

**IMPACTO DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE
LODO DE ESGOTO SOBRE OS
COMPARTIMENTOS DE CARBONO
ORGÂNICO EM LATOSSOLO CULTIVADO
COM MILHO**

EMANUELLE MERCÊS BARROS SOARES

2005

59190
050379

EMANUELLE MERCÊS BARROS SOARES

**IMPACTO DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE LODO
DE ESGOTO SOBRE OS COMPARTIMENTOS DE
CARBONO ORGÂNICO EM LATOSSOLO
CULTIVADO COM MILHO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de "Mestre".

Orientador

Prof. Dr. Carlos Alberto Silva

LAVRAS

MINAS GERAIS - BRASIL

2005

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Soares, Emanuelle Mercês Barros

Impacto de aplicações sucessivas de lodo de esgoto sobre os
compartimentos de carbono orgânico em Latossolo cultivado com milho /
Emanuelle Mercês Barros Soares. – Lavras : UFLA, 2005.

82 p. : il.

Orientador: Carlos Alberto Silva.
Dissertação (Mestrado) – UFLA.
Bibliografia.

1. Lodo de esgoto. 2. Latossolo. 3. Carbono orgânico. 4. Milho. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-631.869
-633.158969

EMANUELLE MERCÊS BARROS SOARES

**IMPACTO DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE LODO
DE ESGOTO SOBRE OS COMPARTIMENTOS DE
CARBONO ORGÂNICO EM LATOSSOLO
CULTIVADO COM MILHO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de "Mestre".

APROVADA em 15 de fevereiro de 2005

Prof. Dr. Luiz Roberto Guimarães Guilherme DCS/UFLA

Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva DCS/UFLA

Prof. Dr. Francisco Dias Nogueira EPAMIG



Prof. Dr. Carlos Alberto Silva

DCS/UFLA

(Orientador)

LAVRAS

MINAS GERAIS - BRASIL

A DEUS

Agradeço simplesmente porque a muito tempo repartimos alegrias e tristezas, porque é minha porção na terra dos viventes, sempre nos preenchendo quando vazios. E por ter colocado sempre as pessoas certas no meu caminho.

A painho e mainha, José & Maria,

Aos meus irmãos, Emichelle, Poliana, Eveline, Ivens Gabriel e José Avelino.

A minha linda sobrinha Georgia

A minha querida vovó Ester

As pessoas que mais amo nessa vida, pela recíproca verdadeira que sempre me fizeram continuar, minha família, meu porto seguro, minha eterna gratidão.

OFEREÇO

*À Tâmara Cláudia de Araújo Gomes (Pesquisadora do CPATC), uma grande incentivadora nessa caminhada e uma amiga pra sempre
Pela orientação de vida...*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento- CNPq, pela concessão da bolsa de estudos e financiamento do projeto de pesquisa (processo núm. 479565/2003-1).

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciência do Solo pela oportunidade de treinamento a mim oferecida.

À Embrapa Meio Ambiente, representada pelo Dr. Wagner Bettiol e sua equipe, pelas sugestões e contribuição na elaboração, manutenção e condução do estudo de “Avaliação do Impacto Ambiental do Uso Agrícola de Lodo de Esgoto”, pela oportunidade de conduzirmos nosso trabalho nesse experimento.

Ao Carlos Alberto Silva, pelo apoio, orientação, pela extrema solicitude e amizade que possibilitaram a efetivação desse trabalho, além de ter se tornado um grande exemplo profissional.

Aos membros da banca, Luiz Roberto Guimarães Guilherme, Marx Leandro Naves Silva e Francisco Dias Nogueira pelas sugestões que contribuíram para o enriquecimento desse trabalho.

Aos Professores João José, Nilton Curi, Mozart Ferreira, Fátima, Janice Guedes, Furtini e Faquin, pelos ensinamentos nos decorrer das disciplinas, que contribuíram para minha formação profissional e pessoal.

Aos funcionários e aos laboratoristas do Departamento de Ciência do Solo, que sempre com presteza, colaboraram com o nosso trabalho, mas em especial, ao Manoel e ao Roberto, pela ajuda e experiência que compartilharam.

À minha grande colaboradora, Maisa Honório (bolsista da iniciação científica), Mariana, Adriana, Leônidas pelo apoio na execução das atividades laboratoriais, ao Otacilio Rangel, pela grande troca de experiência e sugestões, a todos esses, pela amizade e agradáveis horas de convivência.

Ao Bruno Dias, meu grande amigo e irmão, por tudo.

A querida família que fiz aqui em Lavras, grandes amigos, que com certeza vão deixar saudades, Alessandra Monteiro, Regilene Angélica, Daniela Miranda, Lútercia Oliveira, Walfrido Albemaz, Sandro Hurtado, Welson Simões, Paulo & Cleide, Piêtro, Pablo, Rodrigo Martins, Sandra & Nildo, Vinicius, Antônio Marcos, Gigi, Daniela Zuliane, Krisle, Paulo Pinho, José Roberto, Josinaldo, Tarcio, e aos demais colegas do Departamento de Ciência do Solo, pela partilha constante, agradável convivência e pelas benditas e indispensáveis horas de descontração.

Ao Lucas Azevedo, um amigo especial, pela paz que sempre me trouxe.

Aos amigos de lá que permanecem apesar da distância Núbia Cristina, Renata Martins, Ítala Paula, Denise Escobar, Cristiane Gonçalves, Lisandro Augusto, Leonardo Varjão, Álvaro Andrade, Flávio Bastos, Aline Fonseca e José Antônio.

Aos professores de graduação Raimundo José Moraes, Manoel Abílio, Lindete, Jairton Fraga, e aos pesquisadores Sônia Lopes (CPATSA) e ao João Gomes (CPATC), pelo estímulo a iniciar essa caminhada.

À kelceane, que foi a primeira pessoa entre tantas que encontrei de braços abertos aqui em Lavras, pela acolhida, na minha chegada.

À minha família, pela grande torcida e confiança, minha gratidão, aos meus tios Nivaldo, Felisberto, Dulce, Diva Xavier (In memorian), Manoel Cavalcante (In memorian), Dione, Luiz Barros e Etione & Ivan e demais familiares.

Muito Obrigada!!!

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE ABREVIATURAS	i
RESUMO GERAL.....	ii
GENERAL ABSTRACT.....	iv
CAPITULO 1.....	01
1 Introdução geral	01
2 Referencial teórico	04
2.1 Uso agrícola do lodo de esgoto	04
2.2 Matéria orgânica e a qualidade do solo	06
2.3 Biomassa microbiana e indicadores biológicos.....	09
2.4 Fracionamento físico densimétrico da MOS.....	11
2.5 Carbono lábil e o manejo do solo.....	15
3 Referências bibliográficas.....	17
CAPÍTULO 2: Biomassa microbiana e fluxo de carbono de Latossolo submetido à aplicação continuada de lodo de esgoto.....	23
RESUMO	23
ABSTRACT.....	24
1 Introdução	25
2 Material e Métodos	27
3 Resultados e Discussão.....	32
4 Conclusões.....	46
5 Referências Bibliográficas	46
CAPÍTULO 3: Fracionamento Físico-densimétrico e o grau de oxidação da matéria orgânica de um Latossolo tratado com lodo de esgoto.....	51
RESUMO	51
ABSTRACT.....	52
1 Introdução	53

2 Material e Métodos	55
3 Resultados e Discussão.....	59
4 Conclusões.....	72
5 Referências Bibliográficas	72
ANEXOS	76

LISTA DE ABREVIATURAS

C	Carbono;
C-areia	Carbono associado à fração areia;
C-areia/C-org	Porcentagem de Carbono associado à fração areia;
C-argila	Carbono associado à fração argila;
C-argila/C-org	Porcentagem de Carbono associado à fração argila;
C-BM	Carbono associado à biomassa microbiana;
C-CO ₂	C evoluído na forma de CO ₂ ;
C-FL	Carbono associado à fração leve;
C-FL/C-org	Porcentagem de Carbono associado à fração leve;
C-FLI	Carbono associado à fração leve intra-agregado;
C-FLL	Carbono associado à fração leve livre;
C-org	Carbono orgânico;
C-silte	Carbono associado à fração silte;
C-silte/C-org	Porcentagem de Carbono associado à fração silte;
F ₁₂₋₉	Fração de C extraída entre 12 mol L ⁻¹ de H ₂ SO ₄ e 9 mol L ⁻¹ de H ₂ SO ₄
F ₃	Fração de C extraída em solução de 3 mol L ⁻¹ de H ₂ SO ₄ ;
F ₆	Fração de C extraída em solução de 6 mol L ⁻¹ de H ₂ SO ₄ ;
F ₆₋₃	Fração de C extraída em solução entre 6 mol L ⁻¹ de H ₂ SO ₄ e 3 mol L ⁻¹ de H ₂ SO ₄
F ₉₋₆	Fração de C extraída entre 9 mol L ⁻¹ de H ₂ SO ₄ e 6 mol L ⁻¹ de H ₂ SO ₄
FL	Fração leve;
FLI	Fração leve intra-agregado;
FLL	Fração leve livre;
FP	Fração pesada;
qCO ₂	Quociente metabólico;
qMIC	Quociente microbiano;

ao silte aumentam com o maior uso de lodo, não sendo o C-argila influenciado pelos tratamentos testados. O grau de oxidação da MOS evidencia que há um consumo do C no compartimento mais lábil e aumento no teor de C no compartimento menos lábil, com a elevação das doses aplicadas de lodo de esgoto.

GENERAL ABSTRACT

SOARES, Emanuelle Mercês Barros. Impact of successive application of sewage sludge on organic carbon pools of on Oxisol cultivated with corn. 2005, 82p. Dissertation (Master's degree in Soils and Plant Nutrition) - Federal University of Lavras, Lavras, MG*

The extraction and determination of C in the different fractions that constitutes soil organic matter (SOM) allow to evaluate the impact of the soil management practices which regulate SOM's dynamics. This study was carried out to evaluate the effect of long time application of sewage sludge in the total contents of organic carbon (Org C), C associate to the microbial biomass (MB-C), and other attributes associated to microbial populations, such as: flow of CO₂ (C-CO₂), metabolic quotient (*q*CO₂), microbial quotient (*q*MIC), and the contents of C associates to the light fraction (LF-C) and heavy fractions of SOM (sand-C, silt-C and clay-C). The evaluation of the oxidation degree of SOM was also evaluated by using solutions of sulfuric acid p.a. whose concentrations varied from 3 to 12 mol L⁻¹, in samples of a oxisol from the Experimental Field of Embrapa Environment, in Jaguariúna - São Paulo, latitude 22°41' South, longitude 47° W-Gr and altitude of 570 m. In this location, they were already done six corn cultivations, with increasing doses application of sludge from the Sewage Treatment Station of the Barueri municipality, SP. The treatments were defined according to the sewage sludge doses used, which were, after six corn cultivations, in Mg ha⁻¹ (dry basis): 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4), 240 (L8), mineral fertilization with formulated NPK (Ad. mineral) to attend the nutritional requirements in N of the corn; For comparison purposes, one area under forest was also sampled. The soil samplings were accomplished at 60 and 180 days after the sewage sludge application, in the soils layers of 0-10 cm and 0-20 cm. The analyses were done in the Soil Science Department of/UFLA, from January 2004 to January 2005. The successive application of sewage sludge increased linearly the contents of Org C in soil, while the magnitude and behavior of the MB-C ranged from one treatment to another. The application of 60 Mg ha⁻¹ of sewage sludge resulted in biggest contents of MB carbon and in the smaller *q*CO₂. In the dose of 240 Mg ha⁻¹, it was verified a recovery of the efficiency of BM in processing Org C, characterized by larger values of MB-C and decrease

* Guidance Committee: Carlos Alberto Silva - UFLA (Major Professor), Luiz Roberto Guimarães Guilherme - UFLA, Marx Leandro Naves Silva - UFLA, Francisco Dias Nogueira - EPAMIG.

in the $q\text{CO}_2$. The biggest potential in storage light fraction C in soil was verified when the accumulated applied dose of sewage sludge was 120 Mg ha^{-1} . The contents of C associates to the sand and to silt were higher as the sewage sludge dose applied increased. The clay-C was not regulated by the sewage sludge doses used in this study. The oxidation degree of SOM shows that there is an relative enrichment of non labile-C in soil and consumption of labile-C as the applied dose of sewage sludge increases.

CAPITULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

A utilização de resíduos orgânicos no sentido de promover manutenção e ou incremento dos teores de matéria orgânica do solo (MOS) é imprescindível, uma vez que contribui para a melhoria nas características químicas, físicas e biológicas do solo, principalmente em solos de regiões tropicais. Em razão do processo de lixiviação, das altas temperaturas e da utilização de práticas de manejo menos conservacionistas, é comum na paisagem brasileira solos com baixa capacidade produtiva em razão da redução dos estoques de MOS em áreas cultivadas. Essa preocupação com a manutenção dos teores da MOS se justifica tanto pela melhoria do grau de fertilidade do solo quanto pelo aspecto ambiental ligado ao crescente fluxo de C do solo para atmosfera, na forma de CO₂, o que intensifica o efeito estufa e interfere em diferentes processos e fenômenos naturais, por se tratar de uma dos principais compartimentos terrestres de carbono (Carter, 1996).

Dentre uma variedade de resíduos gerados de modo difuso, em diferentes municípios brasileiros, nos diversos setores de produção, agrícolas e industriais, entre outros, há um destaque para o lodo de esgoto, oriundo das estações de tratamento de esgoto (ETEs), para o qual existe uma perspectiva de incremento na produção em todo o mundo, em razão da implantação e ampliação dos serviços de saneamento e de tratamento de esgoto. De acordo com Andreoli (2002), em relação à população urbana brasileira, estimada em 116 milhões de habitantes, apenas 32 milhões têm os seus esgotos coletados. Se os esgotos das cidades brasileiras fossem integralmente tratados, a produção de lodo de esgoto poderia alcançar patamares da ordem de 325 a 473 mil toneladas por ano. Ainda

não existe no Brasil uma legislação específica quanto à utilização desse resíduo, sendo o lodo de esgoto muitas vezes descartado de modo inadequado, aumentando-se as chances de haver contaminação do ambiente. É bem verdade que o Conselho Nacional do Meio ambiente (CONAMA) está elaborando uma forma de utilização desse resíduo, contudo não há, até o momento, resultados práticos.

Dentre as possíveis rotas de disposição do lodo de esgoto, a utilização agrícola têm sido amplamente preconizada, em razão desse resíduo promover melhoria nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo. Em solos tropicais, os efeitos da adição de lodo sobre o Carbono orgânico (Corg) podem ser temporários (Melo et al., 1994) ou duradouros (Marques, 1996; Oliveira et al., 2002), verificando-se, em longo prazo, aumentos lineares nos teores de Corg com a aplicação de doses crescentes de lodo. Esses aumentos nos teores de Corg dependem das taxas de decomposição do lodo no solo e dos fatores que a condicionam (Oliveira et al., 2002).

Solos tratados com lodo de esgoto podem apresentar menor quantidade de C lábil (C-carboidrato) e maior presença de óleos e graxas em relação a solos não tratados com esse resíduo (Hohla et al., 1978). Existem ainda muitas preocupações a respeito da utilização do lodo na agricultura, em razão do potencial de contaminação do solo e da conseqüente diminuição da produtividade das culturas. Assim, a utilização de lodo em solos agrícolas deve ser continuamente monitorada e planejada adequadamente.

Segundo Meurer (2000), por se tratar de componente bastante sensível às condições ambientais e mudanças nas práticas de manejo agrícolas, a MOS é bastante utilizada na avaliação do potencial produtivo do solo e na escolha das práticas de manejo a serem empregadas. Entretanto, Sikora et al. (1996) destacam que o uso da MOS como um indicador de qualidade do solo implica em se estudarem as distintas frações que a compõem, ainda que a preocupação

recaia quase sempre sobre as perdas da MOS. Os vários compartimentos de MOS são indicadores bastante responsivos às alterações da qualidade do solo em função do manejo adotado, sendo premente quantificar os compartimentos mais lábeis da MOS, compostos pela biomassa microbiana (BM) e fração leve (FL), além de outros compostos orgânicos potencialmente mineralizáveis (Stevenson, 1994). As alterações no caráter lábil da MOS podem ser avaliadas por meio da quantificação do C lábil (CL), como um potencial indicador da sustentabilidade dos sistemas, em razão da maior suscetibilidade dessa fração em sofrer declínio ou acumulação em função das alterações no manejo (Lefroy et al., 1993).

O uso criterioso de lodo de esgoto na adubação das lavouras, por longos períodos, além de regular a dinâmica de atributos de fertilidade do solo e a carga de metais pesados acumulada no solo, dependendo da dose aplicada, pode contribuir também para um aumento e/ou preservação dos estoques e melhoria da qualidade da matéria orgânica presente em solos brasileiros. Assim, torna-se importante analisar a influência que a adição ao solo de doses crescentes e continuadas de lodo de esgoto exerce sobre os teores totais e compartimentos da MOS. Além de avaliar a eficiência da técnica de dispersão de solo e fazer análise densimétrica de frações orgânicas para predizer a biodisponibilidade da MOS em solos brasileiros, é premente o maior uso dessas técnicas em condições de solos tropicais, já que a MOS desempenha aqui papel mais importante do que o exercido em solos de áreas temperadas.

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de aplicações continuadas de doses crescentes lodo de esgoto sobre os compartimentos da matéria orgânica de um Latossolo cultivado com milho, em condições do Campo Experimental da Embrapa Meio Ambiente, em Jaguariúna (SP), por meio do uso das técnicas de fracionamento físico-densimétrico e de avaliação do grau de oxidação da MOS, além da determinação da biomassa microbiana e de outros atributos biológicos a ela associados.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Uso agrícola do lodo de esgoto

Os solos brasileiros são na sua maioria ácidos e distróficos, apresentam baixos níveis de matéria orgânica do solo (MOS), que tendem a diminuir mais ainda em função da intensiva exploração agrícola. Logo, a recuperação da fertilidade dos solos tropicais está intrinsecamente associada à elevação dos teores da MOS. Nesse sentido, novas práticas de manejo agrícolas que visam aumentar os teores de MOS têm sido difundidas, contribuindo para a melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos de solos e dos agroecossistemas a eles associados.

A crescente demanda da sociedade por melhores condições ambientais leva à ampliação dos serviços de saneamento e a um expressivo incremento na produção de lodo de esgoto em todo o mundo. As estimativas da produção atual de lodo no Brasil variam entre 150 e 220 mil toneladas de matéria seca por ano, sendo que, da população urbana brasileira estimada em 116 milhões de habitantes, apenas 32 milhões têm o seu esgoto coletado, o qual, se fosse integralmente tratado, resultaria em uma produção entre 325 e 473 mil toneladas por ano de lodo. Assim, a ampliação dos serviços de coleta de esgoto tem um potencial para aumentar esta produção de 3 a 4 vezes (Andreoli, 2002).

Segundo previsão de Tsutya (2000), na região metropolitana de São Paulo a produção de lodo de esgoto, em base seca, será de 785 toneladas por dia em 2015. De acordo com o mesmo autor, o Plano Diretor de Lodos da SABESP prevê três destinos para seu descarte: aterros exclusivos, incineração e utilização agrícola. Segundo Bettioli & Camargo (2001), o lodo de esgoto pode ser destinado a outros fins, como reutilização industrial (produção de agregado leve, fabricação de tijolos e cerâmica e produção de cimentos), conversão em óleo

combustível, disposição oceânica e recuperação de solos (recuperação de áreas degradadas e de mineração).

A utilização agrícola e florestal destaca-se como uma boa alternativa, uma vez que, de acordo Hall (1998), o aterro sanitário pode causar poluição do ar, das águas superficiais e subterrâneas e do solo. Gonçalves & Ludovice (2000) relatam que a disposição em aterros sanitários ou exclusivos, bem como a incineração, requerem tecnologias sofisticadas e podem apresentar alto custo por tonelada tratada. Em áreas agrícolas, a utilização de lodo de esgoto tem sido amplamente recomendada, tanto como fonte de nutrientes quanto como condicionador de solos, proporcionando aumento nos teores de MOS, CTC e pH (Khan & Scullion, 2000). Um lodo de esgoto típico, de acordo com Bettiol & Camargo (2001), apresenta em torno de 40% de matéria orgânica (MO), 4% de N, 2% de P e demais macro e micronutrientes. Paul & Clarck (1996) relatam ainda o aumento na capacidade de retenção de água e estabilidade de agregados com o uso de lodo de esgoto.

A adição de lodo em doses elevadas aumenta o teor de Carbono orgânico (Corg), como observado por Melo et al. (1994), que, ao avaliarem as frações da MOS e a CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar, com adição de 4, 8, 16, 32 Mg ha⁻¹ de lodo, verificaram que apenas a maior dose promoveu aumento significativo no Corg e na CTC do solo. Além da ação direta, via a carga orgânica adicionada ao solo pelo resíduo, os aumentos nos teores de Corg podem ser atribuídos também a uma melhoria nos atributos do solo, que propiciam um aumento na capacidade produtiva do solo, resultando num maior desenvolvimento da planta inteira e raiz, o que pode resultar em acréscimo nos teores totais de Corg pela exsudação de C pelas raízes e pela biomassa radicular produzida.

Segundo Oliveira et al. (2002), o aumento do Corg com a aplicação de lodo não implica em melhoria no sistema solo-planta tendo em vista a

necessidade de se conhecer melhor a qualidade do Corg que persiste no solo e seus efeitos em longo prazo sobre os diferentes atributos do solo. O lodo de esgoto apresenta em sua composição diversos poluentes, como metais pesados e organismos patogênicos ao homem (Bettiol & Camargo, 2001). No entanto, Banerjee et al. (1997) ressaltam que a disponibilidade de metais pesados no solo e seu efeito sobre a microbiota dependem tanto da quantidade quanto da qualidade da matéria orgânica adicionada.

Segundo Lo et al. (1992), tanto a MO do lodo quanto a do solo podem atuar na complexação de metais, reduzindo a sua disponibilidade em curto prazo e, conseqüentemente, a sua toxicidade, fornecendo, ao mesmo tempo, Corg para os microrganismos do solo. Por outro lado, conforme Wintter et al. (1994), a ausência de efeitos prejudiciais da aplicação de lodo contendo metais pesados, em curto prazo, não é garantia de que efeitos prejudiciais sobre as atividades e comunidades microbianas não venham a ocorrer posteriormente no solo. Assim, a utilização de lodo de esgoto em solos agrícolas deve ser continuamente monitorada e planejada adequadamente. Isso se torna ainda mais premente nas áreas que recebem por longo tempo aplicações elevadas de lodo, em razão desse resíduo conter moléculas orgânicas de grande persistência no ambiente, que podem ser nocivas aos microrganismos do solo.

2.2 Matéria orgânica e a qualidade do solo

A MOS engloba diferentes frações orgânicas, desde a serapilheira até o C associado à fração leve, à biomassa microbiana, aos compostos orgânicos solúveis, como ácidos orgânicos, aminoácidos e proteínas, entre outros, ao húmus ou substâncias húmicas e à raiz; enfim, grupos de compostos orgânicos que se distinguem um do outro em função da natureza, reatividade, localização geográfica, biodisponibilidade, cor ou grau de polimerização, entre outros (Stevenson, 1994).

A gênese dos solos brasileiros, em sua maioria, dá origem a solos de baixa fertilidade devido à intensa remoção das bases e ao predomínio de argilas de atividade baixa do tipo 1:1, o que torna a MOS responsável por até 90 % da capacidade de troca de cátions desses solos. Desse modo, em nossas condições, a MOS, apesar de estar presente no solo em teores médios de 2-3%, apresenta uma alta capacidade de interagir com outros componentes, alterando as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, além de regular o equilíbrio do ciclo global de carbono, o que suscita grandes debates em função da intensificação do efeito estufa e do maior aquecimento global.

Para melhor entendimento do resultado das intervenções antrópicas no sistema solo-planta, a dinâmica da MOS é considerada um componente chave, em função de regular diversas propriedades e processos associados ao solo. Entre os diversos estudos que vêm sendo conduzidos na tentativa de estabelecer melhores indicadores na avaliação da qualidade do solo, aqueles direcionados para o estudo da MOS vêm ganhando força, havendo uma tendência de os estudos que inicialmente repercutiam a respeito da importância em se elevarem os seus teores totais tornarem-se mais elaborados, por se basearem na quantificação e caracterização dos grupos de substâncias e compartimentos da MOS.

Sikora et al. (1996) destacam que o uso da MOS como um indicador de qualidade do solo deve focar os distintos compartimentos que a compõem, ainda que a preocupação seja com as perdas da MOS. Segundo Stevenson (1994), alguns compartimentos de C do solo são indicadores responsivos às alterações da qualidade do solo em função do manejo adotado, sendo exemplos os compartimentos mais lábeis da MOS, compostos pela biomassa microbiana (BM) e fração leve (FL), além de outros compostos orgânicos potencialmente mineralizáveis.

Nos últimos anos, a quantificação e a caracterização dos compartimentos da MOS têm sido realizadas com mais frequência em estudos no Brasil, o que fornece subsídios à modelagem da MOS (Leite et al., 2004), auxilia na avaliação de impacto de resíduos descartados no solo, como o lodo de esgoto (Pontes, 2000, Lopes, 2001, Andrade, 2004), e permite aferir a sustentabilidade de agroecossistemas em áreas originalmente cobertas com vegetação natural (Freitas et al., 2000; Freixo et al., 2002a, b; Roscoe & Buurman, 2003; Pinheiro et al., 2004).

A compartimentalização da MOS está fundamentada inicialmente na utilização de um método eficiente para sua extração e, depois, na quantificação indireta da MOS por meio da análise elementar de C. Existe uma diversidade de métodos utilizados na extração e fracionamento das frações da MOS, cujos princípios, no caso de métodos químicos, baseiam-se na solução e reagentes químicos utilizados, sendo usadas bases fortes, sais neutros e solventes orgânicos para a extração de substâncias húmicas (SHs). Outros métodos se baseiam na diferença de densidade e tamanho das frações, com vistas à obtenção das frações leve e pesada da MOS, e em etapas de extração e fumigação, para a obtenção do compartimento vivo, a BM. Do mesmo modo, é possível avaliar a qualidade da MOS analisando o seu grau de oxidação, por meio da quantificação do C lábil (CL) do solo.

Atualmente, uma série de novas adaptações, relativas à utilização desses métodos, têm sendo feitas, e essas refletem a necessidade de se obterem bons indicadores na avaliação da MOS, mais sensíveis em curto prazo às mudanças que o manejo do solo provoca na dinâmica e nos teores de Corg de diversos compartimentos da MOS, e que não são observadas pela simples avaliação do teor total de Corg do solo.

2.3 Biomassa microbiana e indicadores biológicos

Definida como a fração viva da MOS (Smith & Paul, 1990), a BM é constituída pelos organismos vivos com volume entre 5 a 10 μm^3 , os quais representam uma fonte e dreno de carbono e são responsáveis pelo fluxo de nutrientes entre a atmosfera e o sistema solo-planta (Moreira & Siqueira, 2002).

Cerca de 2 a 5% do Corg, e de 1 a 5% do N orgânico em solos tropicais, estão associados à BM (Smith & Paul, 1990). Em razão de a atividade e diversidade dos microrganismos no solo dependerem de uma série de fatores, tais como umidade, temperatura e manejo de resíduos, entre outros, esta fração pode ser utilizada como índice de aferição da sustentabilidade do sistema (De-Polli & Guerra, 1999). Além disso, o Carbono associado à biomassa microbiana (C-BM) representa um dos compartimentos da MOS com menor tempo de ciclagem, o que o torna sensível à mudança de sua qualidade, sendo proposto como um indicador das mudanças da MOS (Tótola & Chaer, 2002).

Além da população microbiana, a atividade dos microrganismos é um outro importante atributo a ser destacado, e pode ser medida, segundo De-Polli & Guerra (1999), em termos metabólicos, por meio de indicadores como CO_2 evoluído, O_2 absorvido, atividades enzimáticas e caloríficas, e em razão das quantidades de N, P e S mineralizadas, sendo a respiração dos microrganismos um dos indicadores biológicos mais utilizados para avaliação do comportamento da BM.

Insan & Domsh (1988) observaram maior sensibilidade da BM às mudanças iniciais do conteúdo de Corg, descrevendo a relação C-BM/Corg ou $q\text{MIC}$ (quociente microbiano) como um importante índice de alteração dos ecossistemas, uma vez que, segundo Wardle (1994), sob condições de estresse, há uma diminuição na capacidade da BM em utilizar o Corg. Anderson & Domsch (1990) propõem a utilização do quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) como

uma medida da atividade metabólica específica da BM, a qual corresponde à quantidade de C-CO₂ liberada por unidade de C-BM em um determinado tempo.

A BM é formada pela decomposição de compostos orgânicos presentes no solo e, em razão disso, sua quantidade total e fração ativa, segundo Moreira & Siqueira (2002), são determinadas em parte pela quantidade do substrato oxidável incorporado ao solo, originado das raízes, de restos culturais ou de qualquer outro tipo de resíduo orgânico.

Na biodegradação dos materiais orgânicos no solo ocorre uma sucessão trófica da população microbiana ao longo do tempo. Do C prontamente assimilável, 80% são liberados como CO₂, enquanto, da lignina, apenas 20% são liberados como CO₂ após um ano de decomposição. A BM consome rapidamente o substrato oxidável e morre em seqüência, tornando-se substrato para outra população, que passa a utilizar outros substratos de menor biodisponibilidade (Moreira & Siqueira, 2002).

Tão logo os compostos facilmente degradáveis sejam metabolizados, permanece no solo o material mais estável do ponto de vista químico. Marschner et al. (2003) verificaram a ocorrência de sucessão da população de microrganismos, considerando que a mudança na composição da MOS altera a dinâmica temporal da decomposição. Segundo esses autores, as bactérias utilizam os materiais prontamente disponíveis, enquanto fungos decompõem materiais mais recalcitrantes e menos solúveis.

De acordo com Lambais & Souza (2000), a aplicação de altas doses de lodo de esgoto pode implicar em modificações na comunidade microbiana e alterações na sua funcionalidade devido à presença de compostos químicos tóxicos no lodo. No entanto, uma maior concentração de MOS acelera o crescimento microbiano e a imobilização de metais (Khan & Scullion, 1999; Lambais & Souza, 2000).

Em estudos conduzidos por Rost et al. (2001), em que foram utilizadas crescentes concentrações de Zn no lodo de esgoto, foram observados decréscimos no $q\text{CO}_2$ nas concentrações mais altas de Zn e com o aumento do tempo de incubação do solo. Essa diminuição no $q\text{CO}_2$ indica uma mudança dentro da estrutura de comunidade microbiana. De acordo com Fließbatch et al. (1994), em condições de alto teor de metais pesados ocorre uma predominância de fungos, que são mais tolerantes ao estresse que bactérias.

Os efeitos da adição de lodo de esgoto nos atributos biológicos em solos tropicais vêm sendo documentados na literatura, sendo verificada uma variação nos resultados encontrados, podendo resultar em aumentos na BM ou decréscimo (Lopes, 2001; Pontes, 2002). Fließbatch et al. (1994) relatam que a adição de lodo de esgoto pode tanto estimular, em virtude do aumento do Corg e nutrientes, como inibir a respiração microbiana, devido à presença de metais ou elementos xenobióticos.

A diversidade de resultados encontrados deve-se às particularidades de cada estudo realizado, inerentes ao solo, e à composição do lodo, cujas interações definem o ambiente para o desenvolvimento dos microrganismos. Dessa forma, a quantificação da C-BM, do C- CO_2 e dos quocientes microbiano ($q\text{MIC}$) e metabólico ($q\text{CO}_2$) constituem potenciais indicadores de qualidade do solo, de potencial de contaminação e de dinâmica da MOS, tornando-se úteis na escolha de práticas de manejo mais sustentáveis para os diferentes sistemas de produção agrícola.

2.4 Fracionamento físico-densimétrico da MOS

O fracionamento físico-densimétrico da matéria orgânica é baseado em dois princípios, de acordo com Guerra & Santos (1999): o primeiro diz respeito à diferença de densidade das frações orgânicas do solo e o segundo, à diferença de tamanho dos constituintes dos complexos organo-minerais e de outras

partículas e/ou agregados do solo. Com o uso do método densimétrico, são separados os restos vegetais parcialmente decompostos e de baixa densidade dos compostos orgânicos mais resistentes à decomposição, sendo utilizadas, para isso, soluções de sais orgânicos e inorgânicos com densidades compreendidas na faixa de 1,6 a 2,0 g cm⁻³ (Christensen, 1996). Tendo em vista que as frações da MOS de maior biodisponibilidade possuem densidade menor que 2 g cm⁻³, o uso dessas soluções permite separar as frações lábeis da MOS dos compostos orgânicos associados a areia, silte e argila (Janzen et al., 1992).

Sohi et al. (2001) avaliaram um procedimento alternativo de fracionamento físico, o qual combinava o fracionamento granulométrico e o densimétrico, e obtiveram distintas frações da MOS em uma mesma amostra de solo. Na etapa do fracionamento densimétrico foram isoladas a fração leve-livre (FLL), localizada entre os agregados do solo, e a leve-intragregado (FLI), antes e depois da dispersão do solo, respectivamente. Em seqüência, a fração residual correspondente à fração pesada (FP) obtida ao término do fracionamento físico-densimétrico foi submetida ao fracionamento por tamanho, no sentido de distinguir o C associado às frações texturais do solo.

A FL corresponde à MOS livre e não complexada, que pode ser dividida em FLL e FLI, também denominada, segundo Silva & Resck (1997), de matéria macroorgânica, constitui um dos menores compartimentos da MOS morta, englobando de 10 a 30% do Corg. Os teores de C nessa fração, segundo Janzen et al. (1992), variam com o tipo de solo, o clima e as práticas de manejo adotadas, sendo o tempo de ciclagem do Carbono associado à fração leve (C-FL) menor do que o da MOS. A FLL é quimicamente parecida com o lúter (serapilheira) e tem, em geral, uma taxa de decomposição muito alta, enquanto a FLI apresenta um grau mais avançado de decomposição e uma ciclagem mais lenta, podendo conter ainda resíduos do metabolismo microbiano, hifas, esporos,

esqueletos, peletes fecais, fragmento de raízes e de sementes (Golchin et al., 1997).

A FP se associa aos minerais do solo e apresenta grau avançado de decomposição e densidade mais elevada que a FL, contribuindo com a maioria do C presente nos solos, englobando frações quimicamente mais estáveis, portanto mais recalcitrantes (Christensen, 1992), com uma taxa de decomposição muito baixa (Golchin et al., 1997). Segundo Christensen (1996), existem três mecanismos no solo que explicam a existência desses diferentes compartimentos: a recalcitrância das moléculas orgânicas, a oclusão dentro dos agregados e a proteção dos complexos organo-metálicos dentro da matriz mineral.

Assim, o fracionamento físico-densimétrico da MOS permite separar frações orgânicas cuja composição e localização física no solo são diferenciadas, sendo sensíveis, portanto, às diferentes alterações promovidas por diferentes práticas de manejo do solo. Quando se pretende avaliar os fatores que condicionam a qualidade do solo, o fracionamento físico da MOS tem mostrado bons resultados (Stevenson, 1994). Alguns trabalhos realizados no Brasil apontam essas frações como indicadores sensíveis às alterações no sistema solo-planta (Freitas et al., 2000; Freixo et al., 2002a,b; Roscoe & Buurman, 2003; Pinheiro et al., 2004).

Nesse sentido, a FL foi alterada em função do sistema de cultivo adotado no estudo realizado por Freixo et al. (2002b), verificando-se uma diminuição de C-FLL, tanto no sistema plantio direto (40%) quanto no convencional (60%), comparado com a área de mata, o que sinaliza para a sensibilidade da FLL às alterações provocadas pelo manejo. Entretanto, a FLI não se mostrou sensível às alterações por estar protegida fisicamente do ataque dos microrganismos decompositores. Pinheiro et al. (2004) trabalharam com um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo, preparo convencional (PC), preparo em nível

(PN) e cultivo mínimo (CM), e como referências utilizaram uma área com cobertura vegetal de gramíneas e (GR) e outra parcela sem cobertura vegetal (SC). O CM proporcionou aumentos da ordem de 70 e 58% na FLL e FLI, respectivamente, em relação ao PC.

Utilizando o fracionamento densimétrico para avaliar mudanças na MOS em um Latossolo, Roscoe & Buurman (2003) verificaram que a FLL foi a mais sensível às mudanças no manejo, diminuindo após a conversão do Cerrado em área cultivada.

Frações granulométricas da MOS sofreram alterações nas avaliações realizadas por Freitas et al. (2000) em distintos sistemas de manejo, enquanto não foram constatadas alterações significativas nos teores totais de Corg. Freixo et al. (2002a) verificaram que a FP representou mais de 80% do Corg, mostrando-se pouco afetada em razão das diferentes práticas de manejo nos sistemas estudados.

Freixo et al. (2002a,b) e Roscoe & Bruuman (2003) observaram que entre 1 e 4% do Corg estavam associados à FLI. Roscoe & Bruuman (2003) ressaltaram que essa baixa capacidade de armazenar C nessa fração pode ser devida às microestruturas que os Latossolos possuem, com um volume interno limitado em relação à sua superfície, reduzindo a probabilidade de ocluir material orgânico em locais inacessíveis à microbiota. Janzen et al. (1992), Pinheiro et al. (2004), Roscoe & Buurman (2003) e Freixo et al. (2002a, b) constataram que o C-FLL mostrou-se mais sensível às alterações em solo que a FP e os teores de MOS.

Considerando que em regiões temperadas as técnicas de fracionamento densimétrico das frações orgânicas têm sido usadas com frequência, viabilizando a identificação de práticas de manejo sustentáveis, em condições tropicais, onde os teores de matéria orgânica são naturalmente baixos, como resultado dos processos pedogenéticos aliados às práticas de manejo inadequadas, tal aparato

laboratorial torna-se uma importante ferramenta para ser usada em estudos da MOS em solos mais intemperizados.

2.5 Carbono lábil e o manejo do solo

O declínio da MOS com concomitante redução da fertilidade pela ação do cultivo é o principal fator que afeta a sustentabilidade dos sistemas. Em geral, as mudanças que ocorrem nos teores totais de Corg são pequenas ao longo do tempo, não refletindo mudanças na sustentabilidade dos ecossistemas (Lefroy et al., 1993), uma vez que o C que responde mais rapidamente às mudanças do uso do solo representa apenas a uma parte do C total (Christensen, 1996).

O desenvolvimento da agricultura sustentável requer técnicas que monitorem com precisão as mudanças nas quantidades, natureza e taxas de decomposição da MOS e possam comparar a taxa de decomposição de diferentes resíduos, de plantas e animais, sob diferentes sistemas de manejo (Lefroy et al., 1993).

O CL refere-se a todas as formas de C de fácil mineralização nos solos pelos microorganismos e pode ser determinado em condições de laboratório com base na oxidação parcial do Corg, empregando-se uma solução oxidante como descrito por Lefroy et al. (1993), Blair et al. (1995) e Shang & Tiessen (1997), ou diferentes concentrações decrescentes de ácido sulfúrico, conforme proposto por Chan et al. (2001).

Blair et al. (1995), ao avaliarem solos da Austrália, constataram que o cultivo resultou em maior redução do CL (63,3%) em comparação com aquelas observadas para o C-não lábil (CNL) (39,3%) e o Corg (44,9%). Além do maior declínio do CL, esses autores verificaram que, quando incorporaram uma leguminosa no sistema de rotação de cultura, foram notados aumentos no CL (58,8%) superiores aos do CNL (15,7%) e Corg (21,6%). Esse comportamento ressalta a capacidade do CL em sofrer um declínio mais rápido quando se cultiva

o solo, assim como uma maior capacidade de se recuperar o C nesse compartimento quando comparado ao CNL e ao total de Corg. Nesse mesmo estudo, os autores avaliaram também a dinâmica desses compartimentos em Latossolo do Brasil, após 12 meses da realização de cobertura morta em um experimento conduzido com cana-de-açúcar, observando aumentos de 39,7%, 2,4% e 8,5% no CL, CNL e Corg, respectivamente.

Shang & Tiessen (1997) avaliaram o caráter lábil da MOS em solos tropicais e observaram que, ao se utilizar a concentração de $0,33 \text{ mol L}^{-1}$ de KMnO_4 , foram extraídos quase 50% do Corg, não sendo o C extraído sensível a alterações no manejo. Quando a concentração de KMnO_4 foi reduzida para $0,033 \text{ mol L}^{-1}$, o CL representou 25% do Corg, metade do valor encontrado com a concentração anterior, mostrando-se mais sensível às alterações do manejo, sugerindo que, para as condições tropicais, deveria haver uma correção da concentração do KMnO_4 em razão da maior biodisponibilidade da MOS.

O método clássico de determinação do carbono orgânico de Walkley-Black foi modificado por Chan et al. (2001) no sentido de recuperar apenas o C de maior labilidade, sendo separadas, por essa marcha, quatro frações em razão da diminuição do grau de oxidação, por meio do uso de decrescentes proporções de ácido H_2SO_4 : KMnO_4 .

Com base no procedimento descrito por Chan et al. (2001), Andrade (2004), avaliando um solo tratado com lodo de esgoto, encontrou valores de CL correspondendo a cerca de 50% do Corg. Freitas et al. (2004) utilizaram uma menor concentração de ácido que aquelas propostas por Chan et al. (2001), no caso 3 mol L^{-1} , e observaram maiores teores de C nos tratamentos que receberam adubação nas frações F_3 (3 mol L^{-1} de H_2SO_4) e $F_{9,6}$ (9 mol L^{-1} de H_2SO_4 - 6 mol L^{-1} de H_2SO_4), não sendo verificadas diferenças nos teores de C nas frações do tratamento que recebeu apenas adubação mineral. Quando se empregou a adubação orgânica, os teores de C extraídas com crescentes concentrações de

H₂SO₄ extraíram, na F₃, F₆₋₃, F₉₋₆ e F₁₂₋₉, 28%, 21,9%, 30,7% e 3,5% do Corg, respectivamente, indicando que a maior parte do C é de fácil decomposição no solo.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.22, n. 2, p.251-255, 1990.

ANDRADE, C.A. Fração orgânica de biossólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um Latossolo cultivado com eucalipto. 2004. 121 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - Universidade Estadual de São Paulo, Piracicaba.

ANDREOLI, C.V. A gestão de biossólidos no Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ESPECIALIDADES EM MEDICINA VETERINÁRIA, 1., 2002, Curitiba. Anais... Curitiba: AMEVE, 2002. Disponível em: <http://www.equalis.com.br/artigos/vs_biossolidos.pdf> Acesso em: 02 fev. 2004.

BANERJEE, M.R.; BURTON, D.L.; DEPOE, S. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdam, v.66, n.3, p.241-249, Dec. 1997.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. Reciclagem de lodo de esgoto na agricultura. In: MELO, I.S. et. al. Biodegradação. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 2001. 440p.

BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal Agricultural Research*, Victoria, v.46, p.1459-1466, 1995.

CARTER, M.R. Analysis of soil organic matter storage in agroecosystems. In: CARTER, M.R.; STEWART, B.A. (Ed.). **Structure and organic matter storage in agricultural soil**. Boca Raton: CRC, 1996. p.3-11. (Advances in Soil Science).

CHAN, K.Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic paleustalf under different pasture leys. **Soil Science**, Baltimore, v.166, n.1, p.61-67, Jan. 2001.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. **Advances in Soil Sciences**, New York, v.20, p.1-90, 1992.

CHRISTENSEN, B.T. Carbon in primary and secondary organo-mineral complexes. In: CARTER, M.R.; STEWART, B.A. (Ed.). **Structure and organic matter storage in agricultural soil**, Boca Raton: CRC, 1996. p.97-165. (Advances in soil Sciences).

DE-POLLI, H.; GUERRA, J.G.M.C. N e P na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G.de A; CAMARGO, F. A.de O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p.227-244.

FLIEßBACH, A.; MARTENS, A.; REBER, H.H. Soil microbial biomass and microbial activity in soil treated with heavy metal contaminated sewage sludge. **Soil Biology and Biochemistry**. Oxford, v.26, n.9, p.1201-1205, Sept. 1994.

FREITAS, A.G.; MATOS, E.S.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica e estabilidade de agregados em diferentes sistemas de adubação. In: FERTBIO, 2004, Lages. **Anais...** Lages: UDESC/SBCS, 2004. 1 CD-ROM.

FREITAS, P.L. et al. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.1, p.157-170, 2000.

FREIXO, A.A. et al. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.425-434, 2002a.

FREIXO, A.A. et al. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.64, n.3/4, p.221-230, Mar. 2002b.

GOLCHIN, A.; BALDOCK, J.A.; OADES, J.M.A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics. In: LAL, R. et al. (Ed.). **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC, 1997. p.245-266. (Advances in Soil Science).

GONÇALVES, R.F.; LUDUVICE, M. Experiência da companhia de saneamento do Distrito federal na reciclagem agrícola de biossólido. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 2000. p.153-162.

GUERRA, J.G.M.; SANTOS, G. de A. Métodos químicos e físicos. In: SANTOS, G. de A; CAMARGO, F. A. de O (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas Tropicais e Subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p.267-289.

HALL, J. Standardizing and the management of biosolids the international experience. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIODISSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1., Curitiba, 1998. **Anais...** Curitiba: SANEPAR/ABEAS, 1998. p.113-122.

HOHLA, G.N.; JONES, R.L.; HINESLY, T.D. The effect of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of blount silt loam. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.7, p.559-563, 1978.

INSAM, H.; DOMSCH, K.H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. **Microbial Ecology**, New York, v.15, p. 177-188, 1988.

JANZEN, H.H. et al. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p.1799-1806, 1992.

KHAN, M.; SCULLION, J. Microbial activity in grassland soil amended with sewage sludge containing varying rates and combinations of Cu, Ni and Zn. **Biology and Fertility Soils**, Berlin, v.30, n.3, p.202-209, Dec. 1999.

KHAN, M.; SCULLION, J. Effect of soil on microbial responses to metal contamination. **Environmental Pollution**, v.110, n.1, p.115-125, 2000.

LAMBAIS, M.R.; SOUZA, A.G. de. Impactos de biossólidos nas comunidades microbianas dos solos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 2000. p.269-279.

LEFROY, R.D.B.; BLAIR, G.J.; STRONG, W.M. Changes in soil organic matter with cropping as measured by organic carbon fractions and ^{13}C natural isotope abundance. **Plant and Soil**, v.155/156, p.399-402, 1993.

LEITE, L.F.C. et al. Simulating trends in soil organic carbon of a Acrisol under no-tillage and disc-plow systems using the Century model. **Geoderma**, Amsterdam, v.120, p.283-295, 2004.

LO, K.L.S.; YANG, W.F.; LIN, Y.C. Effects of organic matter on the specific adsorption of heavy metals by soils. **Toxicology Environmental Chemistry**. 1992.

LOPES, E.B.M. **Diversidade metabólica em solo tratado com biossólidos**. 2001. 65p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.

MARQUES, M.O. **Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar**. 1996. 111p. Tese (Livre Docência)-Universidade do Estado de São Paulo, Jaboticabal.

MARSCHNER, P; KANDELER, E.; MARSCHNER, B. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, v.35, n.3, p. 453-461, Mar. 2003.

MELO, W.J. et al. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações de matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.449-455, 1994.

MEURER, E.J. **Fundamentos da química do solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000. 74p.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626p.

OLIVEIRA, F.C. et al. 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. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. Viçosa, v.26, p.505-519, 2002.

PAUL E.A.; CLARCK, F.E. *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego: Academy, 1996. 436p.

PINHEIRO, E. F. M. et al. Fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo e cobertura vegetal em Paty do Alferes (RJ). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.28, p.731-737, 2004.

PONTES, W.L. *Mineralização de um biossólido industrial no solo e efeito desse na biomassa e atividade microbiana*. 2002 .73p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. *Soil and Tillage Research*, Amsterdam, v.70, n.2, p.107-119, Apr. 2003.


ROST, U.; JOERGENSEN, R.G.; CHANDER, K. Effects of Zn enriched sewage sludge on activities and biomass in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, v.33, n. 4/5, p.633-638, Apr. 2001.

SHANG, C.; TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density and magnetic fractionations. *Soil Science*, Baltimore, v.162, n.11, p.795-807, Nov. 1997.

SIKORA, L.J. et al. Assessing soil quality by testing organic matter. In: MAGDOFF, F.R.; TABATABAI, M.A.; HANLON Jr., E.A. (Ed.). *Soil organic matter: analysis and interpretation*. Madison: SSSA, 1996. p.41-51. (SSSA Special Publication).

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M.T.; HUNGRIA, M. (Ed.). *Biologia dos solos dos cerrados*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. p.465-524.

SMITH, J.L.; PAUL, E.A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J.M.; STOTSKY, G. *Soil biochemistry*. New York: M. Dekker, 1990. v.6, p.357-396.



SOHI, S.P. et al. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Science Society of American Journal*, v.65, p.1121-1128, 2001.

STEVENSON, F.J. *Húmus chemistry: gênese, composição, reações*. 2.ed. New York: J. Wiley, 1994. 496p.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microorganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ, V.H.V. et al. *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa: SBCS, 2002. v.2, p.195-276.

TSUTYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). *Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto*. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 2000. p.69-105.

WARDLE, D.A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA, M.; ARAUJO, R.S., (Ed). *Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola*. Brasília: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1994. p.419-436.

WITTER, E.; GILLER, K.E.; MCGRATH, S.P. Long-term effects of metal contamination on soil microorganisms. *Soil Biology and Biochemistry*, v.26, n.3, p.421-422, 1994.

CAPÍTULO 2

BIOMASSA MICROBIANA E FLUXO DE CARBONO EM LATOSSOLO SUBMETIDO À APLICAÇÃO CONTINUADA DE LODO DE ESGOTO

RESUMO

SOARES, Emanuelle Mercês Barros. Biomassa microbiana e fluxo de carbono em Latossolo submetido à aplicação continuada de lodo de esgoto. 2005, Cap. 2, p 23-50. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG²

A utilização de lodo de esgoto em áreas de produção agrícola vem assumido um expressivo papel, em função de esse resíduo poder ser utilizado como fertilizante e condicionador de solos. A adição de lodo, no entanto, deve ser continuamente monitorada para que a qualidade do solo não seja afetada. Este estudo teve como objetivo avaliar o efeito da aplicação continuada de lodo de esgoto sobre os teores totais de carbono orgânico (Corg), de C associado à biomassa microbiana (C-BM), e sobre alguns atributos a ela associados, tais como fluxo de CO₂ (C-CO₂), quociente metabólico (qCO_2), e quociente microbiano ($qMIC$), em amostras de um Latossolo Vermelho distroférico oriundas de um experimento conduzido no Campo Experimental da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna - São Paulo, latitude 22°41' SUL, longitude 47° W-Gr e altitude de 570 m. Nesse local já foram feitos antes seis cultivos de milho, com aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Barueri, SP. Os tratamentos foram definidos em função das doses de lodo de esgoto utilizadas, que foram, após seis cultivos de milho, em Mg ha⁻¹ (base seca): 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4), 240 (L8), adubação com formulado NPK (Ad. mineral) para atender as exigências nutricionais do milho. Para fins de comparação, foi amostrada também uma área de mata adjacente. As análises foram realizadas no Departamento de Ciência do Solo/UFLA, em amostras coletadas aos 60 e 180 dias após a aplicação do lodo, nas camadas de solo de 0-10 cm e 0-20 cm. A aplicação continuada do lodo promoveu aumento linear no Corg, enquanto a magnitude e o comportamento do C-BM foram variados, sendo a dose de 60 Mg ha⁻¹ a que proporcionou maiores valores de C-BM e o menor qCO_2 . Na dose de 240 Mg ha⁻¹, verificou-se uma recuperação da

² Comitê Orientador: Carlos Alberto Silva - UFLA (Orientador), Luiz Roberto Guimarães Guilherme - UFLA, Marx Leandro Naves Silva - UFLA, Francisco Dias Nogueira - EPAMIG.

eficiência da BM em processar o Corg, caracterizada por maiores valores de C-BM e diminuição no qCO_2

ABSTRACT

SOARES, Emanuelle Mercês Barros. **Microbial biomass and carbon flow in a Oxisol under effect of successive application of sewage sludge.** 2005, Chap. 2, p. 23-50. Dissertation (Master's degree in Soils and Plant Nutrition) - Lavras Federal University, Lavras, MG²

The disposition of sewage sludge in areas of agricultural production has an expressive role in protecting the environment since the characteristics of this residue enable it to be used as soil fertilizer and conditioner. However, a continued sludge addition should be monitored adequately in order to increase the soil quality. This study was carried out to evaluate the effect of long time application of sewage sludge in the total contents of organic carbon (Org C), C associate to the microbial biomass (MB-C), and other attributes associated to microbial populations, such as: flow of CO_2 ($C-CO_2$), metabolic quotient (qCO_2), microbial quotient ($qMIC$), in samples of an oxisol from the Experimental Field of Embrapa Environment, in Jaguariúna - São Paulo, latitude $22^{\circ}41'$ South, longitude 47° W-Gr and altitude of 570 m. In this location, there were already done six corn cultivations, with increasing doses application of sludge from the Sewage Treatment Station of the Barueri municipality, SP. The treatments were defined according to the sewage sludge doses used, which were, after six corn cultivations, in $Mg\ ha^{-1}$ (dry base): 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4), 240 (L8), fertilization with formulated NPK (Ad. mineral) to attend the corn nutritional requirement in N; For comparison, one area under forest was also sampled. The analyses were done in the Soil Science Department of UFLA, in samples collected at 60 and 180 days after the sludge application, in the soil layers of 0-10 cm and 0-20 cm. The successive application of sewage sludge increased linearly the contents of Org C in soil, while the magnitude and behavior of the MB-C ranged from one treatment to another. The application of $60\ Mg\ ha^{-1}$ of sewage sludge resulted in the biggest content of MB-C and in the smallest qCO_2 . In the dose of $240\ Mg\ ha^{-1}$, it was verified a recovery of the

² Guidance Committee: Carlos Alberto Silva - UFLA (Major Professor), Luiz Roberto Guimarães Guilherme - UFLA, Marx Leandro Naves Silva - UFLA, Francisco Dias Nogueira - EPAMIG.

efficiency of BM in processing Org C, characterized by larger values of BM-C and reduction in the qCO_2 .

1 INTRODUÇÃO

A geração de subprodutos pela atividade humana, pelo seu metabolismo ou atividade industrial, tem aumentado ao longo dos anos (Melo & Marques, 2000), surgindo, desse modo, a necessidade de tratar esses resíduos, uma vez que as discussões a respeito da melhoria da qualidade ambiental vêm ganhando força em âmbito mundial e direcionando as ações do poder público no sentido de dar um fim adequado aos resíduos que poluem o ambiente. Se o tratamento do esgoto é realizado, cria-se a demanda de descartar no ambiente o lodo de esgoto gerado na Estação de tratamento de esgoto (ETE). Segundo Andreoli (2002), existe um potencial para aumentar a produção de lodo de esgoto no Brasil de 3 a 4 vezes, sendo estimadas produções desse resíduo de 150 a 220 mil toneladas de matéria seca por ano. Além da questão ambiental, ligada ao descarte, é preciso considerar o fato de que o lodo é uma fonte importante de nutrientes para as plantas, sendo necessários novos estudos no sentido de viabilizar o seu uso na adubação das lavouras.

Dentre as rotas de disposição do lodo, a que preconiza a aplicação desse resíduo em solos agrícolas tem sido amplamente recomendada. Com grande potencial para ser utilizado como condicionador e fertilizante, pela sua constituição em termos de teores de matéria orgânica e macro e micronutrientes (Bettiol & Camargo, 2001), o lodo, por conter compostos que são utilizados como fonte de energia para os microrganismos do solo, pode interferir também na biomassa microbiana (BM). A aplicação de altas doses de lodo de esgoto pode implicar, contudo, em modificações na comunidade microbiana e alterações na sua funcionalidade, devido à presença de compostos químicos tóxicos (Lambais & Souza, 2000), metais pesados e outros microrganismos

nocivos à população microbiana do solo, e isso pode influenciar de modo negativo à comunidade microbiana responsável por vários processos que controlam a disponibilidade e a ciclagem de nutrientes no solo.

Os efeitos da adição de lodo de esgoto nos atributos biológicos são amplamente documentados na literatura, sendo contrastantes os resultados encontrados, os quais já sinalizam desde aumentos até decréscimos na BM (Lopes, 2001, Pontes, 2002). Fließbatch et al. (1994) relatam que a adição de lodo de esgoto pode tanto estimular a atividade microbiana, em virtude do aumento do Carbono orgânico (Corg) e nutrientes, como inibi-la, devido à presença de metais ou xenobióticos, que inibem a respiração.

Em razão de os microrganismos representarem a base da cadeia trófica, a diversidade microbiana está intrinsecamente associada aos inúmeros processos ecológicos do solo, figurando como um importante indicador da qualidade do solo (Zilli et al., 2003). A “Soil Science Society of América” (1997) define qualidade do solo como “a capacidade de uma determinada classe de solo funcionar, dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, sustentando a produtividade biológica, mantendo a qualidade ambiental e promovendo a saúde animal e vegetal”.

Diante dessa definição, a avaliação da qualidade do solo passa pela necessidade de se utilizarem os atributos indicativos das alterações do ambiente, os quais devem ser responsivos em curto prazo, destacando entre eles alguns atributos biológicos, os quais estão diretamente associados ao compartimento vivo da matéria orgânica do solo (MOS), que é a BM. A BM é constituída pelos organismos vivos com volume entre 5 a 10 μm^3 , os quais representam uma fonte e dreno de C e são responsáveis pelo fluxo de nutrientes entre a atmosfera e o sistema solo-planta (Moreira & Siqueira, 2002). A BM é um dos compartimentos mais lábeis da MOS (Stevenson, 1994) e pode ser usada para

prever o suprimento potencial de nutrientes. Cerca de 2 a 5% do Corg, e de 1 a 5% do N em solos tropicais, estão associados à BM (Smith & Paul, 1990).

As quantificações do C-BM, C-CO₂, *q*MIC e *q*CO₂ têm sido utilizadas como potenciais indicadores de qualidade do solo e da dinâmica da matéria orgânica. Assim, o presente estudo teve por objetivo avaliar a influência de doses crescentes de lodo de esgoto, proveniente da ETE de Barueri (SP), sobre os teores de C associados à biomassa microbiana e sobre indicadores biológicos do solo a ela associados.

2 MATERIAL E MÉTODOS

As amostras de solo utilizadas nas determinações dos teores totais e compartimentos da matéria orgânica nos diferentes tratamentos avaliados são oriundas de experimento conduzido no Campo Experimental da Embrapa Meio Ambiente, localizada em Jaguariúna (SP), na latitude de 22°41' Sul, longitude 47° W Gr. e altitude de 570 metros, em um Latossolo Vermelho Distroférico argiloso (450 g kg⁻¹). Nesse experimento, iniciado em março de 1999, com o cultivo de milho (*Zea mays* L.), vem sendo empregado o lodo de esgoto, originário de esgoto doméstico e industrial produzido no entorno da cidade de São Paulo, após compostagem e digestão aeróbica e anaeróbica, na Estação de Tratamento de Esgoto da SABESP localizada em Barueri, SP. Na Tabela 2.1 são apresentadas características do lodo de esgoto aplicado nas parcelas experimentais.

O experimento foi instalado em blocos casualizados, em parcelas subdivididas, com três repetições, em parcelas experimentais de 20 x 10 m, perfazendo uma área de 200 m² cultivada com milho (*Zea mays* L.). Foram realizadas nessa área seis aplicações sucessivas de doses crescentes do lodo de

Barueri, sendo essas doses apresentadas na Tabela 2.2, por ano e tratamento, além das doses de lodo de esgoto acumuladas ao longo das seis aplicações. A última aplicação de lodo de esgoto foi realizada em dezembro de 2003.

TABELA 2.1 Características químicas do lodo de esgoto utilizado nos cultivos de milho.

Atributo ⁽¹⁾	Unidade ⁽²⁾	Teor médio ⁽³⁾	Teores máximos toleráveis ⁽⁴⁾
PH	—	6,9	—
P	g kg ⁻¹	23,0	—
Umidade*	(%)	74,3	—
Sólidos voláteis	(%)	54,0	—
K	g kg ⁻¹	1,4	—
N total*	g kg ⁻¹	31,0	—
Na	g kg ⁻¹	0,52	—
Ca	g kg ⁻¹	37,7	—
Mg	g kg ⁻¹	3,7	—
S	g kg ⁻¹	365,2	—
C	g kg ⁻¹	295,7	—
Al	Mg kg ⁻¹	22330	—
Fe	Mg kg ⁻¹	40935	—
Mn	Mg kg ⁻¹	365,2	—
B	Mg kg ⁻¹	935	—
Cd	Mg kg ⁻¹	11,97	85
Zn	Mg kg ⁻¹	2264,0	7500
Cu	Mg kg ⁻¹	935,0	4300
Cr	Mg kg ⁻¹	950	3000
Ni	Mg kg ⁻¹	485,0	420
Hg	Mg kg ⁻¹	<1	57
Se	Mg kg ⁻¹	<1	100
Mo	Mg kg ⁻¹	<1	75
Ar	Mg kg ⁻¹	<1	75

⁽¹⁾ Determinados no IAC (Campinas, SP) seguindo protocolo analítico da EPA – SW – 846 – 3051, descrito em Abreu et al. (2001); ⁽²⁾ Valores expressos no material seco; ⁽³⁾ Média de amostras no 1º, 2º, 3º e 4º cultivo de milho; ⁽⁴⁾ CETESB (1999). * Valores de umidade e N total determinados em amostras recebidas nas condições originais, na Embrapa Meio Ambiente.

TABELA 2.2 Doses de lodo de esgoto aplicadas por tratamento e por ciclo de cultivo de milho.

Tratamento	Dose de lodo de esgoto (base seca; Mg ha ⁻¹)						
	Cultivo de milho						Dose acumulada
	1°	2°	3°	4°	5°	6°	
L0	0	0	0	0	0	0	0
L1	8	4	5,6	5,6	3,2	3,8	30
L2	16	8	10,9	10,9	6,5	7,7	60
L4	32	16	21,5	21,5	13	16	120
L8	64	32	43	43	26	32	240

L0= Sem aplicação de lodo de esgoto e sem fertilização mineral; L1= lodo de esgoto com base no teor de N para fornecer a mesma soma de N da fertilização mineral; L2= dois; L4= quatro e L8= oito vezes a dose de N recomendada de lodo de esgoto no L1.

Os tratamentos estudados foram definidos com base no teor de N no lodo e na quantidade desse nutriente requerida para o pleno desenvolvimento do milho em cada ciclo de cultivo. Os tratamentos avaliados são os seguintes: L0, sem aplicação de lodo de esgoto; L1, dose de lodo para suprir uma vez a quantidade de N requerida pelo milho, sendo essa a dose agronomicamente recomendada; L2, L4 e L8, respectivamente, simbolizam doses de lodo correspondentes a duas, quatro e oito vezes a dose de lodo de esgoto aplicada no tratamento L1; e NPK, tratamento em que se realizou a adubação mineral indicada para a cultura do milho. Como referência, foi amostrada uma área adjacente sob mata.

As doses acumuladas correspondem, até o sexto cultivo de milho, em base seca, à L0 (0 Mg ha⁻¹), L1 (30 Mg ha⁻¹), L2 (60 Mg ha⁻¹), L4 (120 Mg ha⁻¹) e L8 (240 Mg ha⁻¹). O lodo de esgoto foi distribuído na superfície de solo e incorporado com arado, grade e enxada rotativa na camada de solo de 0-20 cm. Os restos culturais do milho foram retirados da área experimental após o término de cada ciclo de cultivo.

As avaliações foram realizadas aos 60 e 180 dias após a sexta aplicação de lodo de esgoto. Nas amostras de solo obtidas nessas duas épocas de amostragem, foram realizadas as avaliações do teor total de Carbono orgânico (Corg), determinando-se também o Carbono associado à biomassa microbiana (C-BM), o Carbono evoluído como CO₂ (C-CO₂), as relações quociente metabólico (q_{CO_2}), expresso em μg de CO₂ μg C-BM h⁻¹, e o quociente microbiano (q_{MIC}), expresso em %.

As amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-10 e 0-20 cm, secas a 40°C, moídas e passadas em peneira de 2 mm (terra fina seca ao ar-TFSA). Inicialmente foi feita a caracterização química relativa à fertilidade de rotina, seguindo protocolos analíticos descritos em Silva (1999), cujos resultados estão apresentados na Tabela IA do anexo.

A determinação do Corg foi realizada em todos os tratamentos, assim como em uma área de mata tomada como referência. Para sua determinação, utilizou-se o procedimento de Yeomans & Bremner (1988) com determinação via úmida, oxidação a quente e titulação, usando-se o sulfato ferroso amoniacal como solução titulante.

Para realizar a extração da biomassa microbiana (BM), assim como medir o fluxo de C-CO₂, as amostras de solo foram acondicionadas em sacos parcialmente vedados no sentido de manter a respiração dos microrganismos e proteger as amostras de solos da luz. As amostras de solo foram colocadas em caixas térmicas, que foram armazenadas em câmara fria (4°C). As amostras

foram peneiradas visando a eliminação das raízes. A BM foi obtida pelo método da fumigação-extração (Vance et al., 1987). Para cada tratamento, foram pesadas duas amostras de solo, sendo uma delas fumigada com clorofórmio e a outra, não. O C das amostras fumigadas e não fumigadas com clorofórmio foi extraído utilizando 100 mL de K_2SO_4 0,5 mol L⁻¹ e, a uma alíquota de 8 mL desse extrato, foram adicionados 2 mL de $K_2Cr_2O_7$ 0,0667 mol L⁻¹ e 15 mL de H_2SO_4/H_3PO_4 (1:2). Procedeu-se, em seguida, à digestão em chapa térmica para promover a oxidação do C. Após o resfriamento dessa solução, adicionaram-se 10 mL de água destilada e, em seguida, procedeu-se à titulação com sulfato ferroso amoniacal 0,0333 mol L⁻¹. Desse modo, o C-BM foi calculado usando a seguinte expressão: $C-BM = (F-NF) \times 0,26$ (Feigl et al., 1995), em que C-BM é expresso em $\mu g g^{-1}$; F é $\mu g g^{-1}$ de C da amostra fumigada e NF é $\mu g g^{-1}$ de C da amostra não fumigada.

O fluxo de C-CO₂ foi estimado a partir do método de Isermeyer (1952), citado por Alef & Nannipieri (1995), em que a taxa de liberação de CO₂ é obtida por meio da captura do C evoluído do solo por solução de NaOH. Inicialmente o solo foi incubado, acondicionando-se, para isso, 20 g de solo em copos plásticos, que foram acondicionadas em recipientes com tampa, juntamente com uma alíquota de 25 mL de NaOH em béquer. Os potes foram lacrados e incubados no escuro por 3 dias, a 28°C. Ao término desse período, adicionaram-se ao NaOH 5 mL o BaCl₂, o que promoveu a interrupção da reação. Essa solução foi titulada com HCl 0,05 mol L⁻¹, usando-se fenolftaleína a 1% como indicador. O fluxo de C-CO₂ foi quantificado pela seguinte fórmula: $C-CO_2 = ((V_o - V \times 1,1) / pss / t)$, em que V_o = volume de HCl 0,05 mol L⁻¹ gasto na titulação do branco; v = volume de HCl 0,05 mol L⁻¹ gasto na titulação da amostra de solo em mL; pss = peso seco de 1 g de solo úmido; t = tempo de incubação em minutos e 1,1 é o fator de conversão, ou seja, 1 mL de solução 0,05 mol L⁻¹ de NaOH neutralizando 1,1 mg C-CO₂. O resultado foi expresso em μg de C-CO₂ por

disso, o lodo de esgoto proporciona uma melhoria dos atributos do solo e o milho apresenta um grande potencial de produção de raiz, estabelecendo-se uma condição de melhor ambiente para o desenvolvimento da planta, o que, de acordo Moreira & Siqueira (2002), proporciona a exsudação de compostos orgânicos em maior quantidade. Oliveira et al. (2002) observaram aumentos de Corg em um solo cultivado com cana-de-açúcar e tratado com lodo de esgoto, em dois anos consecutivos, com a aplicação de doses crescentes de lodo que variaram de 70 a 211 Mg ha⁻¹.

Apesar de ser amplamente relatado em literatura o fato de que o acréscimo no teor de Corg pode implicar em aumento do Carbono associado a BM (C-BM), a constituição do material orgânico adicionado pode alterar o padrão de utilização desse C pela BM. Em relação aos efeitos da adição de lodo de esgoto sobre os microrganismos, pode existir uma variação nos resultados encontrados, sendo verificados desde aumento até decréscimo do C-BM (Lopes, 2001; Pontes, 2002). No presente estudo, os teores de C-BM variaram, em µg g⁻¹, de 298,82 a 535,82, na camada de solo de 0-10 cm, e de 278,69 a 627,04 na camada de solo de 0-20 cm. Estes resultados estão dentro da faixa de dados (50-500 µg g⁻¹) apresentados em literatura para solos tratados com lodo (Lopes, 2001) e abaixo daqueles encontrados por Pontes (2002), cujo C-BM variou na faixa de 300 a 1.700 µg g⁻¹ solo.

A análise de regressão (Figura 2.2a e 2.2b), na avaliação aos 60 dias, revela que, apesar de o comportamento da curva não ser linear, o uso de lodo proporcionou incrementos no C-BM em relação ao L0. Os efeitos observados foram de comportamento e magnitude variados, correspondendo os aumentos a 17,24% no L1; 79,31% no L2; 18,97% no L4 e 29,31% no L8, na camada de solo de 0-10 cm. Na camada de solo de 0-20 cm, os aumentos corresponderam a 20% no L1; 125% no L2; 6% no L4 e 62% no L8. Esses resultados seguem a mesma tendência e estão de acordo com aqueles observados por Vieira & Silva

foram peneiradas visando a eliminação das raízes. A BM foi obtida pelo método da fumigação-extração (Vance et al., 1987). Para cada tratamento, foram pesadas duas amostras de solo, sendo uma delas fumigada com clorofórmio e a outra, não. O C das amostras fumigadas e não fumigadas com clorofórmio foi extraído utilizando 100 mL de K_2SO_4 0,5 mol L^{-1} e, a uma alíquota de 8 mL desse extrato, foram adicionados 2 mL de $K_2Cr_2O_7$ 0,0667 mol L^{-1} e 15 mL de H_2SO_4/H_3PO_4 (1:2). Procedeu-se, em seguida, à digestão em chapa térmica para promover a oxidação do C. Após o resfriamento dessa solução, adicionaram-se 10 mL de água destilada e, em seguida, procedeu-se à titulação com sulfato ferroso amoniacal 0,0333 mol L^{-1} . Desse modo, o C-BM foi calculado usando a seguinte expressão: $C-BM = (F-NF) \times 0,26$ (Feigl et al., 1995), em que C-BM é expresso em $\mu g g^{-1}$; F é $\mu g g^{-1}$ de C da amostra fumigada e NF é $\mu g g^{-1}$ de C da amostra não fumigada.

O fluxo de C- CO_2 foi estimado a partir do método de Isermeyer (1952), citado por Alef & Nannipieri (1995), em que a taxa de liberação de CO_2 é obtida por meio da captura do C evoluído do solo por solução de NaOH. Inicialmente o solo foi incubado, acondicionando-se, para isso, 20 g de solo em copos plásticos, que foram acondicionadas em recipientes com tampa, juntamente com uma alíquota de 25 mL de NaOH em béquer. Os potes foram lacrados e incubados no escuro por 3 dias, a 28°C. Ao término desse período, adicionaram-se ao NaOH 5 mL o $BaCl_2$, o que promoveu a interrupção da reação. Essa solução foi titulada com HCl 0,05 mol L^{-1} , usando-se fenolftaleína a 1% como indicador. O fluxo de C- CO_2 foi quantificado pela seguinte fórmula: $C-CO_2 = ((V_0 - V \times 1,1) / pss / t)$, em que V_0 = volume de HCl 0,05 mol L^{-1} gasto na titulação do branco; v = volume de HCl 0,05 mol L^{-1} gasto na titulação da amostra de solo em mL; pss = peso seco de 1 g de solo úmido; t = tempo de incubação em minutos e 1,1 é o fator de conversão, ou seja, 1 mL de solução 0,05 mol L^{-1} de NaOH neutralizando 1,1 mg C- CO_2 . O resultado foi expresso em μg de C- CO_2 por

grama de solo seco por hora. Após a realização das análises de C-BM e C-CO₂ evoluído foram determinados o qCO_2 , conforme Anderson & Domsch (1993), sendo esse atributo obtido a partir da relação C-CO₂/C-BM, e o $qMIC$ (C-BM/Corg).

Para verificar a significância e o comportamento das curvas em função do efeito das crescentes doses de lodo de esgoto para os diferentes atributos estudados, bem como das relações determinadas a partir desses atributos, os dados levantados foram submetidos às análises de variância e regressão. Todos os dados foram transformados, em razão da distribuição não normal desses dados, com a exceção dos dados de Corg, para a realização das análises estatísticas, com o uso da função $y = \log x$, base 10, e, em seguida, novamente calculados com o uso da função inversa, para a apresentação dos resultados. As análises estatísticas foram realizadas por meio do uso do programa estatístico SISVAR (Ferreira, 2000).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados relativos aos teores de Carbono orgânico (Corg) em função da aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto são apresentados na Figura 2.1. Nas camadas de solo de 0-10 e 0-20 cm foi verificado um acréscimo linear no teor de Corg, com o aumento da dose de lodo adicionada ao solo, nas duas épocas de amostragem do solo, promovendo, aos 60 dias após a adição de lodo, no tratamento L8, um aumento de até 92,6% no Corg em relação ao L0. Aos 180 dias foram verificados incrementos de até 84,36% no teor de Corg do L8, em relação à testemunha.

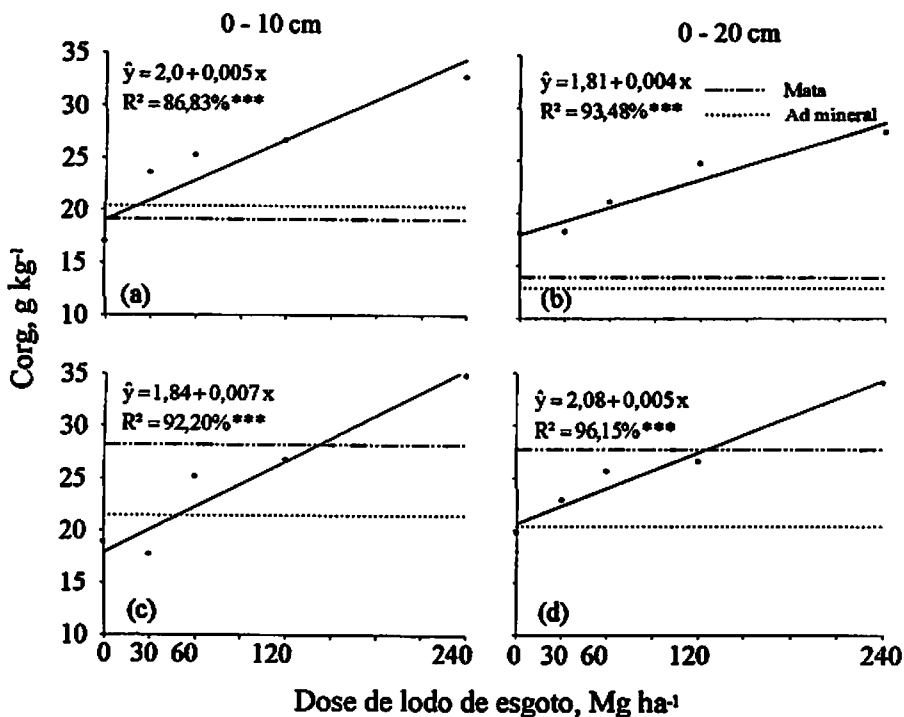


FIGURA 2.1 Efeito de doses de lodo de esgoto sobre os teores totais de carbono orgânico do solo em duas épocas de avaliação, aos 60 dias (a) e (b) e aos 180 dias após a adição de lodo, (c) e (d); 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4) e 240 (L8) Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto; ***, significativo a 0,1% de probabilidade.

Na área que recebeu adubação mineral e na mata foram verificados acréscimos nos teores de Corg em relação à testemunha na camada de 0-10 cm; no entanto, esses incrementos são menores que aqueles proporcionados pela aplicação de lodo. Isso pode ser explicado pelo fato de o lodo ser uma fonte importante de matéria orgânica, com teor de C da ordem de 20-35%. Além

disso, o lodo de esgoto proporciona uma melhoria dos atributos do solo e o milho apresenta um grande potencial de produção de raiz, estabelecendo-se uma condição de melhor ambiente para o desenvolvimento da planta, o que, de acordo Morcira & Siqueira (2002), proporciona a exsudação de compostos orgânicos em maior quantidade. Oliveira et al. (2002) observaram aumentos de Corg em um solo cultivado com cana-de-açúcar e tratado com lodo de esgoto, em dois anos consecutivos, com a aplicação de doses crescentes de lodo que variaram de 70 a 211 Mg ha⁻¹.

Apesar de ser amplamente relatado em literatura o fato de que o acréscimo no teor de Corg pode implicar em aumento do Carbono associado a BM (C-BM), a constituição do material orgânico adicionado pode alterar o padrão de utilização desse C pela BM. Em relação aos efeitos da adição de lodo de esgoto sobre os microrganismos, pode existir uma variação nos resultados encontrados, sendo verificados desde aumento até decréscimo do C-BM (Lopes, 2001; Pontes, 2002). No presente estudo, os teores de C-BM variaram, em $\mu\text{g g}^{-1}$, de 298,82 a 535,82, na camada de solo de 0-10 cm, e de 278,69 a 627,04 na camada de solo de 0-20 cm. Estes resultados estão dentro da faixa de dados (50-500 $\mu\text{g g}^{-1}$) apresentados em literatura para solos tratados com lodo (Lopes, 2001) e abaixo daqueles encontrados por Pontes (2002), cujo C-BM variou na faixa de 300 a 1.700 $\mu\text{g g}^{-1}$ solo.

A análise de regressão (Figura 2.2a e 2.2b), na avaliação aos 60 dias, revela que, apesar de o comportamento da curva não ser linear, o uso de lodo proporcionou incrementos no C-BM em relação ao L0. Os efeitos observados foram de comportamento e magnitude variados, correspondendo os aumentos a 17,24% no L1; 79,31% no L2; 18,97% no L4 e 29,31% no L8, na camada de solo de 0-10 cm. Na camada de solo de 0-20 cm, os aumentos corresponderam a 20% no L1; 125% no L2; 6% no L4 e 62% no L8. Esses resultados seguem a mesma tendência e estão de acordo com aqueles observados por Vieira & Silva

(2003), avaliando o C-BM após a 1ª e 3ª aplicação de lodo, na mesma área do presente estudo.

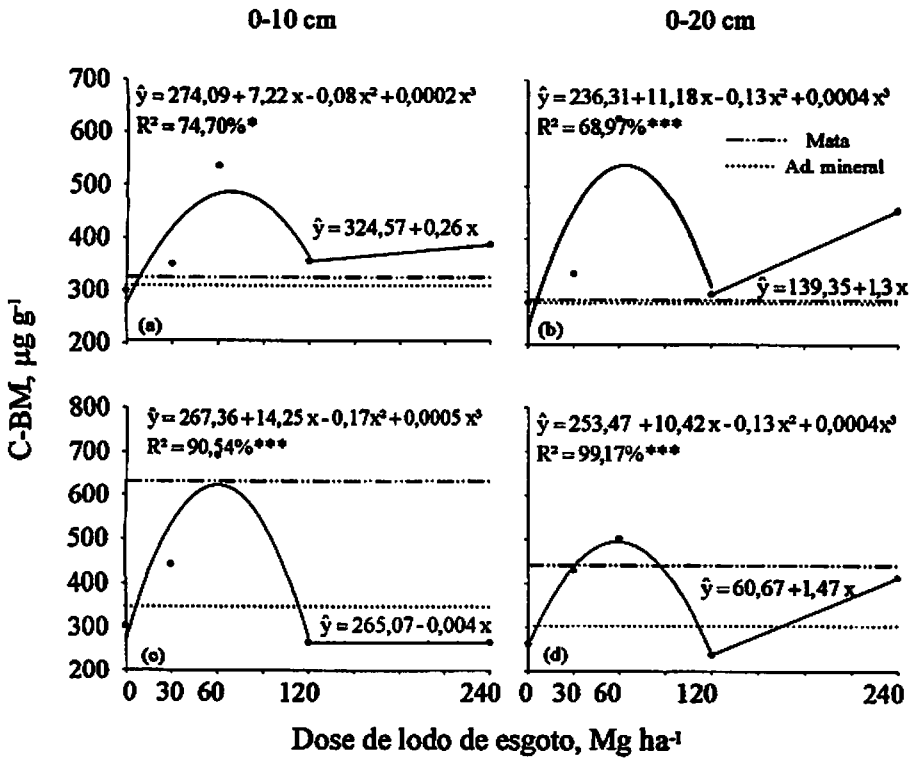


FIGURA 2.2 Efeito das doses de lodo de esgoto no carbono associado à biomassa microbiana em duas épocas de avaliação, aos 60 dias (a) e (b) e aos 180 dias após a aplicação de do lodo de Barueri, (c) e (d); 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4) e 240 (L8) Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto; *,***, significativo a 5 e 0,1% de probabilidade, respectivamente.

Acréscimos proporcionados pelas crescentes doses no C-BM podem ser explicados pelo aumento dos teores de Corg, pela introdução de organismos exógenos (Marschner et al., 2003) e pela melhoria nas propriedades químicas e físicas do solo (Poggiani et al., 2000).

A adubação mineral aumentou em 3,45% o C-BM da camada de solo de 0-10 cm devido à fertilização química realizada, o que provavelmente ocorreu em virtude de uma maior produção de exsudados, pelo maior crescimento de raiz decorrente do suprimento de N. Apesar de suprir as necessidades da cultura em N, o aporte total de Corg e C-BM foi considerado baixo no tratamento com adubação mineral. A área sob mata apresentou 8,62% e 2% a mais de C-BM, nas camadas de solo de 0-10 e 0-20 cm, respectivamente, percentuais de acréscimos menores que aqueles observados para as áreas com uso de lodo. A adição de lodo nas áreas cultivadas com milho resultou em maior atividade microbiana no solo, sendo notado um maior teor de C-BM nessas áreas do que no solo sob vegetação natural, em função da elevada carga de matéria orgânica adicionada.

Os dados avaliados aos 180 dias (Figura 2.2c e 2.2d) tiveram a mesma tendência observada aos 60 dias; porém, o aumento no C-BM, em relação ao L0 não foi verificado para todas das doses adicionadas. Na camada de solo de 0-10 cm, os acréscimos foram de 45,97% no L1 e 128,10% no L2 e os decréscimos, de 12,63% no L4 e 12,78% no L8, em relação ao L0. Na camada de solo de 0-20 cm, L1, L2 e L8 proporcionaram, respectivamente, incrementos de 64,37%, 91,42% e 57,93%, enquanto o L4 ocasionou um decréscimo de 9,44% no C-BM, o que está de acordo aos resultados encontrados por Pontes (2002), que verificou decréscimo de 55% no C-BM na dose de lodo de 48 Mg ha⁻¹, e aos 84 dias de avaliação, de 70 e 40%, respectivamente, nas doses de 18 e 96 Mg ha⁻¹, o que foi atribuído aos altos teores de sódio e ao efeito tóxico dos metais pesados à microbiota. No presente estudo, constatou-se uma elevação nos teores totais de metais pesados, com a elevação das doses de lodo (Anexo 1A). Rangel (2003),

ao avaliar os teores disponíveis de metal pesados por ocasião do terceiro cultivo na área do presente estudo, observou que o uso de doses crescentes do lodo de Barueri aumentou os teores disponíveis dos metais avaliados em solo quando se utilizou a solução de DTPA.

A presença de compostos químicos tóxicos em razão da aplicação de altas doses de lodo de esgoto pode implicar em modificações na BM, alterando a sua funcionalidade (Lambais & Souza, 2000). No entanto, uma maior concentração de Corg no solo pode aumentar o crescimento microbiano e a imobilização de metais (Khan & Scullion, 1999; Lambais & Souza, 2000), o que pode proporcionar uma recuperação do C-BM com o aumento das doses de lodo de esgoto aplicadas, como observado com a adição de 240 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto neste estudo. Uma outra possível justificativa, em razão do modelo de regressão com melhor ajuste, é a ocorrência de uma sucessão na população microbiana como indicativo de ocorrência de algum fator limitante na maior dose aplicada, como uma maior carga de metais e/ou diminuição do pH. Apesar de os metais serem mais disponíveis com o abaixamento do pH, parece estar havendo sua imobilização pela MOS (Anexo 1A).

A redução da BM observada no L4 pode ter sido mais acentuada aos 180 dias devido ao consumo da matéria orgânica do solo (MOS) mais lábil. Segundo Marschner et al. (2003), os compostos facilmente degradáveis são utilizados por um grupo variado de microrganismos.

A adubação mineral resultou em acréscimo de 14,53% no C-BM na camada de solo de 0-10 cm e de 15,87% na camada de 0-20 cm. A área sob mata, ao contrário do que se observou aos 60 dias, apresentou 108,84% a mais de C-BM na camada de 0-10 cm e 68,77% na camada de 0-20 cm, aos 180 dias. O maior teor C-BM observado na mata aos 180 dias pode ser devido a uma menor atividade, assimilando mais C na BM e perdendo menos C-CO₂, na época mais fria, e/ou em razão da maior disponibilidade de água na mata nessa última

coleta. Esses percentuais só são superados por aqueles proporcionados pelo L2, 128,10% (camada de 0-10 cm) e 91,42% (camada de 0-20 cm), observando-se uma maior capacidade nesse tratamento, em a BM converter o C para o compartimento microbiano.

Os valores de C evoluído na forma de CO_2 (C- CO_2) variaram, em $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$, de 7,78 a 9,98 na camada de solo de 0-10 cm e de 7,72 a 8,45 na camada de 0-20 cm, sendo verificado que, aos 60 dias, houve efeito significativo das doses de lodo de esgoto sobre o C- CO_2 somente na camada de 0-10 cm (Figura 2.3a e 2.3b). Cabe ressaltar que a dose L0 foi a que causou taxa de respiração de 9,98 $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de C- CO_2 , superior às observadas nas áreas com adição de lodo e nas referências (mata e ad. Mineral). Na área sob mata, foi verificada a menor taxa de CO_2 evoluído, 7,78 $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de C- CO_2 . Reduções na respiração resultante da aplicação de lodo de esgoto podem ser um indicativo da diminuição de um fator de estresse, uma vez que se disponibiliza uma MO mais lábil. Pode ser ainda resultado da elevação da concentração de metais no solo pela maior adição de lodo de esgoto (Rost et al., 2001).

Na avaliação de dados coletados aos 180 dias, o modelo de melhor ajuste foi o quadrático, que diferiu do verificado aos 60 dias (Figura 2.3c e 2.3d), quando o fluxo de C- CO_2 aumenta, atingindo um máximo no tratamento L4, nas duas camadas de solo avaliadas, o que pode ser indicativo de maior estresse, uma vez que nesse tratamento foi verificada uma redução significativa no C-BM. Esse efeito acentuou-se aos 180 dias, possivelmente devido ao consumo da MOS lábil. Essa queda na magnitude dos valores obtidos para o fluxo de C- CO_2 pode ser explicada pela redução das frações mais biodegradáveis, aumentando proporcionalmente o material mais recalcitrante, ou em razão da maior presença de compostos tóxicos nas áreas com maior aplicação de lodo de esgoto. Segundo Fließbatch et al. (1994), a adição de lodo de esgoto pode tanto estimular, em

virtude do aumento do Corg e nutrientes, como inibir a respiração microbiana, devido à presença de metais ou xenobióticos.

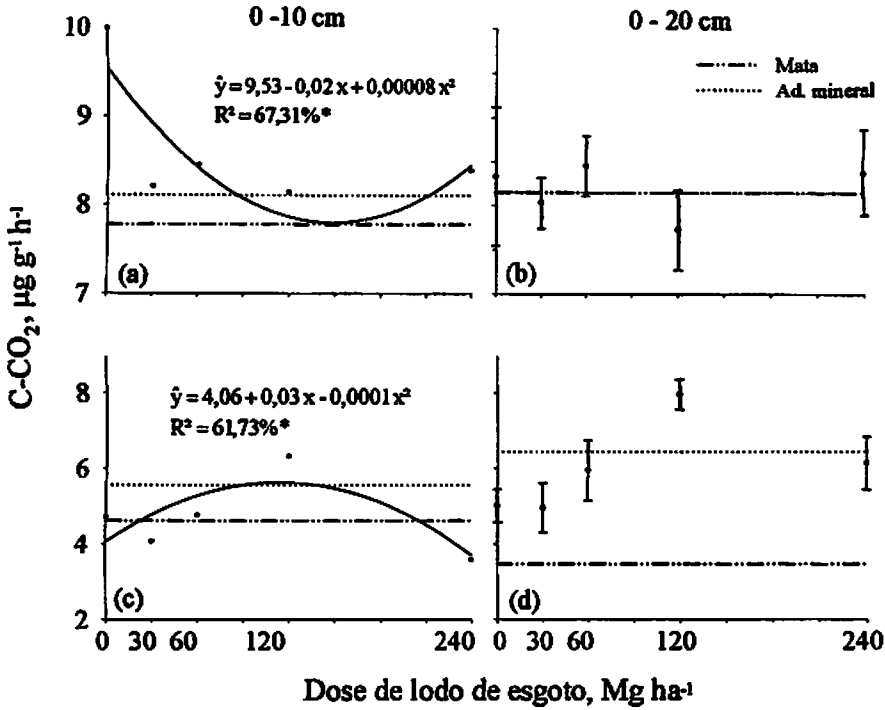


FIGURA 2.3 Efeito das doses de lodo de esgoto no carbono evoluído (C-CO₂) em duas épocas distintas de avaliação, aos 60 dias da aplicação do lodo de esgoto (a) e (b) e aos 180 dias após a incorporação do lodo, (c) e (d); 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4) e 240 (L8) Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto; *, significativo a 5% de probabilidade.

Apesar de o C-CO₂ ser uma medida da atividade da BM, ele não traduz o *status* de eficiência da população isoladamente. Assim, não se pode prever, com base no fluxo de gases do solo, o efeito de um dado tratamento, uma vez que, conforme Islam & Weil (2000), uma maior respiração pode indicar tanto uma desordem ecológica como um maior nível de produtividade no ecossistema.

Quando se relacionou a atividade microbiana com o C-BM, obteve-se um mesmo padrão de variação para o quociente metabólico ($q\text{CO}_2$), nas duas épocas avaliadas, nas diferentes profundidades de solo. O $q\text{CO}_2$, aos 60 dias (Figura 2.4a e 2.4b), apresentou um comportamento inverso ao apresentado pelo C-BM. Os valores de $q\text{CO}_2$ são expressos em μg de C-CO₂ μg C-BM h⁻¹, observando-se que, na camada de solo de 0-10 cm, a eficiência máxima da BM foi verificada no L2, o que correspondeu ao menor valor de $q\text{CO}_2$ (0,39), enquanto o L0 apresentou maior valor de $q\text{CO}_2$ (0,82), caracterizando, dessa forma, a baixa eficiência da população microbiana no tratamento em que o lodo não foi utilizado. Na camada de solo de 0-20 cm, a eficiência máxima da BM foi de 0,32 μg de CO₂ μg C-BM h⁻¹, no L2, e a menor eficiência foi verificada no L0, refletindo os resultados encontrados na camada de solo mais superficial.

A eficiência máxima de uso de C pela BM, avaliada aos 180 dias (Figura 2.4c e 2.4d), foi obtida na camada de solo de 0-10 cm no L2 (0,17), valor esse muito próximo ao encontrado para a área sob mata (0,18). Esses valores podem ser associados aos maiores valores de C-BM, enquanto o L4 apresentou maior valor para o $q\text{CO}_2$ (0,61), caracterizando a baixa eficiência da BM, o que resultou num menor valor de C-BM. Foi verificada, na camada de solo de 0-20 cm, maior eficiência para o L1(0,28), L2 (0,29) e Mata (0,19), e menor eficiência no L4 (0,82).

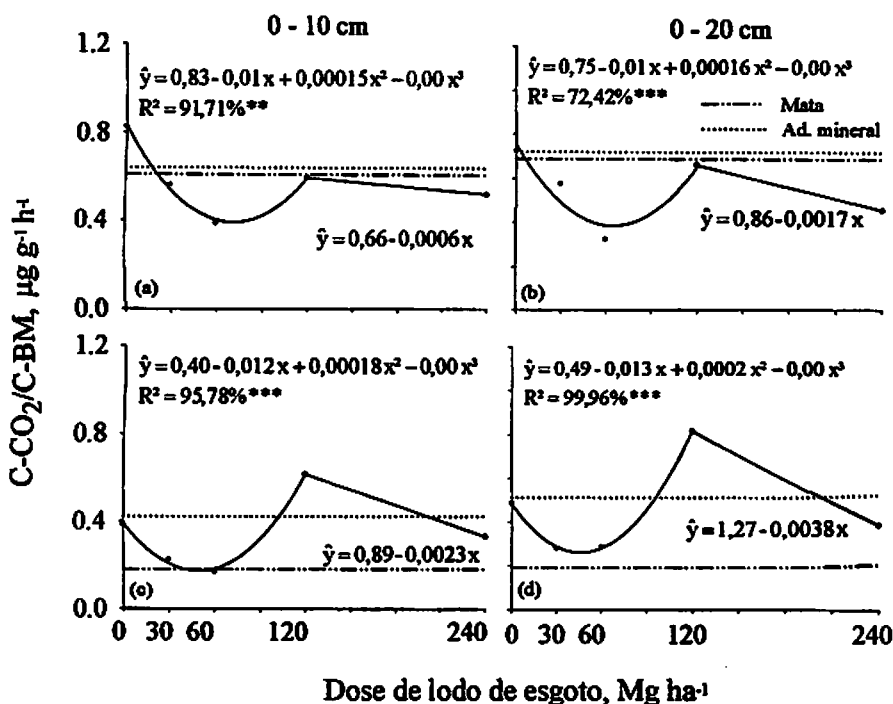


FIGURA 2.4 Efeito de doses de lodo de esgoto sobre o quociente metabólico em duas épocas distintas de avaliação, aos 60 dias (a) e (b) e aos 180 dias após a adição do lodo de esgoto, (c) e (d); 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4) e 240 (L8) Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto; **,***, significativo a 1 e 0,1% de probabilidade.

Em estudo realizado por Fortes Neto (2000) foram observados também aumentos no qCO_2 com a elevação das doses de lodo. Ao avaliarem a mesma área do presente estudo, até a 4ª aplicação do lodo (Bettiol, comunicado pessoal), esses autores observaram altos teores de C-BM. No entanto, o qCO_2 , também aumentava com o acréscimo das doses de lodo, indicando a ocorrência de alguma perturbação, como se constatou no presente estudo, realizado após a

6ª aplicação do lodo, já que houve uma diminuição do C-BM com o maior uso de lodo de esgoto.

Em geral, foi verificada uma tendência de diminuição do qCO_2 no L8, o que pode ter ocorrido em razão da grande carga orgânica adicionado via aplicação do lodo de esgoto, amenizando possíveis efeitos tóxicos do lodo sobre a BM (Lambais & Souza, 2000; Khan & Scullion, 1999), ou em razão de mudança no padrão de sucessão da população microbiana.

Rost et al. (2001) observaram que o qCO_2 diminuiu com o aumento da concentração de Zn no solo, e com o acréscimo no tempo de incubação, e esses resultados se explicam pela maior inibição que o Zn acarreta sobre a atividade das exo-enzimas, que atuam na decomposição de substratos ricos em C, sendo exemplos as enzimas dos grupos celulasas ou hemicelulasas. Resultados semelhantes foram observados por Khan & Scullion (2002) ao observarem que a resposta da adição de Zn difere do padrão de outros metais, provavelmente em razão de o Zn, em doses intermediárias, causar um aumento na população de fungos, já que esses organismos podem ser menos sensíveis aos metais do que as bactérias ou possuir melhor capacidade de decompor o material orgânico associado aos metais. A habilidade das bactérias em decompor substratos complexos é significativamente reduzida pela presença de metais pesados (Burkhardt et al., 1993).

De acordo com Rost et al. (2001), essa diminuição pode ser indicio de uma mudança dentro da estrutura de comunidade microbiana, o que, de acordo com Fließbatch et al. (1994), ocorre com a predominância de fungos que são mais tolerantes que bactérias a metais pesados. Rost et al. (2001) destacam a habilidade dos microrganismos do solo em utilizar substratos quando há um aumento no déficit de energia, sugerindo que esses efeitos, em longo prazo, podem resultar numa diminuição da eficiência da microbiota e da BM em

utilizar o substrato disponível do solo com poluentes, em relação a um solo não contaminado.

O aumento da eficiência da comunidade microbiana em processar o C do solo (menor $q\text{CO}_2$) implica em acréscimo no quociente microbiano ($q\text{MIC}$). Os dados obtidos para a $q\text{MIC}$ variaram de 0,76 a 3,13%, estando dentro da faixa de valores encontrados na literatura para sistemas agrícolas, que vão 1,3 a 1,77% (Leite et al., 2003) e de 0,4 a 3,1% (Bettioli, comunicado pessoal), em estudo que avaliou esse parâmetro na mesma área objeto desse experimento, até a 4ª aplicação de lodo de esgoto.

Na camada de solo de 0-10 cm, foi observado um decréscimo linear na relação C-BM/Corg em função do aumento das doses de lodo de esgoto (Figura 2.5a e 2.5c). Assim, o acréscimo na dose de lodo causou uma redução no $q\text{MIC}$, sendo o comportamento desse atributo na camada de solo 0-20 cm (Figura 2.5b e 2.5d) diferente do verificado na camada de 0-10 cm, mas similar ao padrão de resposta do C-BM à maior adição de lodo de esgoto.

Anderson & Domsch (1990) atribuem essa variação no quociente microbiano à qualidade da MOS, bem como à sua disponibilidade para a microbiota. O $q\text{MIC}$ atingiu um máximo no L2, equivalente a 2,17%, aos 60 dias, e 2,50 e 2,73%, respectivamente, para o L1 e L2, aos 180 dias, sendo oportuno lembrar que esses tratamentos causaram os mais baixos valores de $q\text{CO}_2$ e, portanto, maior eficiência da BM. Esses resultados encontram-se dentro da faixa que foi considerada como intervalo de equilíbrio obtido por Anderson & Domsch (1989) ao avaliarem um sistema de monocultura por 10 anos, o qual apresentou valores médios de 2,3%, enquanto, para sistemas com rotação de cultura, o $q\text{MIC}$ foi de 2,9%.

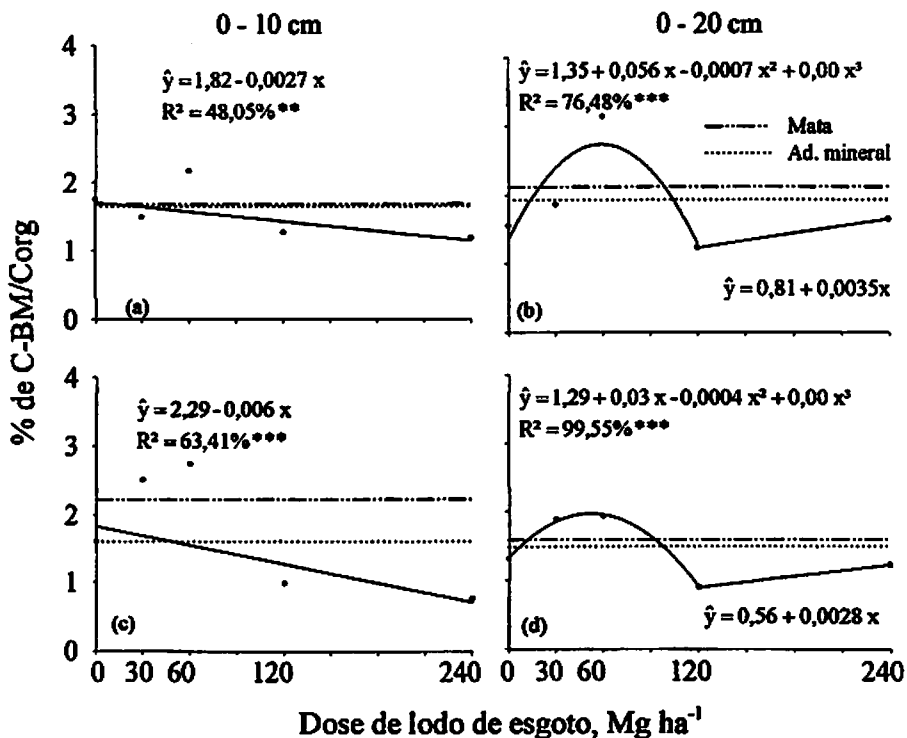


FIGURA 2.5 Efeito das doses de lodo de esgoto sobre o quociente microbiano em duas épocas distintas de avaliação, aos 60 dias (a) e (b) e aos 180 dias após a adição de lodo de esgoto, (c) e (d); 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4) e 240 (L8) $Mg\ ha^{-1}$ de lodo de esgoto; **,***, significativo a 1 e 0,1% de probabilidade.

Marchiori Júnior & Melo (2000) observaram valor de q_{MIC} igual a 1,7% na camada de solo de 0-10 cm em um Latossolo Roxo cultivado com milho. Decréscimos de 50% no q_{MIC} foram observados por Chander & Brookes (1993) e de 32%, por Fließbach et al. (1994), em solos com altos teores de metais. A área sob mata apresentou valores maiores de q_{MIC} , aos 180 dias, no

caso 2,2%, enquanto, na avaliação aos 60 dias, esse valor decresceu para 1,68%. Marchiori Júnior & Melo (2000) observaram valores de 1,1% na camada de solo de 0-10 cm, em área de mata nativa. Deve-se observar que a queda nessa relação com as crescentes doses se deve não somente aos teores de C-BM, como também ao aumento linear nos teores totais de Corg.

As crescentes doses de lodo promoveram aumentos lineares nos teores totais de Corg, aumentos do C-BM e conseqüente aumento na eficiência em processar o C (menor qCO_2), até a dose de 60 Mg ha^{-1} , sendo verificada uma queda nos valores obtidos para esses atributos para as doses de 120 e 240 Mg ha^{-1} , possivelmente em razão da ocorrência de algum fator limitante no meio à BM, como uma mudança de pH ou elevação dos níveis de metais pesados. Esses fatores limitantes podem ter sido amenizados, na dose de 240 Mg ha^{-1} , em razão do maior aporte orgânico ao solo e/ou da ocorrência de uma sucessão, consistindo no estabelecimento de uma população microbiana mais especializada para cada condição do ambiente. Aos 60 dias de avaliação, todas as doses de lodo resultaram numa diminuição do C-CO₂ em relação à testemunha, o que pode ser atribuído a uma condição de estresse; entretanto, aos 180 dias, esse padrão foi diferenciado. Tem sido amplamente discutido que esse atributo, analisado sozinho, tanto pode refletir uma condição de estresse como de grande produtividade do sistema, sendo mais efetivo em predizer o efeito da aplicação do lodo, no presente estudo a avaliação do qCO_2 , como descrito anteriormente. O maior $qMIC$ aos 60 dias foi observado quando se adicionaram 60 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto, enquanto, aos 180 dias, as doses 30 e 60 Mg ha^{-1} promoveram incrementos semelhantes para essa relação, sendo, a partir dessas doses, constatados decréscimos do $qMIC$. Tomando a testemunha absoluta (0 Mg ha^{-1} de lodo) como referência, observa-se que a aplicação das doses de 120 e 240 Mg ha^{-1} causou um efeito inibitório à população microbiana. Tais alterações implicam diretamente na qualidade da MOS e, por conseguinte, do solo,

sinalizando para uma alteração na eficiência de ciclagem de nutrientes. Esses resultados ressaltam a importância de monitorar as áreas às quais são adicionadas ao solo, por longos períodos, doses elevadas de lodo de esgoto.

4 CONCLUSÕES

A aplicação continuada das crescentes doses de lodo de esgoto, nas condições do presente estudo, aumenta linearmente os teores de Corg.

O maior teor de C-BM e eficiência da BM (menor $q\text{CO}_2$) são observados quando se adicionam ao solo, após seis cultivo de milho, 60 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto.

Os teores de C-BM representam de 0,76 a 3,13 % do Corg, com tendência de o C associado aos microrganismos do solo diminuir com a aplicação de doses de lodo de esgoto maiores que 120 Mg ha^{-1} .

O fluxo de C-CO_2 se mostra dependente da dose de lodo de esgoto adicionada e da época de amostragem do solo.

5 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, M.F.; ABREU, C.A.; ANDRADE, J.C. Determinação de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, cobre, ferro, manganês, zinco, níquel, cádmio, cromo e chumbo em ácido nítrico usando métodos da US-EPA. In: RAUJ, B.van et al. *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: IAC, 2001. p.251-261.

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Ed.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. London: Academic, 1995. 576p.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Application of eco-physiological quotients ($q\text{CO}_2$ and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.22, n.2, p.251-255, 1990.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Rations of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soil. *Soil Biology and Biochemistry*. Oxford, v.21, n.5, p.471-479, 1989.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO_2 ($q\text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.25, n.3, p.393-395, Mar. 1993.

ANDREOLI, C.V. A gestão de biossólidos no Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ESPECIALIDADES EM MEDICINA VETERINÁRIA, 1., 2002, Curitiba. Anais... Curitiba: AMEVE, 2002. Disponível em: <http://www.equalis.com.br/artigos/vs_biossolidos.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2004.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Reciclagem de lodo de esgoto na agricultura. In: MELO, I.S. et. al. Biodegradação. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 2001. 440p.

BURKHARDT, C. et al. Impact of heavy metals on the degradative capabilities of soil bacterial communities. *Biology and Fertility of Soils*, v.16, p.154-156, 1993.

CHANDER, K.; BROOKES, P. C. Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.25, n.9, p.1231-1239, Sept. 1993.

FEIGL, B.J. et al. Soil microbial biomass in Amazonian soils: evaluation of methods and estimates pools sizes. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.27, p.1467-1472, 1995.

FERREIRA, D.F. Análises estatísticas por meio do SISVAR (Sistema para análise de variância) para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45., 2000, São Carlos. Anais... São Carlos: Universidade de São Carlos, 2000. p.255-258.

FLIEßBACH, A.; MARTENS, A.; REBER, H.H. Soil microbial biomass and microbial activity in soil treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.26, n.9, p.1201-1205, Sept. 1994.

FORTES NETO, P. Degradação de biossólido incorporado ao solo avaliada através de medidas microbiológicas. 2000. 113p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. *Journal of Soil and Water Conservation*, v.55, p.69-78, 2000.

KHAN, M.; SCULLION, J. Microbial activity in grassland soil amended with sewage sludge containing varying rates and combinations of Cu, Ni and Zn. *Biology and Fertility Soils*, Berlin, v.30, n.3, p.202-209, Dec. 1999.

KHAN, M.; SCULLION, J. Effects of metal (Cd, Cu, Ni, Pb or Zn) enrichment of sewage-sludge on soil micro-organisms and their activities. *Applied Soil Ecology*, v.20, n.2, p.145-155, May 2002.

LAMBAIS, M.R.; SOUZA, A.G. de. Impactos de biossólidos nas comunidades microbianas dos solos. In: **BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.)**. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 2000. p.269-279.

LEITE, L.F.C. et al. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.27, n.5, p.821-833, set./out. 2003.

LOPES, E. B. M. Diversidade metabólica em solo tratado com biossólidos. 2001. 65p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

MARCHIORI JUNIOR, M.; MELO, W.J. Alterações na matéria orgânica e na biomassa em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.35, n.6, p.1177-1182, jun. 2000.

MARSCHNER, P.; KANDELER, E.; MARSCHNER, B. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, v.35, n.3, p.453-461, Mar. 2003.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 2000. p.109-141.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626p.

OLIVEIRA, F.C. et al. 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. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.26, p.505-519, 2002.

POGGIANI, F.; GUEDES, M. C.; BENEDETTI, V. Aplicabilidade de bio sólidos em plantações florestais: I Reflexo n ciclo de nutrientes. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 2000. p.163-178.

PONTES, W.L. **Mineralização de um bio sólido industrial no solo e efeito desse na biomassa e atividade microbiana**. 2002 .73p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)- Universidade Federal de Lavras, Lavras.

RANGEL, O.J.P. **Disponibilidade de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em latossolo cultivado com milho após a aplicação de lodo de esgoto**. 2003. 88p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

ROST, U.; JOERGENSEN, R. G.; CHANDER, K. Effects of Zn enriched sewage sludge on activities and biomass in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, v.33, n.4/5, p.633-638, Apr. 2001.

SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos plantas e fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA, 1999. 370p.

SMITH, J.L.; PAUL, E.A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J.M.; STOTSKY, G. *Soil Biochemistry*. New York: M. Dekker, 1990. v.6, p.357-396.

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. **Glossary of soil science terms**. Madison: SSSA, 1997. 134 p.

STEVENSON, F. J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. 2.ed. New York: J. Wiley, 1994. 496p.

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry, Oxford, v.19, n 6, p.703-707, June 1987.

VIEIRA, R.F.; SILVA, C.M.M. de S. Soil amendment with sewage sludge and its impact on soil microflora. Brazilian Journal of Microbiology. São Paulo, v.34, n.1, nov. 2003.

ZILLI, J.E. et al. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. Cadernos de Ciência & Tecnologia, Brasília, v. 20, n. 3, p. 391-411, set./dez. 2003.

YEOMANS, J.C.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Communications in Soil Science Plant Analysis, v.19, n.13, p.1467-1476, 1988.

CAPÍTULO 3

FRACIONAMENTO FÍSICO-DENSIMÉTRICO E GRAU DE OXIDAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DE LATOSSOLO TRATADO COM LODO DE ESGOTO

RESUMO

SOARES, Emanuelle Mercês Barros. Fracionamento físico-densimétrico e grau de oxidação da matéria orgânica de Latossolo tratado com lodo de esgoto. 2005. Cap.3, p 51-75, Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG³

Este estudo teve como objetivo avaliar o efeito da aplicação continuada de lodo de esgoto sobre os teores de C associados à fração leve (C-FL) e às frações pesadas da MOS (C-areia, C-silte e C-argila), além da avaliação do grau de oxidação da MOS, que foi determinado a partir do uso de soluções de ácido sulfúrico p.a., cujas concentrações variaram de 3 a 12 mol L⁻¹, em amostras de um latossolo pertencente ao Campo Experimental da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna - São Paulo, latitude 22°41' Sul, longitude 47° W-Gr e altitude de 570 m. Nesse local já foram realizados seis cultivos de milho, com aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Barueri, SP. As análises foram feitas no Departamento de Ciência do Solo/UFLA, de janeiro de 2004 a janeiro de 2005, em amostras coletadas aos 60 dias após a aplicação do lodo, na camada de solo de 0-10 cm. Os tratamentos consistiram da adição das seguintes doses de lodo de esgoto, após seis aplicações e cultivos de milho: 0 Mg ha⁻¹ (L0); 30 Mg ha⁻¹ (L1); 60 Mg ha⁻¹ (L2); 120 Mg ha⁻¹ (L4) e 240 Mg ha⁻¹ (L8), adubação com formulado NPK (Ad. Mineral), para atender as exigências nutricionais em N do milho. Para fins de comparação, foi amostrada também uma área sob mata adjacente ao experimento. O uso de lodo de esgoto disponibiliza, no solo, mais carbono na forma de fração leve, para doses acumuladas desse resíduo de até 120 Mg ha⁻¹. Os teores de C associados à areia e ao silte aumentam com o uso de maiores doses de lodo, não sendo o C-argila influenciado pelos tratamentos testados. A avaliação do grau de oxidação da MOS mostra que há uma diminuição do C-lável e aumento do C quimicamente mais estável com a elevação das doses de lodo de esgoto.

³ Comitê Orientador: Carlos Alberto Silva - UFLA (Orientador), Luiz Roberto Guimarães Guilherme - UFLA, Marx Leandro Naves Silva - UFLA, Francisco Dias Nogueira - EPAMIG.

ABSTRACT

SOARES, Emanuelle Mercês Barros. Physical-density fractionation and oxidation degree of the organic matter of a Oxisol amended with sewage sludge, 2005, Chap.3, p. 51-75. Dissertation (Master's degree in Soils and Plant Nutrition) - Lavras Federal University, Lavras, MG³

This study was carried out to evaluate the effect of long time application of sewage sludge on the contents of C associates to the light fraction (LF-C) and heavy fractions of SOM (sand-C, silt-C and clay-C) The evaluation of the oxidation degree of SOM was also analyzed by using solutions of sulfuric acid p.a. whose concentrations varied from 3 to 12 mol L⁻¹, in samples of an oxisol from the Experimental Field of Embrapa Environment, in Jaguariúna - São Paulo, latitude 22°41' South, longitude 47° W-Gr and altitude of 570 m. In this location, there were already done six corn cultivations, with increasing doses application of sludge from the Sewage Treatment Station of the Barueri municipality, SP. The analyses were done in the Soil Science Department/UFLA, from January 2004 to January 2005, in samples collected at 60 days after the application of the sewage sludge, in the soil layer of 0-10 cm. The treatments consisted of addition of the following sewage sludge doses, after six corn cultivations: 0 Mg ha⁻¹ (L0); 30 Mg ha⁻¹ (L1); 60 Mg ha⁻¹ (L2); 120 Mg ha⁻¹ (L4) and 240 Mg ha⁻¹ (L8), fertilization with formulated NPK (Mineral fertilization) to attend the corn nutritional requirement in N; For comparison, an area under forest distant 500 m of the experiment was also sampled. The sewage sludge use increases the content of carbon in the light fraction in soil, for accumulated doses of this residue up to 120 Mg ha⁻¹. The contents of C associates to the sand and to silt increase as the sewage sludge dose is higher; The clay-C is not influenced by the treatments tested. The oxidation degree of MOS shows that there is a decrease in the labile-C and increase of more stable C with the increase in the sewage sludge dose applied.

³ Guidance Committee: Carlos Alberto Silva - UFLA (Major Professor), Luiz Roberto Guimarães Guilherme - UFLA, Marx Leandro Naves Silva - UFLA, Francisco Dias Nogueira - EPAMIG.

1 INTRODUÇÃO

O estudo da dinâmica da matéria orgânica (MO) em solos com adoção de diferentes práticas de manejo implica no conhecimento de seus diferentes compartimentos, uma vez que as frações orgânicas diferem em composição química e localização física no solo, resultando em diferentes padrões de decomposição. O tempo de ciclagem do C corresponde apenas a uma parte do C total que responde mais rapidamente às mudanças do uso do solo (Christensen, 1996). Assim, o uso da MOS como um indicador de qualidade do solo deve enfatizar as distintas frações que a compõe. Nesse sentido, os indicadores mais responsivos às alterações da qualidade do solo, em função do manejo adotado, estão associados aos compartimentos mais lábeis da MOS, tais como a fração leve (FL) (Stevenson, 1994) e o C lábil (CL) (Lefroy et al., 1993; Blair et al., 1995), uma vez que é maior a variação nos teores de C desses compartimentos em função das alterações no manejo do solo.

Apesar de a aplicação de lodo aumentar a MOS, isso não implica, necessariamente, em uma melhoria no sistema solo-planta, em razão da necessidade de se conhecer melhor a qualidade do C que persiste no solo e seus efeitos em longo prazo sobre as diferentes propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (Oliveira et al., 2002). O desenvolvimento de uma agricultura sustentável requer a utilização de técnicas que monitorem com precisão as mudanças nas quantidades, natureza e taxas de decomposição da MOS, e que possam comparar a mineralização de diferentes resíduos, sob diferentes sistemas de manejo (Lefroy et al., 1993).

Análises densimétricas de frações orgânicas (Preston, 1996) e a quantificação do compartimento lábil da MOS (Blair et al., 1995) são técnicas sensíveis na predição da sustentabilidade dos sistemas de manejo e têm sido utilizadas com frequência em regiões temperadas. Considerando que a MOS

desempenha, em regiões tropicais, papel mais importante do que o exercido em solos de regiões temperadas, torna-se necessária uma maior investigação do uso dessas ferramentas nas condições de solos brasileiros.

A FL corresponde à MOS livre, não complexada, constituindo um compartimento da MOS morta que corresponde a 10 a 30% do carbono orgânico (Corg). Os teores de C nessa fração variam com o tipo de solo, o clima e as práticas de manejo adotadas, sendo o carbono associado à fração leve (C-FL) ciclado em um menor tempo do que a MOS (Janzen et al, 1992; Silva & Resck, 1997). A FP está associada com os minerais do solo e apresenta grau avançado de decomposição e densidade mais elevada que a FL, contribuindo com a maioria do C presente nos solos, englobando frações de maior estabilidade química (Christensen, 1992).

Assim, o fracionamento físico-densimétrico da MOS permite separar frações de composição e localização física no solo diferenciadas que respondem diferentemente às práticas de manejo. Quando se pretende avaliar os fatores que condicionam a qualidade do solo, o fracionamento físico da MOS tem mostrado bons resultados (Stevenson, 1994), já que alguns trabalhos realizados no Brasil apontam essas frações como indicadores sensíveis às alterações acarretadas pelas práticas de manejo do solo (Freitas et al., 2000; Freixo et al., 2002a,b; Roscoe & Buurman, 2003; Pinheiro et al., 2004).

O carbono lábil (CL) também tem sido considerado um potencial indicador das alterações do manejo no solo. Blair et al. (1995) constataram que o CL de áreas tropicais ou de solos de regiões mais frias tanto diminui como pode acumular rapidamente no solo, mostrando-se dependente da prática de manejo utilizada, em relação ao C não lábil (CNL) ou ao teor total de Corg. Andrade (2004) extraiu cerca de 50% do Corg, na forma de CL, sugerindo que, sob condições tropicais, os teores de CL são maiores, ressaltando a necessidade de se

realizarem ajustes na concentração de soluções ácidas usadas na determinação desse compartimento de MOS para que esses teores não sejam superestimados.

A adição de doses crescentes de lodo de esgoto, além de aumentar os teores de Corg, pode promover uma alteração na biodisponibilidade da MOS, que pode ser predita tanto pela utilização de técnicas densimétricas como pela avaliação do grau de oxidação da MOS. Este estudo teve como objetivo avaliar a influência de doses crescentes de lodo de esgoto sobre os teores de C de diferentes compartimentos da MOS, obtidos pelo uso das técnicas de fracionamento físico-densimétrico e de avaliação do grau de oxidação da MOS.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O solo utilizado no fracionamento físico-densimétrico e na avaliação dos diferentes graus de oxidação da MOS é o mesmo descrito no capítulo anterior, oriundo de um experimento conduzido no Campo Experimental da Embrapa Meio Ambiente, localizada em Jaguariúna (SP), na latitude de 22°41' Sul, longitude 47° W Gr. e altitude de 570 metros, em Latossolo Vermelho Distroférico argiloso. As avaliações foram realizadas apenas aos 60 dias após a sexta aplicação de lodo de esgoto. As amostras de solo foram submetidas ao procedimento de extração da fração leve e pesada e ao fracionamento por diferentes graus de oxidação. Determinou-se ainda o percentual de C nessas frações em relação ao teor total de carbono orgânico (Corg).

As amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-10 cm, secas a 40°C, moídas e passadas em peneira de 2 mm (terra fina seca ao ar-TFSA), sendo a umidade corrigida para posterior apresentação dos resultados. Os tratamentos avaliados são os seguintes: L0, sem aplicação de lodo de esgoto; L1, dose de lodo para suprir uma vez a quantidade de N requerida pelo milho;

L2, L4 e L8, respectivamente, correspondentes a duas, quatro e oito vezes a dose de lodo de esgoto aplicada no tratamento L1. As doses acumuladas de lodo de esgoto corresponderam, até o sexto cultivo, em base seca, à L0 (0 Mg ha⁻¹), L1 (30 Mg ha⁻¹), L2 (60 Mg ha⁻¹), L4 (120 Mg ha⁻¹) e L8 (240 Mg ha⁻¹) e NPK, em que se realizou a adubação mineral indicada para a cultura do milho. Como referência, foi amostrada uma área adjacente sob mata.

Fracionamento físico-densimétrico da matéria orgânica

Para realizar a extração das frações leve e pesada, seguiram-se os procedimentos descritos em Machado (2002) e Sohi et al. (2001). Pesaram-se, em frascos de centrifuga de 50 mL, 5 g de TFSA, aos quais foram adicionados 35 mL de iodeto de sódio (NaI) com densidade de 1,80 g cm⁻³. A mistura foi agitada manualmente por 30 segundos e esse mesmo material, em seqüência, foi centrifugado a 10.000 rpm por 15 minutos, com o intuito de sedimentar as partículas minerais do solo mais pesadas e facilitar a aspiração da FL presente na superfície da solução de NaI. A FL aspirada foi separada da solução de NaI por filtração a vácuo (Sistema Asséptico Sterifil, 47mm – Millipore) com uso de filtros de papel.

As amostras de FL retidas nos filtros foram lavadas com água destilada, visando eliminar o excesso de NaI. As frações leve obtidas, juntamente com os filtros, secos a 65°C e pré-pesados, foram levadas à estufa a 65°C por 72 horas, pesadas, maceradas e passadas em peneira de malha 0,21 mm. As três repetições analíticas foram então reunidas, para a posterior determinação do C-FL.

O conteúdo de solo restante do frasco de centrifuga, com a solução de NaI obtida com a separação da FL, foi centrifugado por três vezes consecutivas, após a remoção do NaI sobrenadante, com o intuito de eliminar o excesso de NaI no solo remanescente, utilizando-se, nessa etapa, água destilada.

Após a extração da fração leve do material de solo, na mesma amostra, a fração pesada foi separada em função do C associado às frações texturas do solo, de acordo com procedimento proposto por Gavinelli et al. (1995). Adicionaram-se ao material de solo remanescente, acondicionado em erlenmeyer de 350 ml, 0,5 g de hexametáfosfato (HMP) e 250 mL⁻¹ de água destilada, sendo essa mistura, a seguir, agitada por aproximadamente 14 horas. A matéria orgânica associada à areia (> 53 µm) foi obtida por peneiramento úmido, ao passo que a associada ao silte (2-53 µm) e à argila (0-2 µm) foi separada a partir de alíquotas das frações granulométricas de 0-2 µm e 0-53 µm, coletadas com base no tempo de sedimentação dessas frações. Depois de coletadas, as alíquotas foram colocadas em béquer e levadas para a secagem a 65°C, sendo essas frações, a seguir, pesadas, maceradas e moídas, para posterior determinação do teor de carbono.

A determinação do Corg nas frações leve e pesada foi realizada com base no procedimento descrito por Yeomans & Bremner (1988), com determinação via úmida e oxidação a quente, usando o sulfato ferroso amoniacal como solução titulante. Desse modo, os teores de C na fração silte foram obtidos indiretamente, com base nas concentrações desses elementos na argila e na fração silte + argila.

Avaliação do grau de oxidação da matéria orgânica

Para realizar a extração do C em diferentes graus de oxidação da MOS, seguiu-se o procedimento descrito por Chan et al. (2001), o qual se baseia em três graus de oxidação, pelo uso de soluções com 6, 9 e 12 mol L⁻¹ de H₂SO₄, acrescentando-se ainda um menor grau de oxidação (3 mol L⁻¹ de H₂SO₄), com base em resultados obtidos sob condições tropicais por Freitas et al. (2004).

O procedimento se baseia no método de oxidação da matéria orgânica de Walkley-Black, modificado pelo uso de soluções de decrescentes proporções de

H₂SO₄: K₂Cr₂O₇. Assim, foi pesado 0,300 g de solo em erlenmeyers de 250 mL, utilizando-se 4 repetições de laboratório para cada amostra, sendo a oxidação realizada com quatro diferentes soluções de ácido sulfúrico, em razão das diferentes concentrações das soluções oxidantes utilizadas.

Para a obtenção do C oxidável em H₂SO₄ 3 mol L⁻¹ foram adicionados, aos erlenmeyers, 10 mL de K₂Cr₂O₇ 0,167 mol L⁻¹ e 2,5 mL de H₂SO₄ atingindo a proporção H₂SO₄: K₂Cr₂O₇ de 0,25:1. O C oxidável em H₂SO₄ 6 mol L⁻¹ foi obtido adicionando aos erlenmeyers 10 mL de K₂Cr₂O₇ 0,167 mol L⁻¹ e 5 mL de H₂SO₄ atingindo a proporção ácido-aquosa de 0,5:1. Para a oxidação em H₂SO₄ 9 mol L⁻¹, adicionaram-se aos erlenmeyers 10 mL de K₂Cr₂O₇ 0,167 mol L⁻¹ e 10 mL de H₂SO₄ atingindo a proporção H₂SO₄: K₂Cr₂O₇ de 1:1. e para a obtenção do C oxidável em H₂SO₄ 12 mol L⁻¹, adicionaram-se aos erlenmeyers 10 mL de K₂Cr₂O₇ 0,167 mol L⁻¹ e 20 mL de H₂SO₄, atingindo a proporção H₂SO₄: K₂Cr₂O₇ de 2:1.

Em cada proporção H₂SO₄: K₂Cr₂O₇ foram conduzidos 3 controles (sem solo), adicionando 10,0 mL de K₂Cr₂O₇ 0,167 mol L⁻¹ e a quantidade de ácido correspondente. A oxidação foi realizada sem fonte externa de calor, utilizando como solução titulante sulfato ferroso amoniacal.

As frações foram classificadas da seguinte maneira:

F₃: (H₂SO₄ 3 mol L⁻¹)- Corg oxidável em solução de H₂SO₄ 3 mol L⁻¹.

F₆: (H₂SO₄ 6 mol L⁻¹)- Corg oxidável em solução H₂SO₄ 6 mol L⁻¹.

F_{6:3}: (H₂SO₄ 6 mol L⁻¹ - H₂SO₄ 3 mol L⁻¹)- Diferenças do Corg oxidável entre solução de H₂SO₄ 6 mol L⁻¹ e 3 mol L⁻¹.

F_{9:6}: (H₂SO₄ 9 mol L⁻¹ - H₂SO₄ 6 mol L⁻¹) - Diferenças do Corg oxidável entre solução de H₂SO₄ 9 mol L⁻¹ e 6 mol L⁻¹.

F_{12:9}: (H₂SO₄ 12 mol L⁻¹ - H₂SO₄ 9 mol L⁻¹) - Diferenças do Corg oxidável entre solução de H₂SO₄ 12 mol L⁻¹ e 9 mol L⁻¹.

Para verificar a significância e o ajuste de modelos matemáticos aos dados obtidos, em função do efeito das crescentes doses de lodo de esgoto, para os diferentes atributos estudados, foram realizadas as análises de variância e de regressão. As curvas de melhor ajuste foram selecionadas tendo como base a significância da análise de regressão e o maior valor de coeficiente de determinação. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa estatístico SISVAR (Ferreira, 2000).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fracionamento físico-densimétrico da matéria orgânica

Dos compartimentos obtidos via procedimento de extração física, o único que respondeu às aplicações continuadas de lodo de esgoto foi o compartimento da fração leve (FL) (Figura 3.1), notando-se um acréscimo no peso da FL com o aumento da dose de lodo até 120 Mg ha⁻¹.

A concentração de FL no solo variou, em g kg⁻¹ de solo, de 1,88 a 6,9. Roscoe & Buurman (2003) verificaram, para um Latossolo sob plantio convencional cultivado com milho, 7 g kg⁻¹ de FL. Janzen et al. (1992) observaram valores superiores, variando de 6,1 a 14 de g kg⁻¹ de solo de FL, sob condições de clima temperado, o que é de se esperar, uma vez que, sob condições tropicais, ocorre uma ciclagem mais rápida dessa fração, o que compromete o seu acúmulo em solo. Esses autores destacam que a FL é um atributo de vida curta no solo, podendo sofrer alterações em razão de fatores que governam a decomposição da MOS, como a temperatura e a umidade do solo, além de aspectos ligados à quantidade e à composição do resíduo aplicado.

Apesar de corresponder a uma pequena massa da matriz total do solo, a MOS livre, de acordo com Gregorich & Janzen (1996), possui um importante

papel na determinação da estrutura e da função do sistema solo por atuar como fonte de energia para organismos heterotróficos e como um compartimento relativamente lábil de nutrientes para as plantas.

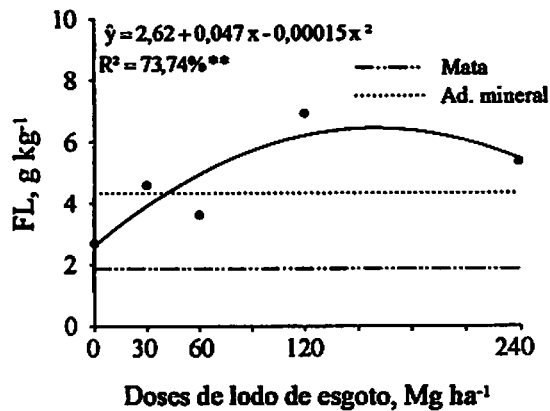


FIGURA 3.1 Efeito das doses de lodo de esgoto sobre o teor de Fração Leve após 60 dias da sexta aplicação do lodo; 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4) e 240 (L8) Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto; **, significativo a 1% de probabilidade.

Numa fase posterior, foi quantificado o teor de C em cada uma das frações obtidas via fracionamento físico-densimétrico, sendo, desse modo, quantificado o C associado à FL (C-FL), à areia (C-areia), ao silte (C-silte) e à argila (C-argila) (Figura 3.2). Na avaliação de todos os tratamentos, o C-FL variou de 0,57 a 2,17 g kg⁻¹, estando esses teores dentro da faixa verificada em outros trabalhos realizados em Argissolo e Latossolo cultivados sob sistema convencional, em condições tropicais (Leite, 2001; Freixo, 2000).

A análise de regressão (Figura 3.2a) mostra um ajuste do tipo quadrático, sendo observados acréscimos em C-FL, proporcionados pelas crescentes doses de lodo de esgoto, em relação ao tratamento sem lodo, de: 89,53% no L1; 53,55% no L2; 179,38% no L4 e 110,73% no L8. Pode-se ainda constatar que o comportamento dos teores de C-FL é inverso aos observados para o C-BM (aumentos de C-BM em relação ao L0 foram de 17,24% no L1, 79,31% no L2, 18,97% no L4, e 29,31% no L8), o que indica a possibilidade de estar havendo uma imobilização temporária do C na BM, em detrimento da FL, indicando uma ciclagem mais rápida dessa fração.

Esse comportamento inverso do C-BM e do C-FL foi constatado por Leite (2001), o qual obteve, em área sob sistema plantio direto, maior teor de C-BM e menor C-FL quando comparados ao solo revolvido, que apresentou menor C-BM e maior C-FL, o que o autor atribuiu ao fato de o C-FL ser uma das principais fontes de substrato microbiano, o que explicaria a diminuição do C-FL, no sistema de plantio direto em razão do aumento do C-BM. Considerando o fato de a FL servir como um indicador e a BM, como um regulador da decomposição da MOS no solo, Fließbach & Mäder (2000), avaliando a proporção de C-BM/C-FL como um potencial indicador da qualidade do material orgânico adicionado para formar e manter a BM, ressaltaram a possibilidade de uma maior BM induzir uma decomposição mais rápida da MOS, reduzindo, assim, os teores da FL. Neste estudo, essa maior capacidade de formar e manter a BM, medida pela proporção C-BM/C-FL, foi constatada em menor escala no L4 (0,16) e em maior escala no L2 (0,45).

O impacto da aplicação de lodo de esgoto no C-FL deve-se ao fato de que o único mecanismo de proteção que atua nesse compartimento é a recalcitrância química (Roscoe & Machado, 2002), ou seja, a própria composição do material, não havendo proteção física (oclusão ou complexação), tornando o material mais acessível ao ataque de microrganismos.

No tratamento com uso de adubo mineral e sem adição de lodo, houve um aumento 68,5% no C-FL em relação ao L0. A aplicação de fertilizantes causou um aumento da FL, provavelmente explicado pelo fato de a fertilização química proporcionar uma maior produção de palha em razão de o N ser prontamente disponível às plantas (Janzen et al., 1992).

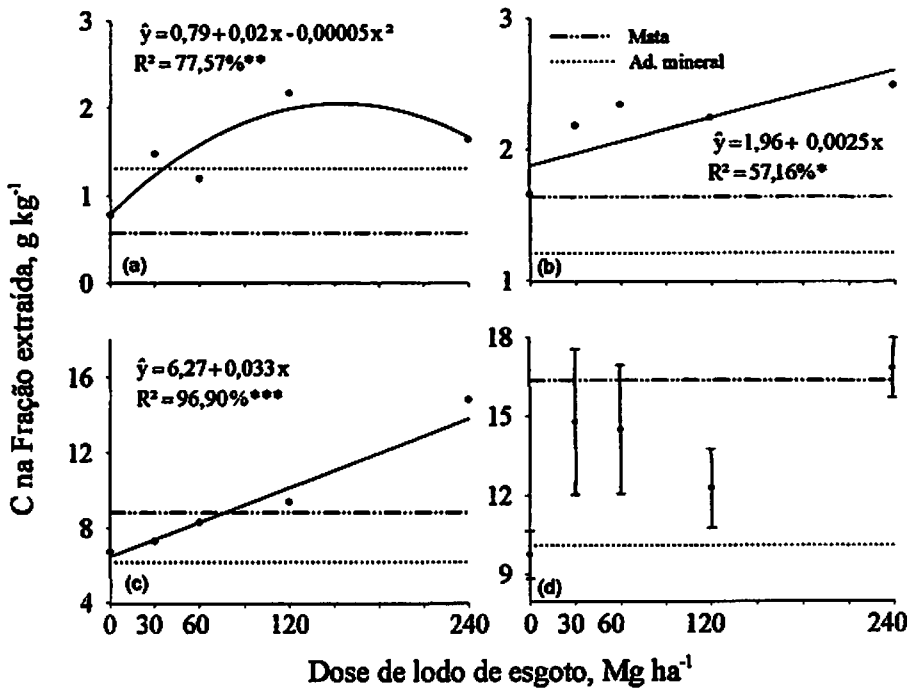


FIGURA 3.2 Efeito das doses de lodo de esgoto no C-fração leve (a), C-areia (b) C-silte (c) e C-argila (d) aos 60 dias da aplicação do lodo; 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4) e 240 (L8) Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto; *,**,***, significativo a, 5, 1 e 0,1% de probabilidade, respectivamente.

Em média, na área sob mata, o teor de C-FL foi 26% menor em relação aos teores de C-FL observados nos tratamentos com adição de lodo de esgoto. Os teores de C na fração pesada variaram, em g kg^{-1} , para o C-areia, de 1,21 a 2,49; para o C-silte, de 6,16 a 14,77; e para o C-argila, de 9,75 a 16,8, estando esses resultados dentro da faixa de valores para C-FP verificada no estudo de Freixo (2000), que avaliou a dinâmica do C dessas mesmas frações em latossolos submetidos a diferentes combinações de preparo do solo com esquemas de rotação de cultura.

A adição de lodo promoveu um aumento linear no C associado à fração areia (Figura 3.2b) e à fração silte (Figura 3.2c). Verifica-se que com a diminuição do tamanho da partícula, ocorre um aumento na capacidade do solo em armazenar C. Isso se explica, de acordo com Christensen (1992), pela redução observada na relação C/N das frações granulométricas, que diminui com a redução do tamanho da partícula, sugerindo um grau de humificação mais avançado para o C associado às partículas mais finas (areia<silte<argila) do solo.

Pelo fato de não ter havido a separação da fração leve intra-agregado (FLI), pode-se inferir que parte do C-areia seja oriundo da FLI. Considerando essa hipótese, parte do C quantificado como C-areia estaria parcialmente protegido do ataque de microrganismos dentro dos agregados, o que poderia ser uma das explicações para o aumento linear do C associado a essa fração à medida que aumentam as doses de lodo. Além disso, os compostos orgânicos que estão associados à areia apresentam outros mecanismos de proteção, além de uma maior recalcitrância que a FL (Roscoe & Machado, 2002), o que pode explicar os aumentos de até 50,42% no C-areia do L8 em relação ao L0.

Os aumentos observados para o C-silte foram de até 119,45% (L8) em relação ao L0. A maior capacidade de acumular Corg à medida que as doses de lodo aplicadas aumentam se deve à recalcitrância intermediária dessa fração

granulométrica em relação ao C-areia e C-argila. Assim, é bastante provável que essas frações granulométricas intermediárias estejam em processo de humificação, em estádios (embora distintos) em que se observa um maior armazenamento de C no solo de forma linear, à medida que o aporte do material orgânico aumenta, com menor grau de influência da microbiota em relação ao que se observou para a FL.

O teor de C-argila não sofreu influência da aplicação continuada de lodo esgoto. O C-argila é uma das frações mais estabilizadas da MOS, tanto por ser constituída de um material mais recalcitrante como pela maior estabilidade química e física conferida ao C quando em associação com a fase mineral do solo (Christensen, 1992, 1996). Portanto, é necessário um maior tempo para que se manifestem alterações no teor de C-argila em função do manejo diferenciado do solo.

Esses resultados estão de acordo com alguns já relatados na literatura, sendo exemplo um estudo em que, em áreas sob sistema de plantio direto (com maior aporte de MOS), quando comparadas a áreas com solo revolvido (menor entrada e maior decomposição de MOS), foram obtidos maiores teores de C-areia e C-silte, na condição de maior armazenamento de MOS, enquanto os teores de C-argila não variaram nos dois sistemas de cultivo avaliados (Freixo, 2000).

Em geral, o quadro constituído por todas as frações extraídas sugere que a aplicação continuada de lodo de esgoto, no presente estudo, aumenta os teores de C na FL e FP em relação ao L0; entretanto, tomando-se como referência a Adubação mineral, na FL, os incrementos em C não foram observados para todas as doses.

A aplicação continuada de lodo de esgoto exerce influência diferenciada sobre o C ligados às frações granulométricas, sendo notada uma tendência de decréscimo no C-FL em detrimento de um enriquecimento de C nas frações

pesadas com a elevação das doses de lodo de esgoto. A recuperação do teor total do Corg nas amostras obtidas via fracionamento físico-densimétrico foi satisfatória no presente estudo, com uma média de recuperação do Corg, entre os tratamentos avaliados, de 107% (Anexo 2A).

As relações de C-frações granulométricas e C-FL com o Corg, obtidas variaram em razão da aplicação continuada de lodo de esgoto, sendo as diferenças de médias significativas somente para C-FL/Corg (Figura 3.3).

O C-FL representou um pequeno percentual do Corg. Apesar de essa relação variar 10-30%, o que se tem verificado é que, em solos tropicais, em condições de cultivo, esses valores têm sido menores do que os observados em áreas de regiões temperadas. Freixo (2000) encontrou relações de C-FL/Corg (Figura 3.3a) variando de 8,4 a 15% na camada de solo de 0-5 cm; de 2,1 a 2,4% (5-10 cm) sob sistema de plantio direto e de 3,6 a 6,8 % (0-5 cm) e de 2,4 a 2,6% (5-10 cm) sob sistema com aração e gradagem do solo. Os valores dessa relação no presente estudo variaram de 3,03 a 7,81%. Em geral, foram observados acréscimos na relação C-FL/Corg de até 70,66% no L4, constatando-se uma diminuição dessa relação no L8, seguindo o mesmo comportamento do C-FL.

Os percentuais de C-areia (Figura 3.3b), C-silte (Figura 3.3c) e C-argila (Figura 3.3d) em todos os tratamentos avaliados, em relação ao Corg, estiveram dentro das faixas 5,86-9,77%, 30,8-45,2% e 44,48-85,15%, respectivamente, valores de acordo com os encontrados em literatura (Freixo 2000). Não foi encontrado efeito das doses de lodo sobre essas relações, uma vez que o aumento do C-associado a essas frações granulométricas foi proporcional ao aumento do Corg em função do maior uso de lodo de esgoto.

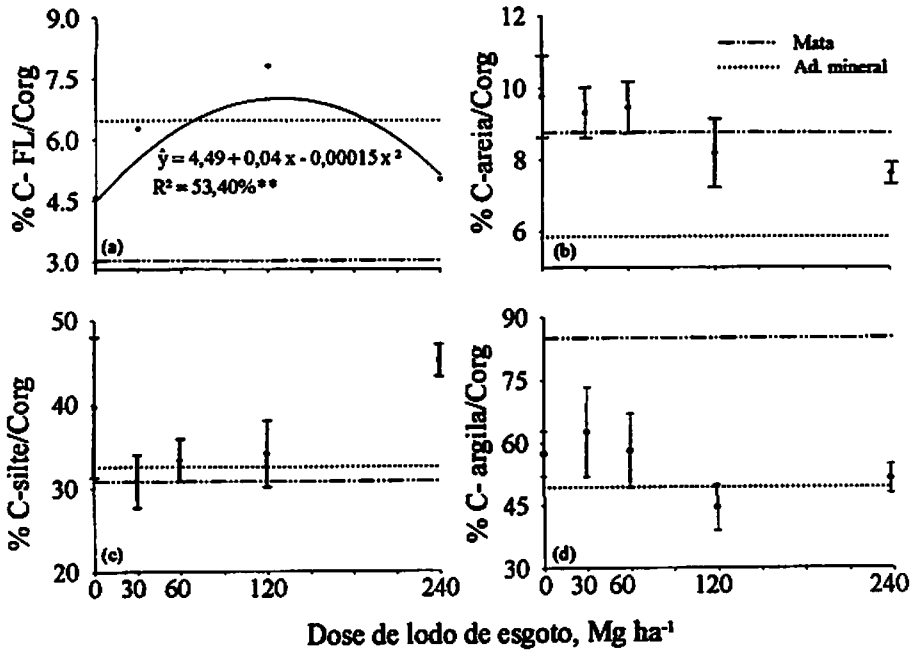


FIGURA 3.3 Efeito das doses de lodo de esgoto na % de C-fração leve/Corg (a), C-areia/Corg (b) C-silte/Corg (c) e C-argila/Corg (d), aos 60 dias após a aplicação de lodo de esgoto; 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4) e 240 (L8) Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto; **, significativo a 1%.

A área sob mata apresentou maior relação de C-argila/Corg em razão de a estabilização química e física das argilas ser mais efetiva em proteger a MOS, considerando o não revolvimento do solo, que lhe assegura maior agregação, o que diminui a decomposição das formas mais estáveis de Corg, com exceção do C-argila. Esses resultados reforçam a premissa de que o C-FL é mais sensível às alterações de manejo do que o C-FP.

Grau de oxidação da MOS

A aplicação continuada de lodo de esgoto em doses crescentes resultou em alterações no grau de oxidação da MOS (Figura 3.4). A aplicação de lodo de esgoto causou um aumento na fração F_3 (Figura 3.4a) em relação ao L0, sendo esses acréscimos de 27,3% no L1; 51,5% no L2; 37,4% no L4 e 23,2% no L8. Freitas et al. (2004), ao elevarem a dose de um composto orgânico (palhada de soja+feijão+esterco) de 0 para 40 m³ ha, verificaram um acréscimo significativo do C na fração F_3 . Os aumentos verificados na fração F_6 , em função do uso de lodo de esgoto (Figura 3.4b), em relação ao L0, corresponderam a 16,7% no L1; 34,6% no L2; 48,7% no L4 e 36,5% no L8. Andrade (2004), avaliando essa fração em cultivo de eucalipto em solo após cinco anos da aplicação de lodo de esgoto, observou, em valores absolutos, pequenas quedas na fração F_6 , correspondendo, em g kg⁻¹ de massa seca de solo, a 22,24 (0 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto), 22,86 (10 Mg ha⁻¹), 21,79 (20 Mg ha⁻¹) e 21,38 (40 Mg ha⁻¹), não se verificando, no entanto, diferenças significativas.

Os dados relativos ao C oxidável da MOS mostram que ocorre uma redução na F_3 a partir da dose de lodo aplicada no L4, e na F_6 , no tratamento L8, diminuindo o C mais oxidável, apesar de os teores de Corg aumentarem linearmente com o acréscimo das doses de lodo. De acordo com Andrade (2004), a avaliação da qualidade da MO do lodo de esgoto pode auxiliar na previsão da taxa de degradação após aplicação no solo e na compreensão da dinâmica do C nos solos tratados com esse resíduo. Hohla et al. (1978) ressaltaram que os solos adubados com lodo de esgoto podem apresentar menor quantidade de C lábil (C-carboidrato) e maior presença de óleos e graxas em relação a solos não tratados, havendo uma correlação positiva entre o teor de óleos e graxas com o Corg.

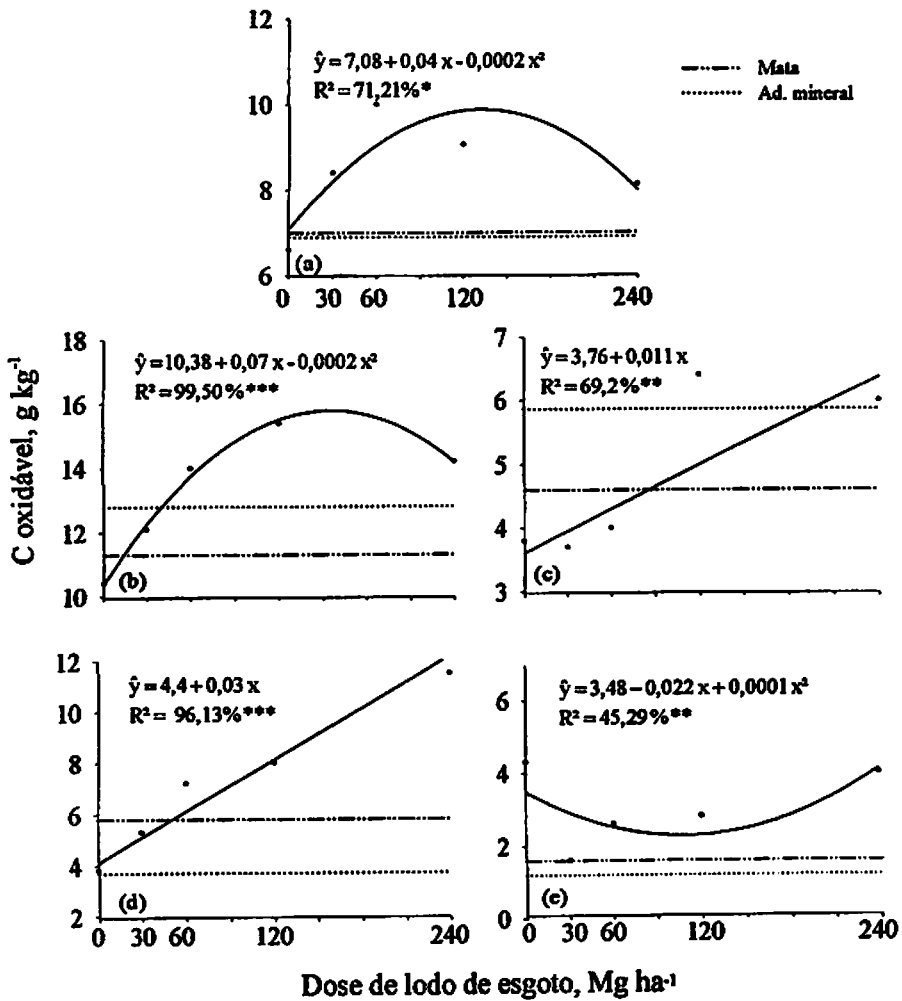


FIGURA 3.4 Efeito das crescentes doses de lodo de esgoto no C oxidável na F₃ (a), F₆ (b), F_{6.3} (c), F_{9.6} (d) e F_{12.9} (e), aos 60 dias da aplicação do lodo; 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4) e 240 (L8) Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto; *, **, ***, significativo a, 5, 1 e 0,1% de probabilidade, respectivamente.

Neste estudo, enquanto o C associado às frações granulométricas aumenta linearmente com o aumento das doses de lodo, o C-FL da MOS cai com o uso da maior dose desse resíduo (L8), o que pode ser um indicio do maior acúmulo no solo de substâncias mais recalcitrantes, diminuindo o grau de oxidação da MOS como um todo nos tratamentos com maior uso de lodo. Isso mostra que, além da dose, a composição do material orgânico adicionado ao solo pode influenciar na dinâmica do C-lábil.

Segundo Matiazzo & Andrade (2000), o aumento da dose de lodo promove uma diminuição na sua taxa de degradação, podendo haver um acúmulo de compostos mais recalcitrantes no solo, o que deve ser considerado principalmente em aplicações sucessivas. Andrade (2004) observou resultados semelhantes, já que em seu estudo o aumento da dose do lodo de esgoto reduziu a taxa de degradação do lodo de 21,2%, na dose de 10 Mg ha⁻¹ de lodo, para 19,1%, na dose de 80 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto.

As frações F₃ e F₆ responderam tanto à adição de resíduo orgânico quanto à de fertilizante, sendo verificados, em relação ao L0, aumentos de 5,0%, para a F₃ e de 23,08% para a F₆. Na área sob mata, os incrementos no C oxidável foram de 6,06% (F₃) e de 11,54% (F₆), em relação ao L0.

O teor de C oxidável da F₆₋₃ (Figura 3.4c) e F₉₋₆ (Figura 3.4d) aumentou linearmente com o acréscimo nas doses de lodo, promovendo incrementos de até 68,4% (F₆₋₃) e 203% (F₉₋₆), enquanto na F₁₂₋₉ (Figura 3.4e) esse efeito foi quadrático e inverso ao observado para as F₃ e F₆.

Rovira & Vallejo (2002) destacam que a resistência à hidrólise ácida é comum a muitos polímeros orgânicos recalcitrantes (ligninas, suberinas, resinas e ceras), possibilitando separar a MOS lábil da recalcitrante. Assim, quanto mais resistentes à oxidação (F₆₋₃ < F₉₋₆ < F₁₂₋₉), mais recalcitrantes são as formas de C, de modo que se observa um maior incremento de C oxidável na F₉₋₆, sensíveis à elevação das doses, à medida que as formas de C oxidável na F₁₂₋₉ acumulam

menos C com a elevação das doses de lodo, podendo-se inferir que a $F_{12,9}$ foi influenciada em menor magnitude pela aplicação continuada de lodo de esgoto, em razão de ser constituída de compostos orgânicos em avançado estágio de humificação.

Quanto ao percentual de C oxidável, em relação ao Corg, para as F_3 (Figura 3.5a) e F_6 (Figura 3.5b), o efeito das doses de lodo de esgoto sobre os teores de C-oxidável foi linear decrescente. Os percentuais variaram entre 24,8 e 40,2% na F_3 e entre 43,4 e 67,4% na F_6 e esses valores se aproximam dos encontrados por Andrade (2004), que verificou cerca de 50% do C oxidável associado a F_6 . Entretanto, esses valores são maiores que os observados por Freitas et al. (2004), avaliando um experimento de longa duração instalado em um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico, na ausência e na presença de adubação orgânica, cujos percentuais foram, respectivamente, 23,7 e 28% na F_3 .

Na fração F_{6-3} , os teores de C extraídos, em relação ao Corg, variaram de 15,8-31,2% (Figura 3.5c), entretanto não houve efeito significativo das doses aplicadas sobre essa fração de C oxidável. Na F_{9-6} , a relação C oxidável/Corg variou de 19,4-35,3% (Figura 3.5d), apresentando um comportamento linear crescente, enquanto, na F_{12-9} , os valores variaram de 6,3 a 19,2% (Figura 3.5e), apresentando o mesmo comportamento em relação ao observado para o C oxidável nessa fração. Freitas et al. (2004) verificaram, para essas frações, teores de C oxidável, perfazendo, respectivamente, para os tratamentos com e sem adubação orgânica, 25,8 e 21,9% (F_{6-3}); 28,9 e 30,7% (F_{9-6}) e 7,7 e 3,5% (F_{12-9}) do Corg do solo.

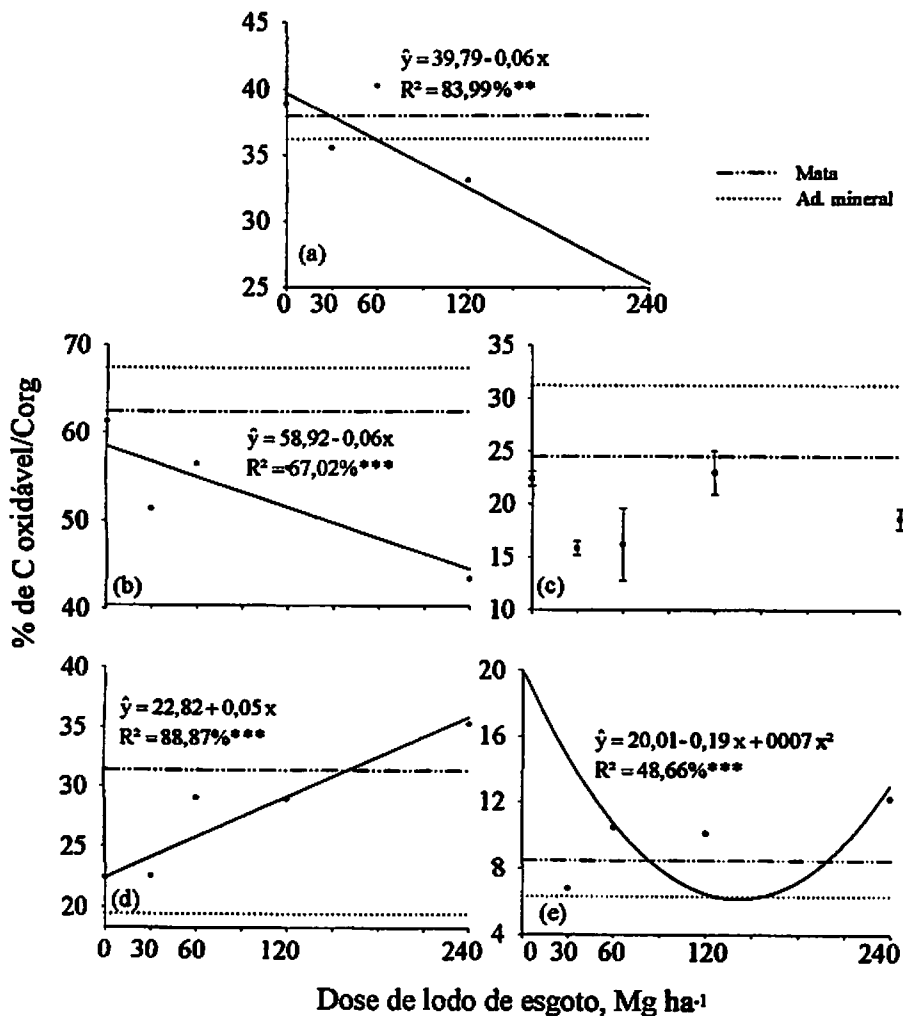


FIGURA 3.5 Efeito das doses de lodo de esgoto nas proporções de C oxidável/Corg da F₃ (a), F₆ (b), F₆₋₃ (c), F₉₋₆ (d) e F₁₂₋₉ (e), aos 60 dias da aplicação do lodo; 0 (L0), 30 (L1), 60 (L2), 120 (L4) e 240 (L8) Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto; **,***, significativo a 1 e 0,1% de probabilidade, respectivamente.

A dinâmica do C de frações oxidáveis da MOS variou de uma dose de lodo de esgoto para outra, sendo notado um enriquecimento relativo de C quimicamente mais estável em detrimento do C-lábil, com o maior uso de lodo de esgoto, o que, de acordo com Rovira & Vallejo (2002), permite inferir que a biodisponibilidade da MOS é diminuída à medida que aumenta a dose de lodo de esgoto adicionada ao solo.

4 CONCLUSÕES

A aplicação de até 120 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, nas condições do presente estudo, aumenta a quantidade de fração leve e o C armazenado nesse compartimento de MOS.

Os teores de C associados às frações areia e silte aumentam linearmente com o acréscimo na dose de lodo de esgoto aplicada, o mesmo não ocorrendo com o C-argila.

O estudo do grau de oxidação da MOS mostra que há diminuição do C-lábil e incremento do C quimicamente mais estável com a elevação das doses de lodo de esgoto aplicadas.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, C.A. Fração orgânica de biossólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um Latossolo cultivado com eucalipto. 2004. 121 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal Agricultural Research*, Victoria, v.46, p.1459-1466, 1995.

CHAN, K.Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic paleustalf under different pasture leys. *Soil Science*, Baltimore, v.166, n.1, p.61-67, Jan. 2001.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Sciences*, New York, v.20, p.1-90, 1992.

CHRISTENSEN, B.T. Carbon in primary and secondary organo-mineral complexes. In: **CARTER, M.R.; STEWART, B.A. (Ed.)**. *Structure and organic matter storage in agricultural soil*, Boca Raton: CRC, 1996. p.97-165. (Advances in Soil Sciences).

FERREIRA, D.F. Análises estatísticas por meio do SISVAR (Sistema para análise de variância) para Windows versão 4.0. In: **REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA**, 45., 2000, São Carlos. Anais... São Carlos: Universidade de São Carlos, 2000. p.255-258.

FLIEßBACH, A.; MÄDER, P. Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biology and Biochemistry*, v.32, p.757-768, 2000.

FREITAS, A.G.; MATOS, E.S.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica e estabilidade de agregados em diferentes sistemas de adubação. In: **FERTBIO**, 2004, Lages. Anais... Lages: UDESC/SBCS, 2004. 1 CD-ROM.

FREITAS, P.L. et al. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.35, n.1, p.157-170, 2000.

FREIXO, A.A. Caracterização da matéria orgânica de Latossolos sob diferentes sistemas de cultivo através de fracionamento físico e espectroscopia de infravermelho. 2000. 86p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

FREIXO, A.A. et al. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.26, p.425-434, 2002a.

FREIXO, A.A. et al. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. Soil and Tillage Research, Amsterdam, v.64, n.3/4, p.221-230, Mar. 2002b.

GAVINELLI, E. et al. A routine method to study soil organic matter by particle-size fractionation: examples for tropical soils. Communications in Soil Science Plant Analysis, v. 26, p.1749-1760, 1995.

GREGORICH, E.G.; JANZEN, H. H. Storage of soil carbon in the light fraction in the macroorganic matter. In: CARTER, M.R.; STEWART, B.A. (Ed.). Structure and organic matter storage in agricultural soil, Boca Raton: CRC, 1996. p.167-190. (Advances in soil sciences)

HOHLA, G.N.; JONES, R.L.; HINESLY, T.D. The effect of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of blount silt loam. Journal of Environmental Quality, Madison, v.7, p.559-563, 1978.

JANZEN, H.H. et al. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.56, p.1799-1806, 1992.

LEFROY, R.D.B.; BLAIR, G.J.; STRONG, W.M. Changes in soil organic matter with cropping as measured by organic carbon fractions and ¹³C natural isotope abundance. Plant and Soil, v.155/156, p.399-402, 1993.

LEITE, L.F.C. Compartimentos e dinâmica da matéria orgânica do solo sob diferentes manejos e sua simulação pelo modelo Century. 2002. 146p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MATTIAZO, M.E.; ANDRADE, C.A. Aplicabilidade de biossólidos em plantações florestais: IV Lixiviação de N inorgânico e toxicidade de metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 2000. p.203-208.

MACHADO, P.L.O.A. Fracionamento físico do solo por densidade e granulometria para a quantificação de compartimentos da matéria orgânica do solo: um procedimento para a estimativa pormenorizada do seqüestro de carbono pelo solo. Rio de Janeiro: EMBRAPA- Solos, 2002. 6p. (Comunicado Técnico, 9).

OLIVEIRA, F.C. Et al. 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. Revista Brasileira de Ciência do Solo. Viçosa, v.26, p.505-519, 2002.

PINHEIRO, E.F.M. et al.Fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo e cobertura vegetal em Paty do Alferes (RJ). Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.28, p.731-737, 2004.

PRESTON, C.M. Applications of NMR to soil organic matter analysis: history and prospects. Soil Science, Baltimore, v.161, p.144-166, 1996.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. Soil and Tillage Research, Amsterdam, v.70, n.2, p.107-119, Apr. 2003.

ROSCOE, R.; MACHADO, P.L.O. de A. Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica. Dourados: EMBRAPA-CPAO/CNPS, 2002, 86p.

ROVIRA, P.; VALLEJO, V.R. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. Geoderma, v.107, p.109-141, 2002.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M.T.; Hungria, M. (Ed.). Biologia dos solos dos cerrados. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. p.465-524.

SOHI, S.P. et al.procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. Soil Science Society of American Journal, v.65, p.1121-1128, 2001.

STEVENSON, F.J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. 2 ed. New York: J. Wiley, 1994. 496p.

YEOMANS, J.C.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Communications in Soil Science Plant Analysis, v.19, n.13, p.1467-1476, 1988.

ANEXOS

TABELA 1A - Análise química de Latossolo submetido a doses continuadas de lodo de esgoto.....	77
TABELA 2A - Recuperação do Corg nas frações da matéria orgânica de um Latossolo submetido a doses crescentes de lodo de esgoto, cultivado com milho, obtidas via fracionamento físico-densimétrico.....	80
TABELA 3A - Coeficiente de variação (CV%) e média geral dos atributos avaliados aos 60 dias em um Latossolo submetido a doses continuadas de lodo de esgoto.....	81
TABELA 4A - Coeficiente de variação (CV%) e média geral dos atributos avaliados aos 180 dias em um Latossolo submetido a doses continuadas de lodo de esgoto.....	82

TABELA 1A Análise química de amostras de Latossolo submetido a doses crescentes de lodo de esgoto, correspondentes aos 60 dias da aplicação desse resíduo em cultivo de milho.

Tratamento	P			K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	N total
	Mehlich I	Resina	Remanescente				
	mg dm ⁻³	mg L ⁻¹	mg dm ⁻³				
Camada de solo de 0-10 cm							
Ad. Mineral	8	19	24	70	3,5	2,2	0,20
L0	2	8	21	38	2,7	2	0,20
L1	38	74	27	45	3,3	2	0,27
L2	66	73	26	40	4,4	1,8	0,27
L4	85	186	27	62	5,4	1,7	0,30
L8	97	321	30	48	4,7	1,8	0,87
Mata	2	6	20	34	0,8	0,2	0,20
Camada de solo de 0-20 cm							
Ad. Mineral	7	16,5	24	67	3,4	2,1	0,2
L0	2	6	20	32	2,7	1,6	0,2
L1	22	45	23	40	3,8	1,4	0,2
L2	63	58	26	35	4,6	1,6	0,3
L4	114	132	25	30	5,0	1,5	0,3
L8	97	321	30	48	4,7	1,8	0,9
Mata	2	6	20	34	0,8	0,2	0,2

L0= 0, L1= 30, L2= 60, L4=120 e L8= 240 t ha⁻¹ de lodo de esgoto e Ad. Mineral =adubação com formulado NPK.

TABELA 1A, Cont.

Tratamento	pH (H ₂ O)	Al ³⁺	H+Al	SB	t	T	V	m
Camada de solo de 0-10 cm								
Ad. Mineral	5,8	0,1	4,1	5,9	5,9	9,9	59	1
L0	5,5	0,2	5,8	4,8	5,0	10,6	46	5
L1	5,6	0,1	5,0	5,6	5,7	10,6	53	2
L2	5,9	0,0	4,4	6,3	6,3	10,7	59	0
L4	5,7	0,0	4,0	7,2	7,2	11,3	64	0
L8	5,2	0,2	6,1	6,6	6,8	12,7	52	3
Mata	4,2	2,6	13,8	1,1	3,6	14,9	7	70
Camada de solo de 0-20 cm								
Ad. Mineral	5,8	0,1	4,2	5,7	5,8	9,9	57	1
L0	5,6	0,3	4,9	4,5	4,7	9,3	47	7
L1	5,6	0,1	4,8	5,2	5,4	10,1	52	3
L2	5,9	0,0	4,0	6,3	6,3	10,3	61	0
L4	5,8	0,0	4,8	6,6	6,6	11,4	57	0
L8	5,2	0,2	6,1	6,6	6,8	12,7	52	3
Mata	4,2	2,6	13,8	1,1	3,7	14,9	7	70

L0= 0, L1= 30, L2= 60, L4=120 e L8= 240 t ha⁻¹ de lodo de esgoto e Ad. Mineral=adubação com formulado NPK.

TABELA 1A, Cont

Tratamento	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S
	mg dm ⁻³					
	Camada de solo de 0-10 cm					
Ad. Mineral	1,7	39,9	10,0	1,7	0,6	7,7
L0	1,0	56,6	13,0	2	0,4	10,5
L1	71,5	81,7	13,5	8,8	0,6	18,0
L2	73,5	88,0	12,5	12,0	0,6	14,6
L4	53,3	156,8	15,5	21,9	0,9	40,2
L8	109,6	236,9	13,1	43,5	1,0	45,2
Mata	0,6	106,6	9,3	1,8	0,6	32,4
Camada de solo de 0-20 cm						
Ad. Mineral	1,6	35,8	9,2	1,6	0,7	6,6
L0	1,7	47,8	10,2	1,9	0,4	6,5
L1	20,5	57,7	11,2	6,5	0,4	13,8
L2	39,8	125,7	11,3	10,4	0,5	14,8
L4	72,3	78,3	12,5	18,8	0,5	25,4
L8	109,7	236,9	13,1	43,5	1,0	45,2
Mata	0,7	106,6	9,3	1,9	0,6	32,5

L0= 0, L1= 30, L2= 60, L4=120 e L8= 240 t ha⁻¹ de lodo de esgoto e Ad. Mineral=adubação com formulado NPK

TABELA 2A Recuperação do Corg nas frações da matéria orgânica de um Latossolo submetido a doses crescentes de lodo de esgoto, cultivado com milho, obtidas via fracionamento físico-densimétrico.

Tratamentos	C-argila	C-silte	C-areia	C-FL	Corg	Recuperação
					recuperado	%
					g kg ⁻¹	
Ad. Mineral	10,10	6,16	1,22	1,31	18,78	92,12
L0	9,75	6,73	1,66	0,78	18,92	111,45
L1	14,79	7,28	2,18	1,47	25,73	108,95
L2	14,50	8,28	2,35	1,19	26,32	105,64
L4	12,27	9,36	2,25	2,17	26,05	94,57
L8	16,83	14,77	2,50	1,64	35,74	109,32
Mata	16,52	8,79	1,93	0,93	28,17	127,75

L0= 0, L1= 30, L2= 60, L4=120 e L8= 240 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto e Ad. Mineral=adubação com formulado NPK.

TABELA 3A Coeficiente de variação (CV%) e média geral dos atributos avaliados aos 60 dias em um Latossolo submetido a doses continuadas de lodo de esgoto.

Atributo	CV (%)	Média Geral
Corg (0-10cm)	4,08	2,5
Corg (0-20cm)	9,31	2,19
C-BM (0-10cm)	19,8	385,379
C-BM (0-20cm)	15,94	397,406
CO ₂ (0-10cm)	8,16	8,63
CO ₂ (0-20cm)	10,5	8,18
qCO ₂ (0-10cm)	22,42	0,58
qCO ₂ (0-20cm)	19,32	0,55
qMIC (0-10cm)	20,65	1,57
qMIC (0-20cm)	21,56	1,88
FL (0-10cm)	17,92	4,63
C-FL (0-10cm)	18,13	1,45
C-areia (0-10cm)	14,27	2,18
C-silte (0-10cm)	17,67	9,28
C-argila (0-10cm)	24	13,62
C-FL/Corg (0-10cm)	13,29	5,69
C-areia/Corg (0-10cm)	17,63	8,87
C-silte/Corg (0-10cm)	22,8	36,6
C-argila/Corg (0-10cm)	23,65	54,81
F ₃ (0-10cm)	12,64	8,44
F ₆ (0-10cm)	6,88	13,24
F _{6.3} (0-10cm)	21,98	4,8
F _{9.6} (0-10cm)	11,6	7,17
F _{12.9} (0-10cm)	15,57	3,06
F ₃ /Corg (0-10cm)	13,38	34,51
F ₆ /Corg (0-10cm)	5,36	53,69
F _{6.3} /Corg (0-10cm)	17,99	19,18
F _{9.6} /Corg (0-10cm)	12,35	27,63
F _{12.9} /Corg (0-10cm)	13,6	12,98

TABELA 4A Coeficiente de variação (CV%) e média geral dos atributos avaliados aos 180 dias em um Latossolo submetido a doses continuadas de lodo de esgoto.

Atributo	CV (%)	Média Geral
Corg (0-10cm)	3,72	2,47
Corg (0-20cm)	6,51	2,57
C-BM (0-10cm)	23,51	392,95
C-BM (0-20cm)	20,86	368,736
CO ₂ (0-10cm)	23,21	4,69
CO ₂ (0-20cm)	19,7	6,06
qCO ₂ (0-10cm)	37,44	0,34
qCO ₂ (0-20cm)	25,84	0,44
qMIC(0-10cm)	22,99	1,71
qMIC(0-20cm)	16,77	1,44