dia 5	Dia 9	Dia 12	Dia 16	Dia 19	Dia 23	Dia 26	Dia 33	Dia 40	Dia 47	Dia 54	Dia 61	Dia 68	Dia 75
	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	%	----------	----------	----------	----------	----------	----------
T + Pl	5,80	7,09	6,69	6,69	6,15	7,59	8,23	3,17	3,14	9,73	12,66	11,59	15,54	30,72
T + L + Pl	1,54	3,11	-0,29	0,81	4,18	2,71	3,37	7,35	5,28	2,97	12,29	18,86	20,20	29,66
T + C + P	0,88	1,29	3,99	4,60	2,46	5,46	3,03	1,50	1,22	0,40	2,98	9,66	15,73	27,78
T + Fert + Pl	-12,84	-7,85	-8,73	-6,72	-4,29	0,10	-2,13	-3,72	3,61	14,95	21,72	22,69	21,19	33,04
T + L + Fert + Pl	-2,31	-3,83	-1,99	3,42	4,49	3,19	0,21	-1,12	4,24	12,75	23,88	30,70	28,66	26,01
T + C + Fert + Pl	-8,64	-5,05	-4,80	4,34	4,01	3,10	6,48	5,94	9,07	13,42	24,19	32,12	30,93	30,00

Tratamentos: T - Topsoil, L - Lodo, C – Composto de lixo, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

Tabela 6. C-CO_2 derivado do lodo de esgoto ao longo do experimento

Tratamentos	C-CO_2 derivado do lodo de esgoto														
	Dia 5	Dia 9	Dia 12	Dia 16	Dia 19	Dia 23	Dia 26	Dia 33	Dia 40	Dia 47	Dia 54	Dia 61	Dia 68	Dia 75	Acumulado
	---g m^{-2}---														
T + L	3,82	2,11	2,35	3,23	1,11	1,72	1,92	2,06	0,48	7,63	9,58	3,75	5,19	23,97	68,91
T + L + Fert	2,47	2,97	1,04	0,30	0,48	0,37	0,00	0,00	0,26	1,99	4,13	3,59	4,47	6,59	28,64
T + L + Pl	1,70	1,00	0,59	2,21	2,39	2,33	0,75	4,71	2,71	8,34	21,92	12,89	12,10	31,02	104,65
T + L + Fert + Pl	4,83	4,20	3,74	6,35	2,17	1,28	0,56	2,17	1,92	0,14	0,00	8,44	12,06	7,24	55,07

Tratamentos: T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

Tabela 7. C-CO_2 derivado do composto de lixo ao longo do experimento

Tratamentos	C-CO_2 derivado do composto de lixo														
	Dia 5	Dia 9	Dia 12	Dia 16	Dia 19	Dia 23	Dia 26	Dia 33	Dia 40	Dia 47	Dia 54	Dia 61	Dia 68	Dia 75	Acumulado
	---g m^{-2}---														
T + Pl	22,67	10,83	6,74	7,50	6,39	5,62	5,56	11,80	5,97	18,29	24,06	6,28	11,38	28,00	171,10
T + L + Pl	13,05	9,31	6,71	4,57	2,37	2,21	0,12	0,08	2,69	5,32	3,53	0,00	1,22	14,05	65,23
T + C + P	14,52	6,86	4,47	7,72	3,63	5,71	3,21	6,38	5,02	7,02	8,88	8,44	11,68	29,44	122,98
T + Fert + Pl	8,48	7,57	9,47	12,77	6,05	4,66	2,02	4,58	3,65	0,00	4,35	9,37	19,95	15,48	108,42

Tratamentos: T - Topsoil, C – Composto de lixo, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

Tabela 8. C-CO_2 derivado da planta ao longo do experimento

Tratamentos	C-CO_2 derivado da planta														
	Dia 5	Dia 9	Dia 12	Dia 16	Dia 19	Dia 23	Dia 26	Dia 33	Dia 40	Dia 47	Dia 54	Dia 61	Dia 68	Dia 75	Acumulado
	---g m^{-2}---														
T + Pl	4,65	3,20	2,46	3,81	1,42	2,69	2,28	3,66	3,16	14,39	19,02	8,82	16,48	41,64	127,69
T + L + Pl	0,93	1,61	0,39	1,56	2,48	1,63	1,04	5,56	5,18	10,56	26,25	18,91	25,50	51,71	153,33
T + C + P	4,52	1,99	3,76	4,54	2,20	4,52	1,56	1,58	0,83	4,45	12,06	11,53	22,57	60,35	136,48
T + Fert + Pl	0,00	0,49	0,00	0,00	0,29	1,85	0,46	0,79	4,46	31,02	48,13	30,72	30,27	56,63	205,13
T + L + Fert + Pl	0,00	0,27	1,43	3,45	1,70	2,70	0,87	1,34	3,38	23,29	49,72	40,60	42,92	37,64	209,33
T + C + Fert + Pl	0,00	1,09	4,20	5,51	3,07	3,43	2,40	5,69	7,55	25,12	48,02	41,91	51,11	56,16	255,27

Tratamentos: T - Topsoil, L – Lodo de esgoto, C – Composto de lixo, Fert – Fertilização e Pl – Planta.

CONCLUSÕES GERAIS

A matéria orgânica do solo melhora a ciclagem de nutrientes, a formação e estabilização de agregados, a retenção de umidade e a atividade biológica do solo. No entanto, observou-se com esta pesquisa que o acúmulo de C, um dos fatores mais importantes do processo de recuperação de áreas degradadas, pode não ocorrer ou, contraditoriamente, pode ser prejudicado pela aplicação de adubos orgânicos. Além disso, a elevada emissão de gases de efeito estufa pode se caracterizar como um impacto negativo dessa prática.

A adubação orgânica com lodo de esgoto e com composto de lixo na ausência de fertilização química proporcionou maior crescimento da crotalária. No entanto, proporcionou menor crescimento das plantas quando comparada à fertilização química. Quando combinada com a fertilização química, a adubação orgânica não apresentou ganhos de crescimento da parte aérea da planta, mas proporcionou significativo crescimento em seu sistema radicular. Pôde-se concluir que a adubação orgânica contribui para o estabelecimento da vegetação e, consequentemente, para o início da recuperação das áreas de depósito de rejeito de beneficiamento de minério de ferro e, ainda, caracteriza-se como uma opção de destinação final ambientalmente adequada para esses resíduos, apesar de não substituir a fertilização química.

No entanto, as doses utilizadas para o lodo de esgoto (5,24 t ha^{-1}) e para o composto de lixo (30 t ha^{-1}) na ausência de fertilização química não resultaram em aumento nos teores de matéria orgânica e na capacidade de troca catiônica na camada de topsoil e nem na camada superficial do rejeito. Dessa forma, considera-se que um aumento no teor de matéria orgânica só seria conseguido com aplicações sucessivas de doses mais elevadas desses compostos. Todavia, vale ressaltar a possibilidade de lixiviação de nitratos e de contaminação por metais pesados por meio da aplicação de doses sucessivas desses materiais.

Quanto às emissões de gases de efeito estufa, a adubação orgânica, a fertilização química e a presença da planta quando isoladas contribuíram diretamente para o incremento nas emissões de C-CO_2, pela degradação do CO adicionado, pelo aumento da respiração heterotrófica do solo e pela respiração autotrófica das raízes das plantas, respectivamente. No entanto, a contribuição direta do C-CO_2 derivado das fontes de adubação orgânica foi reduzida quando combinadas com a fertilização química. Por sua vez, a fertilização química promoveu maior crescimento das plantas e, por conseguinte,

aumentou a contribuição direta do C-CO_2 derivado da respiração autotrófica (raízes). Além disso, a planta apresentou efeito tampão que diminuiu a contribuição da adubação orgânica e da fertilização química nas emissões de C-CO_2. No entanto, ainda são muitas as lacunas no conhecimento para explicar exatamente como esse mecanismo acontece, já que muitos são processos do solo controlados ou influenciados diretamente pelas raízes, como por exemplo, a decomposição da materia orgânica do solo e a respiração da rizosfera que são dois importantes processos da rizosfera. Destaca-se, portanto, a necessidade de trabalhos futuros para tentar preencher tais lacunas.

Além disso, as contribuições indiretas das fontes de adubação orgânica e da planta se dão por meio da capacidade que elas têm de influenciar a taxa de degradação da matéria orgânica nativa do solo. Esse é o chamado efeito priming. Desse modo, a adubação orgânica isolada, combinada somente com a fertilização química ou somente na presença de planta de cobertura desencadeou o efeito priming positivo, acelerando as perdas de C nativo do topsoil. No entanto, a adubação orgânica combinada com a fertilização química e seguida pelo cultivo de planta de cobertura provocou o efeito priming negativo, sinergismo esse que contribuiu para a manutenção do C nativo do solo e deverá contribuir para acelerar o processo de reabilitação das áreas mineradas.

Desse modo, proteger o carbono no solo por meio da combinação de adubação orgânica, fertilização química e cultivo de plantas de cobertura pode significar diminuir as emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera e melhorar a qualidade do solo por aumentar a fonte de energia e alimento para a vida do solo.