

JOSÉ ROBERTO DE PAULA

**MINERALIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NO SOLO EM  
CONDIÇÃO DE CAMPO**

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

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2012

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

T

P324m  
2012

Paula, José Roberto de, 1965-

Mineralização de resíduos orgânicos no solo em condição  
de campo / José Roberto de Paula. – Viçosa, MG, 2012.  
xix, 90f. : il. ; 29cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 79-85

1. Solos - Teor de compostos orgânicos. 2. Resíduos  
orgânicos. 3. Solos - Teor de nitrogênio. I. Universidade  
Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22. ed. 631.874

JOSÉ ROBERTO DE PAULA

**MINERALIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NO SOLO EM  
CONDIÇÃO DE CAMPO**

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

APROVADA: 19 de junho de 2012.

---

Cristiano Alberto de Andrade

---

Marcos Alves de Magalhães

---

Mônica de Abreu Azevedo

---

Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco

---

Antonio Teixeira de Matos  
(Orientador)

A Deus.  
Aos meus pais Cyrene Rosa e Ernandes Roque (*in memoriam*).  
A todos os meus irmãos.  
À minha esposa Regina Amélia, exemplo de compreensão.  
Às minhas filhas Jéssica e Fabiana, fonte de amizade e alegria.

### **TODO HOMEM SIMPLES**

“Todo homem simples leva em sua alma um sonho,  
com amor e humildade poderá construí-lo.

Se com fé fores capaz de viver humilde,  
mais ditoso tu serás mesmo nada tendo.

Se pusesse cada dia com teu próprio esforço,  
uma pedra sobre outra alto chegarás.

Numa vida simples acharás a forma,  
pela qual teu coração obterá calma.

Os gozos mais singelos sempre são mais belos,  
e são aqueles que ao final serão os maiores.

Pondo e pondo cada dia com teu próprio esforço,  
uma pedra sobre outra alto chegarás.”

(Ignácio Larrañaga)

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus São João Evangelista (IFMG – SJE), pela minha liberação para esta capacitação.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus Bambuí, pela acolhida durante a realização das disciplinas.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV), por intermédio do Departamento de Engenharia Agrícola e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais), pela oportunidade de realizar o Curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos durante parte da capacitação.

Ao meu Orientador Professor Antonio Teixeira de Matos, pelos ensinamentos, pelo incentivo e pela confiança.

Aos Professores Conselheiros Claudionor Camilo da Costa e Júlio César Lima Neves, pela valiosa colaboração e pelos ensinamentos.

Aos membros da banca de defesa da tese, Professor Marcos Alves de Magalhães, Professora Mônica de Abreu Azevedo e Professora Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco, pelas críticas e sugestões para o aprimoramento deste trabalho.

Em especial, ao Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente e Professor do Instituto Agrônomo de Campinas Cristiano Alberto de

Andrade, pela paciência, disponibilidade, pelas críticas construtivas e sugestões em todas as fases de elaboração desta tese.

A todos os professores das disciplinas cursadas, pela valiosa contribuição na minha formação acadêmica e profissional.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola Simão e Graça, pelas orientações.

A toda a equipe da Direção do IFMG – SJE (Gestão 2007-2011), meus amigos, pela visão de futuro implementada no Campus, pelo pronto atendimento e pela compreensão nos momentos de minhas liberações, em especial aos servidores Ângela Rangel Ferreira Tesser e Kléber Gonçalves Glória, pelo acúmulo de tarefas quando em minhas substituições e ausências.

Aos ex-alunos do Curso Técnico em Agropecuária Neyller Lima Figueiredo e José Lucas Cordeiro Santos, companheiros incansáveis e partícipes das etapas de instalação e condução do experimento, bem como da realização de todas as análises laboratoriais, sem a colaboração dos quais seria muito mais difícil a consecução dos objetivos propostos.

A todos os companheiros do DINTER e do MINTER de Bambuí, em especial ao grupo da área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, pelo apoio.

Ao Professor Rogério Amaro Gonçalves, pela excelente coordenação do DINTER e pela calorosa acolhida em sua residência.

Aos meus amigos e companheiros Sérgio, Cássio e Flávio, pelo apoio, pela constante ajuda, pelo convívio agradável e pelos bons e inesquecíveis momentos de descontração vividos em Bambuí.

Ao servidor do IFMG – SJE Luiz Borges da Silva, pela ajuda no preparo dos vasos e da sonda para coleta das amostras.

Aos Professores do IFMG – SJE Jadir Vieira da Silva e Aderlan Gomes da Silva, pela ajuda nas análises estatísticas.

A todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

## BIOGRAFIA

JOSÉ ROBERTO DE PAULA, filho de Ernandes Roque de Paula e Cyrene Rosa da Silva de Paula, nasceu em 5 de abril de 1965, em Barbacena, MG.

Em novembro de 1982, concluiu o Curso de Técnico em Agropecuária na Escola Agrotécnica Federal de Barbacena – MG “DIAULAS ABREU”.

Em 1985, iniciou o curso de Agronomia na Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa-MG, graduando-se em março de 1990.

Em abril de 1990, iniciou o Programa de Pós-Graduação, em nível de Mestrado, em Solos e Nutrição de Plantas no Departamento de Solos da UFV, com área de concentração em Fertilidade do Solo, submetendo-se à defesa da dissertação em dezembro de 1992.

Atuou como professor substituto de maio de 1993 a abril de 1994, na Escola Agrotécnica Federal de Barbacena “DIAULAS ABREU”.

Atuou como responsável técnico da Indústria e Comércio de Fertilizantes Mantiqueira, em Barbacena, de março a agosto de 1995.

Ingressou, em agosto de 1995, como professor efetivo na antiga Escola Agrotécnica Federal de São João Evangelista-MG, atual IFMG – SJE.

Em março de 2009, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em nível de Doutorado, no Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, com área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa da tese em junho de 2012.

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	ix
LISTA DE TABELAS .....	xii
RESUMO .....	xvi
ABSTRACT .....	xviii
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS .....	4
2.1. Objetivo geral .....	4
2.2. Objetivos específicos .....	4
3. REVISÃO DE LITERATURA .....	5
3.1. Geração de resíduos .....	5
3.2. Destinação final de resíduos orgânicos .....	7
3.2.1. Aproveitamento agrícola .....	8
3.2.1.1. Definição da dose de resíduo a ser aplicada no solo .....	10
3.3. Dinâmica da decomposição de resíduos orgânicos .....	12
3.3.1. Modelos e percentual de degradação anual do material orgânico .....	12
3.3.2. Modelos de mineralização do nitrogênio orgânico no solo .....	14
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	17
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	24
5.1. Caracterização da matéria orgânica dos resíduos .....	24
5.2. Mineralização da matéria orgânica dos resíduos .....	26
5.2.1. Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável (CO <sub>f0</sub> ) no solo/resíduo durante o período de monitoramento .....	26
5.2.2. Cinética química e taxa de mineralização da matéria orgânica .....	32

5.2.3. Alternativa para cálculo da taxa de mineralização da matéria orgânica usando os dados observados de $CO_{fo}$ .....	44
5.3. Mineralização do nitrogênio orgânico contido nos resíduos .....	50
5.3.1. Teores de nitrogênio inorgânico no período de incubação.....	50
5.3.2. Cinética química e taxa de mineralização de nitrogênio.....	54
5.3.3. Alternativa para cálculo da taxa de mineralização de nitrogênio dos resíduos usando os dados observados de NO.....	61
5.4. Relação C/N durante o período de incubação dos resíduos no solo .....	72
6. RESUMO E CONCLUSÃO .....	76
REFERÊNCIAS .....	79
APÊNDICES .....	86

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Detalhe dos buracos feitos no solo para colocação dos vasos (a) e dos vasos depois de enterrados, apresentando topo rente à superfície do solo (b).....19
- Figura 2 - Detalhe dos vasos perfurados no fundo e nas paredes laterais.....19
- Figura 3 - Detalhe dos vasos que receberam, superficialmente, esterco de bovinos (a) e composto de lixo urbano (b).....21
- Figura 4 - Detalhe da coleta das amostras nos tratamentos com incorporação dos resíduos orgânicos utilizando-se sonda com comprimento de 40 cm. ....21
- Figura 5 - Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram incorporados os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.....30
- Figura 6 - Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram aplicados superficialmente os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento. ....30
- Figura 7 - Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) e respectivas equações de regressão dos dados obtidos durante a decomposição dos resíduos orgânicos incorporados ao solo.....34
- Figura 8 - Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável e respectivas equações de regressão dos dados obtidos

durante a decomposição dos resíduos orgânicos aplicados superficialmente ao solo. ....	35
Figura 9 - Concentração de nitrogênio inorgânico no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram incorporados os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento. ....	51
Figura 10 - Concentração de nitrogênio inorgânico no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram aplicados superficialmente os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.....	51
Figura 11 - Concentração acumulada de nitrogênio inorgânico ( $N_{inorgA}$ ) no solo-controle e nas amostras de solo às quais foram incorporados os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento. ....	55
Figura 12 - Concentração acumulada de nitrogênio inorgânico ( $N_{inorgA}$ ) no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram aplicados superficialmente os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.....	55
Figura 13 - Nitrogênio inorgânico acumulado ( $N_{inorgA}$ ) e respectivas equações de regressão dos dados obtidos durante a decomposição dos resíduos orgânicos, incorporados ao solo. ....	58
Figura 14 - Nitrogênio inorgânico acumulado ( $N_{inorgA}$ ) e respectivas equações de regressão dos dados obtidos durante a decomposição dos resíduos orgânicos, aplicados superficialmente no solo. ....	59
Figura 15 - Concentração de nitrogênio orgânico no solo-controle e nas amostras de solo às quais foram incorporados os diferentes resíduos orgânicos durante os 360 dias de monitoramento. ....	68
Figura 16 - Concentração de nitrogênio orgânico no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram aplicados superficialmente os diferentes resíduos orgânicos durante os 360 dias de monitoramento. ....	68

Figura 17 - Relações C/N monitoradas no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram incorporados os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento. ....	73
Figura 18 - Relações C/N monitoradas no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram aplicados superficialmente os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento. ....	73
Figura 1A - Aspecto do composto de lixo urbano (CL) aplicado superficialmente ao solo receptor, nos meses de dezembro de 2010 (a) e maio (b) e novembro (c) de 2011.....	87
Figura 2A - Aspecto do esterco de bovinos (EB) aplicado superficialmente, nos meses de dezembro de 2010 (a) e maio (b) e novembro (c) de 2011. ....	88

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características químicas e físico-químicas dos resíduos orgânicos .....	24
Tabela 2 - Concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram incorporados, obtidas durante o período de monitoramento .....	28
Tabela 3 - Concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados superficialmente, obtidas durante o período de monitoramento .....	29
Tabela 4 - Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem <sup>(1)</sup> da decomposição do material orgânico, obtidos a partir dos ajustes dos dados de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) em solos nos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente e taxa de mineralização após 360 dias de monitoramento .....	33
Tabela 5 - Análise de variância para se testar o efeito do tipo de resíduo, do tempo de monitoramento e da interação resíduo*tempo na concentração de carbono orgânico facilmente oxidável no solo em que o resíduo foi incorporado .....	36
Tabela 6 - Dados climáticos obtidos durante o período de condução do experimento <sup>(1)</sup> .....	38

Tabela 7 - Taxas de mineralização de $CO_{fo}$ ( $TmCO_{foEst}$ ) estimadas após ajustes de equações de cinética de primeira ordem <sup>(1)</sup> em diversos tempos de decomposição do material orgânico, em solos nos quais os resíduos foram incorporados .....	40
Tabela 8 - Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem <sup>(1)</sup> da decomposição do material orgânico, obtidos a partir dos ajustes dos dados de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) em solos nos quais os resíduos foram aplicados superficialmente e taxa de mineralização após 360 dias de monitoramento .....	46
Tabela 9 - Média dos valores de $CO_{fo}$ obtidos nos três primeiros meses após a aplicação do resíduos ( $CO_{fo(i)}$ ) e média dos valores de $CO_{fo}$ dos três últimos meses do período de um ano de monitoramento ( $CO_{fo(f)}$ ) (médias após a subtração do $CO_{fo}$ do solo-controle) e taxas de mineralização dos resíduos em função do $CO_{fo(i)}$ após um ano de incubação .....	48
Tabela 10 - Valores de coeficiente das correlações simples (r) entre características químicas e físico-químicas dos resíduos e taxas de mineralização do carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) do solo, aos 360 dias.....	49
Tabela 11 - Concentrações de nitrogênio inorgânico no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados incorporados, obtidas durante o período de monitoramento ....	52
Tabela 12 - Concentrações de nitrogênio inorgânico no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados superficialmente, obtidas durante o período de monitoramento.....	53
Tabela 13 - Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem <sup>(1)</sup> da decomposição do material orgânico, obtidos a partir dos ajustes dos dados da acumulação de nitrogênio inorgânico em solos aos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente .....	57
Tabela 14 - Taxas de mineralização de N ( $TmNO_{Est}$ ) estimadas após ajustes de equações de cinética de primeira ordem <sup>(1)</sup> em	

	diversos tempos de decomposição do material orgânico, em solos nos quais os resíduos foram incorporados e dispostos superficialmente.....	63
Tabela 15	- Concentrações de nitrogênio orgânico (NO) no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados, obtidas durante o período de monitoramento.....	66
Tabela 16	- Concentrações de nitrogênio orgânico (NO) no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados superficialmente, obtidas durante o período de monitoramento.....	67
Tabela 17	- Média dos valores de NO obtidos nos três primeiros meses após a aplicação dos resíduos ( $NO_{(i)}$ ) e média dos valores de NO dos três últimos meses do período de um ano de monitoramento ( $NO_{(f)}$ ) (médias após a subtração do NO do solo-controle) e taxas de mineralização dos resíduos em razão do $NO_{(i)}$ após um ano de incubação.....	69
Tabela 18	- Valores de coeficiente das correlações simples (r) entre características químicas e físico-químicas dos resíduos e as taxas de mineralização do nitrogênio orgânico (NO) do solo receptor dos resíduos, aos 360 dias .....	71
Tabela 19	- Relações carbono/nitrogênio no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram incorporados, obtidas durante o período de monitoramento.....	74
Tabela 20	- Relações carbono/nitrogênio no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados superficialmente, obtidas durante o período de monitoramento .....	75
Tabela 1A	- Resumo das análises de variância das concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável, nitrogênio inorgânico, nitrogênio orgânico, nitrogênio orgânico acumulado e relação carbono/nitrogênio obtida durante a	

decomposição dos resíduos orgânicos, incorporados ao solo .....	89
Tabela 2A - Resumo das análises de variância das concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável, nitrogênio inorgânico, nitrogênio orgânico, nitrogênio orgânico acumulado e relação carbono/nitrogênio obtida durante a decomposição dos resíduos orgânicos aplicados superficialmente ao solo .....	90

## RESUMO

PAULA, José Roberto, D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, junho de 2012. **Mineralização de resíduos orgânicos no solo em condição de campo**. Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientadores: Claudionor Camilo da Costa e Júlio César Lima Neves.

A decomposição e mineralização de formas orgânicas de carbono e de nitrogênio de esterco de bovinos, de galinhas poedeiras e de suínos, além de composto de lixo urbano e lodo de esgoto, foram monitoradas, em condição de campo, quando esses resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd) do município de São João Evangelista, MG. Para isso, os referidos resíduos foram incubados durante 360 dias, período em que foram retiradas amostras para análise de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) e nitrogênio total ( $N_T$ ), orgânico (NO), amoniacal e nítrico. Quando incorporados ao solo, as taxas de mineralização de  $CO_{fo}$  estimadas, utilizando-se as equações exponenciais de primeira ordem ajustadas ( $TmCO_{foEst}$ ), variaram de 24,0 a 120,5%. As constantes de decomposição do  $CO_{fo}$  ( $k_c$ ) dos resíduos incorporados variaram de  $0,000354\ d^{-1}$  ( $0,129\ ano^{-1}$ ) a  $0,000708\ d^{-1}$  ( $0,258\ ano^{-1}$ ). As constantes de decomposição do  $CO_{fo}$  ( $k_c$ ) dos resíduos aplicados superficialmente ao solo receptor variaram de  $0,000866\ d^{-1}$  ( $0,316\ ano^{-1}$ ) a  $0,002696\ d^{-1}$  ( $0,984\ ano^{-1}$ ). No entanto, para a forma de aplicação superficial dos resíduos e nas condições deste trabalho, o método de cálculo de  $TmCO_{foEst}$  não se mostrou adequado, tendo em vista que

foram obtidos valores irreais. As taxas de mineralização calculadas utilizando-se parâmetros das equações exponenciais de primeira ordem ( $TmCO_{fo(L)}$ ) apresentaram variação de 20,3 a 60,1% e foram mais coerentes considerando a condição de aplicação superficial dos resíduos. Incorporados ao solo receptor, as taxas de mineralização do  $CO_{fo}$  dos resíduos, calculadas tomando-se o carbono orgânico facilmente oxidável inicial ( $CO_{fo(i)}$ ) como referencial ( $TmCO_{fo(i)}$ ), variaram de 34,0 a 92,7% e, quando os resíduos foram aplicados na superfície dos solos, as  $TmCO_{fo(i)}$  variaram de 55,1 a 100,0%. Quando incorporados ao solo, as taxas de mineralização de NO estimadas, utilizando-se as equações exponenciais de primeira ordem ajustadas ( $TmNO_{Est}$ ), variaram de 13,2 a 60,2%. As constantes médias de acúmulo de nitrogênio ( $k_N$ ) dos resíduos incorporados variaram de  $0,000179 d^{-1}$  ( $0,065 ano^{-1}$ ) a  $0,000975 d^{-1}$  ( $0,356 ano^{-1}$ ). Quando dispostos superficialmente ao solo, as  $TmNO_{Est}$  variaram de 18,6 a 64,6%. As constantes médias de acúmulo de nitrogênio ( $k_N$ ) dos resíduos dispostos superficialmente variaram de  $0,000085 d^{-1}$  ( $0,031 ano^{-1}$ ) a  $0,002688 d^{-1}$  ( $0,981 ano^{-1}$ ). Quando incorporados ao solo, as taxas de mineralização do NO dos resíduos, calculadas tomando-se o nitrogênio orgânico inicial ( $NO_{(i)}$ ) como referencial, ou seja,  $TmNO_{(i)}$ , variaram de 40,7 a 72,5% e, quando os resíduos foram aplicados na superfície dos solos, as  $TmNO_{(i)}$  variaram de 51,3 a 70,4%. Independentemente das formas de cálculo e de aplicação dos resíduos, somente a  $TmNO_{Est}$  de 13,2%, quando da incorporação do LE, foi inferior aos 20%, preconizados na Resolução Nº 375/2006 do CONAMA. As demais taxas de mineralização de NO encontradas foram superiores à fração de mineralização mínima estabelecida na Resolução CONAMA Nº 375/2006, para LE digerido anaerobicamente. Alterações nas taxas de mineralização de  $CO_{fo}$  e NO, nas constantes de decomposição do  $CO_{fo}$  ( $k_c$ ) e nas constantes de acúmulo de nitrogênio ( $k_N$ ) estiveram associadas à forma de aplicação do resíduo no solo (forma incorporada ou superficial) e à forma de amostragem efetuada.

## ABSTRACT

PAULA, José Roberto, D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, June, 2012. **Mineralization of organic residues in soil under field conditions.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-Advisers: Claudionor Camilo da Costa and Júlio César Lima Neves.

The decomposition and mineralization of organic carbon and nitrogen from manure of cattle, laying hens and pigs, and urban waste compost and sewage sludge, were monitored in field conditions, when these residues were incorporated or applied superficially in Red-Yellow Latosol (LVAd) in the city of St. John the Evangelist - MG. For this, the residues were incubated for 360 days, during which samples were taken for analysis of oxidizable organic carbon ( $CO_{fo}$ ) and total nitrogen ( $N_T$ ), organic (NO), ammonium and nitrate. When incorporated into the soil mineralization rates of  $CO_{fo}$  estimated, using the first-order exponential equation set ( $TmCO_{foEst}$ ) ranged from 24,0 to 120,5%. The constants of decomposition of  $CO_{fo}$  ( $k_c$ ) of varied residues incorporated  $0,000354 d^{-1}$  ( $0,129 year^{-1}$ ) to  $0,000708 d^{-1}$  ( $0,258 year^{-1}$ ). The constants of decomposition of  $CO_{fo}$  ( $k_c$ ) applied superficially to the waste receiver soil ranged from  $0,000866 d^{-1}$  ( $0,316 year^{-1}$ ) to  $0,002696 d^{-1}$  ( $0,984 year^{-1}$ ), however, to form surface application of the waste and under the conditions of this work, the calculation method  $TmCO_{foEst}$  was not suitable in view unrealistic values that were obtained. Mineralization rates calculated using the parameters of the exponential equations of first order ( $TmCO_{fo(L)}$ ), showed a variation from 20,3 to 60,1% and were more consistent considering

the condition of the surface application of waste. Receptor incorporated in the soil, the rate of mineralization  $CO_{fo}$  waste, calculated by taking the initial oxidizable organic carbon ( $CO_{(i)}$ ) as reference ( $TmCO_{fo(i)}$ ), varied from 34,0 to 92,7% and when wastes were applied at the soil surface, the  $TmCO_{fo(i)}$  ranged from 55,1 to 100,0%. When added to soil mineralization rates of NO estimated, using the exponential equations of first order set ( $TmNO_{Est}$ ) ranged from 13,2 to 60,2%. The constant average accumulation of nitrogen ( $k_N$ ) of the residues incorporated ranged from  $0,000179 d^{-1}$  ( $0,065 year^{-1}$ )  $0,000975 d^{-1}$  ( $0,356 year^{-1}$ ). When applied superficially to the ground  $TmNO_{Est}$  ranged from 18,6 to 64,6%. The constant average accumulation of nitrogen ( $k_N$ ) of waste disposed on the surface ranged from  $0,000085 d^{-1}$  ( $0,031 year^{-1}$ ) to  $0,002688 d^{-1}$  ( $0,981 year^{-1}$ ). When incorporated into the soil, mineralization rates of NO waste, calculated by taking the initial organic nitrogen ( $NO_{(i)}$ ) as a reference,  $TmNO_{(i)}$  ranged from 40,7 to 72,5%, and when residues were applied on the surface of the soil,  $TmNO_{(i)}$  ranged from 51,3 to 70,4%. Regardless of the forms of calculation and application of waste, only 13,2%  $TmNO_{Est}$ , when the incorporation of sewage sludge, was below the 20% recommended in Resolution N° 375/2006 of CONAMA. Other mineralization rates found were higher than the NO mineralization rate established minimum in CONAMA Resolution N° 375/2006 to LE digested anaerobically. Variations in rates of mineralization and NO  $CO_{fo}$ , the constant of decomposition of  $CO_{fo}$  ( $k_c$ ) and the constant accumulation of nitrogen ( $k_N$ ) were associated with the application form of the residue in the soil (as incorporated or surface) and the form of sampling performed.

## 1. INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial tem contribuído significativamente para o aumento na produção de diferentes tipos de resíduos orgânicos. Entre as várias possibilidades de utilização desses resíduos, a aplicação no solo é uma das mais promissoras delas, pois, além das vantagens relacionadas à melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, apresenta baixo custo operacional, em comparação com outras possibilidades de descarte.

A utilização de resíduos orgânicos de origem agrícola, urbana ou industrial na agricultura é fundamentada na sua decomposição após a sua disposição no solo. Em solos tropicais e subtropicais altamente intemperizados, a matéria orgânica tem grande importância no fornecimento de nutrientes às culturas, na retenção de cátions, na complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes, na estabilidade da estrutura, na infiltração e retenção de água, na aeração e na atividade e diversidade microbiana, constituindo, assim, um componente fundamental da sua capacidade produtiva (STEVENSON, 1994).

Entre os resíduos orgânicos normalmente utilizados na agricultura estão os esterco de animais, algumas palhas, tortas de filtro e de mamona, restos orgânicos de lixo doméstico e lodo de esgoto que podem ser usados isoladamente ou na forma de compostos.

O conhecimento das características do resíduo relacionadas à degradação microbiológica pode contribuir para a previsão de seu comportamento no solo, permitindo definir referenciais úteis para o

estabelecimento de doses máximas a serem aplicadas aos solos. A qualidade da matéria orgânica dos resíduos orgânicos pode ser determinante na taxa de degradação do carbono adicionado ao solo (HATTORI; MUKAI, 1986). Pode-se, então, pensar na quantificação e uso de alguns compostos orgânicos, ou índices calculados a partir destes, para previsão de degradação no solo, reduzindo custos, facilitando o acesso à informação e, conseqüentemente, ao uso agrícola do resíduo (ANDRADE et al., 2006).

A degradação do carbono e a concentração de nitrogênio mineralizado podem ser estimadas com a utilização de modelos matemáticos, os quais quantificam essa concentração em função do tempo (CAMARGO et al., 1999; BOEIRA et al., 2002; BARROS, 2005; MARTINES et al., 2006; VANEGAS CHÁCON, 2006; BOEIRA et al., 2011). Segundo Pereira (2003), a relação entre as variáveis envolvidas no processo de decomposição da matéria orgânica é, geralmente, descrita por modelos não lineares, destacando-se os modelos exponenciais.

Devido à complexidade e ao grande número de fatores que afetam a dinâmica do carbono e do nitrogênio no solo, tem sido difícil, segundo Barros et al. (2010), encontrar características desse meio que, indiretamente, possibilitem estimativas dos parâmetros dos modelos de mineralização e prever a mineralização de formas orgânicas em resíduos, quando da sua aplicação ao solo tem sido um desafio.

A taxa de degradação de resíduos orgânicos tem sido, em geral, determinada sob condições controladas de temperatura e umidade, em que amostras de solo e resíduo, e somente solo (controle), são incubados por períodos variáveis de 60 a 90 dias, medindo-se periodicamente a quantidade de carbono emanada na forma de CO<sub>2</sub> (C-CO<sub>2</sub>) (VANEGAS CHÁCON, 2006; BOEIRA et al., 2009). Andrade (2004) comentou, porém, que essas avaliações, denominadas respirométricas, são de longa duração e apresentam custos relativamente elevados.

Dados da literatura são pouco conclusivos acerca da qualidade da fração orgânica de lodos de esgoto, sua dinâmica depois da adição ao solo e efeitos na magnitude do estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica residual (ANDRADE, 2006).

Pouco se sabe sobre efeito das características do resíduo, do clima e da forma de disposição no solo, entre outros fatores, sobre a taxa de mineralização de resíduos orgânicos no solo, principalmente em experimentos conduzidos em condições de campo. Por consequência, existe carência de informações sobre a disponibilização de nitrogênio quando da aplicação de um resíduo orgânico no solo, notadamente no que se refere às condições edafoclimáticas brasileiras. Por essa razão, estudos relacionados ao assunto assumem grande importância para estabelecer critérios e práticas tecnicamente adequados para se resguardar, além do atendimento das necessidades nutricionais das culturas, a qualidade do solo e dos mananciais de água superficial e subterrânea, em áreas de disposição final desses resíduos.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

Estimar a taxa e percentual anual de mineralização de cinco diferentes resíduos orgânicos em condição de campo, quando aplicados superficialmente ou incorporados em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd) do Município de São João Evangelista, MG.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Analisar a dinâmica do carbono orgânico facilmente oxidável, do nitrogênio e da relação C/N durante o processo de decomposição de diferentes resíduos orgânicos em condição de campo.
- Investigar o efeito da forma de disposição (superficial ou incorporada) na taxa e no percentual anual de mineralização dos resíduos orgânicos.

### **3. REVISÃO DE LITERATURA**

#### **3.1. Geração de resíduos**

Toda atividade do homem tem como consequência a produção de resíduos e a alteração do meio que o cerca (ABREU JUNIOR et al., 2005). A produção de resíduos está estreitamente relacionada com o crescimento populacional e industrial em todo o mundo (VANEGAS CHACÓN, 2006).

O crescimento demográfico das cidades tem ocasionado uma série de problemas sociais e ambientais, entre eles a geração de resíduos, cujo descarte no ambiente não tem sido feito de modo apropriado (DIAS, 2005). A temática “resíduos sólidos” tem sido avaliada e estudada, procurando-se minimizar sua geração e selecionar técnicas ambientalmente adequadas de reutilização e destinação final dos materiais.

Os resíduos orgânicos têm sua origem nas atividades agrícolas, industriais e urbanas. Restos de cultura e esterco são resíduos de origem estritamente agrícola, enquanto resíduos sólidos e esgoto são os principais resíduos oriundos das atividades urbanas.

Entre os resíduos orgânicos industriais, merecem destaque os oriundos da agroindústria, pois, em razão da sua origem, a probabilidade de apresentarem contaminantes em sua composição é pequena. Um exemplo são os gerados pela indústria de açúcar e álcool, sendo os principais a torta de filtro, fuligem e vinhaça, que são reciclados nas áreas agrícolas da

própria usina (PIRES; MATTIAZZO, 2008). Outros resíduos com potencial fertilizante são palhas, esterco, farinhas e tortas; resíduos domésticos e urbanos, como lixo e lodo de esgoto e material vegetal (GUIMARÃES et al., 2002).

Em diagnóstico da situação atual dos resíduos sólidos apresentados no Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2011), as estimativas de geração de resíduos oriundos das agroindústrias associadas à agricultura, para o Brasil, são em torno de 290.838.411 toneladas, no ano de 2009. Os resíduos que mais contribuíram com esses valores, cerca de 69% foram o bagaço e a torta de filtro, oriundos do processamento da cana-de-açúcar e gerados, em sua maior quantidade, na Região Sudeste. A produção total estimada de dejetos pela pecuária, no Brasil, foi de 1.703.773.970 Mg ano<sup>-1</sup>, sendo 32% desses resíduos gerados na Região Centro-Oeste, onde está a maior parte da criação de bovinos de corte. No entanto, como a criação de bovinos de corte ocorre, em sua maioria, no modelo extensivo, esses dejetos ficam principalmente dispostos no solo, servindo como adubo, não havendo viabilidade de seu aproveitamento em sistemas de biodigestão e, ou, compostagem. Considerando apenas os dejetos gerados pelas criações de aves, suínos e bovinos de leite (predominantemente confinadas ou semiconfinadas), estimou-se uma produção total de 365.315.261 Mg ano<sup>-1</sup> de dejetos.

A fração orgânica dos resíduos sólidos pode ser compostada e originar o composto de lixo, com possibilidade para uso na agricultura como fertilizante orgânico. Embora o saneamento básico no Brasil ainda seja precário, o esgoto sanitário, quando tratado, gera resíduo, predominantemente orgânico, denominado lodo de esgoto (ANDRADE et al., 2006), fonte de matéria orgânica disponível em quantidades crescentes e que poderá ter na agricultura o seu destino final, sendo alternativa viável dos pontos de vista social, econômico e ambiental, caracterizando-se, portanto, como material útil à sociedade.

### 3.2. Destinação final de resíduos orgânicos

Entre as várias formas de destinação final, podem ser mencionadas a incineração e produção de energia. No entanto, a reciclagem via utilização agrícola (adubação de plantas, recuperação de áreas degradadas, reflorestamento e compostagem) tem apresentado maior potencial, devido à melhoria nas características químicas, físicas e biológicas dos solos, diminuindo custos no processo produtivo (MELO; MARQUES, 2000).

As atividades de produção pecuária de caráter intensivo geram grandes quantidades de esterco, o que tem motivado a utilização de várias técnicas para sua eliminação e beneficiamento, entre elas a incorporação ao solo como fertilizante, a produção de biogás, a compostagem e utilização como substrato (MIKKELSEN, 2000). Estercos de bovinos, frangos, suínos, torta de filtro e de mamona, adubos verdes, turfa etc. estão entre os muitos resíduos orgânicos da agroindústria e da agricultura que podem ser usados nas atividades agrícolas (KIEHL, 1985).

Reconhecendo sua potencialidade como alternativa na manutenção de níveis adequados de matéria orgânica no solo, o uso eficiente dos resíduos orgânicos, derivados de atividades antrópicas, deve-se iniciar mediante o conhecimento de suas características químicas e bioquímicas no estado *in natura*, assim como do grau de estabilidade e maturação, quando utilizados na forma de composto.

Segundo Pires e Mattiazzo (2008), a escolha do meio mais adequado para a disposição de um resíduo deve ser criteriosa, considerando-se desde o processo gerador do resíduo até os efeitos dessa disposição no longo prazo.

A opção da disposição de resíduos orgânicos em solos agrícolas é econômica, social e ambientalmente mais sustentável, no médio e no longo prazo, do que a incineração ou, mesmo, a disposição em aterros sanitários. Entretanto, há que se considerar a disponibilidade e os custos de transporte e da aplicação do resíduo na área agrícola.

### 3.2.1. Aproveitamento agrícola

No aproveitamento agrícola de resíduos, devem ser maximizados os benefícios agronômicos da prática, procurando-se aumentar os teores de matéria orgânica e de nutrientes do solo. Assim, como para outras opções de disposição, a avaliação da viabilidade de se reciclar um resíduo na agricultura deve ser cuidadosa e detalhada, evitando que uma atividade desejável do ponto de vista ambiental se torne prejudicial ao ambiente. Abreu Júnior et al. (2005) afirmaram que o aproveitamento agrícola de resíduos é bem vindo, desde que sejam atendidas as disposições legais e descartada a possibilidade de esses materiais virem a contaminar o solo, a água e as plantas.

Na perspectiva agrícola, o uso dos esterco como fertilizantes orgânicos representa adubação, proteção ambiental e conservação de recursos naturais, uma vez que, segundo Matos (2007), entre outros benefícios, a disposição adequada dos esterco no solo proporciona melhoria da estruturação e estabilização dos agregados, aumento da macroporosidade total, melhoria das condições físico-hídricas, aumento da capacidade de retenção de água, disponibilização de macro e micronutrientes, complexação/quelatação de substâncias tóxicas e aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e potencial.

A reciclagem de resíduos em solos agrícolas é alternativa muito utilizada em vários países, como Estados Unidos, Holanda, Austrália, entre outros. Além disso, tem sido mundialmente difundido o uso de resíduos orgânicos urbanos como fertilizantes e, ou, condicionadores do solo, destacando-se a utilização de composto orgânico de lixo e o lodo de esgoto.

O interesse no uso de resíduos orgânicos na agricultura brasileira está fundamentado nos elevados teores de carbono em compostos orgânicos e de nutrientes, além do aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) e da neutralização da acidez que podem proporcionar ao solo (ABREU JUNIOR et al., 2005).

Após a aplicação de resíduos orgânicos ao solo, há oxidação de seus compostos de carbono, que são transformados em gás carbônico e água, permanecendo o húmus, de comprovado benefício agronômico, uma

vez que traz melhorias na qualidade e potencial produtivo dos solos agrícolas (BOEIRA et al., 2009). A conservação da matéria orgânica nos sistemas de produção agrícola, como um dos principais fatores na produtividade do solo, tem recebido atenção como indicador do equilíbrio ecológico nos trópicos (HAUSER et al., 2005). Segundo Mengel (1996), a incorporação dos materiais orgânicos ao solo incrementa o fluxo de carbono no sistema, sendo utilizado como energia pelos microrganismos, promovendo uma série de transformações biológicas de nutrientes. Conseqüentemente, a adição de matéria orgânica ao solo, na forma de insumo agrícola, é importante na recuperação das perdas anuais de carbono, melhorando a qualidade física, química e biológica do solo (GOYAL et al., 1999). Essas premissas se tornam verdadeiras, principalmente no que se refere a solos muito intemperizados e vulneráveis à degradação (VARGAS; HUNGRIA, 1997). Solos com teores de matéria orgânica baixos, pouco férteis e sob práticas culturais inapropriadas são alguns dos fatores de baixa produtividade na agricultura brasileira.

O uso agrícola de resíduos orgânicos da agropecuária e agroindústria tem sido amplamente reportado (KIEHL, 1985; NICHOLSON et al., 1996; VELTHOF et al., 1998). Somando-se ao lodo de esgoto e lixo urbano, há grande número de outros resíduos orgânicos de origem agrícola ou industrial, nas formas sólida, pastosa ou líquida (por exemplo, vinhaça, esterco, efluentes de atividades agropecuárias etc.), cujos descartes indevidos também podem causar problemas ambientais. Contudo, esses problemas podem ser minimizados por meio da reciclagem, mediante a análise criteriosa de suas características e avaliação do potencial de uso agrícola, com ou sem pré-tratamento (KIEHL, 1985; DEMATTÊ, 1992; GLÓRIA, 1992; MATTIAZZO-PREZOTTO, 1992; RAIJ et al., 1997).

O lodo de esgoto tem sido utilizado com êxito em plantações florestais, em regiões temperadas (GONÇALVES et al., 2000). Nos países tropicais, seu uso ainda é restrito e pouco estudado, por maiores períodos de tempo, em condições de campo.

O uso do lodo de esgoto na adubação orgânica, entre vários efeitos, melhora as propriedades do solo, a capacidade de retenção de água e a atividade microbiana, contribuindo, dessa forma, para uma agricultura

sustentável. Efeitos benéficos da utilização de lodo de esgoto na agricultura têm sido evidenciados por alguns pesquisadores, como Berton et al. (1989), Oliveira (2000), Simonete (2001) e Rocha et al. (2004). No entanto, permanecem algumas dúvidas sobre a qualidade da fração orgânica do lodo, sua dinâmica após a aplicação no solo e os efeitos no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica nas áreas tratadas com esse resíduo.

Não obstante os benefícios proporcionados, os resíduos sólidos podem apresentar potencial poluidor ou contaminante: sua adição ao solo ou à água pode introduzir elementos inorgânicos e, ou, compostos orgânicos tóxicos e, ou, patógenos na cadeia alimentar.

#### **3.2.1.1. Definição da dose de resíduo a ser aplicada no solo**

Considera-se que as principais preocupações do agricultor, no que se refere ao uso de resíduos orgânicos, devem estar voltadas para o estabelecimento de uma quantidade de N e outros nutrientes, além de compostos inorgânicos e orgânicos tóxicos, patógenos e vetores de doenças, adicionados ao solo. Isso revela que o monitoramento das possíveis alterações que possam ocorrer no sistema agrícola, vinculado à legislação pertinente, é imprescindível para o sucesso da prática agrícola (ABREU JUNIOR et al., 2005).

Devido à heterogeneidade e diversidade de origem dos materiais orgânicos quando adicionados ao solo, é importante enfatizar que, para sua utilização como insumos agrícolas, é preciso considerar o seu potencial fertilizante, com ênfases no N e P, limitantes no desenvolvimento das culturas na maior parte dos solos tropicais (SANCHEZ; LOGAN, 1992), a fertilidade do solo e as necessidades de cada cultura (RIBEIRO et al., 1999).

Sabe-se, por exemplo, da presença de patógenos e parasitas no lodo de esgoto, bem como de metais pesados em resíduos provenientes de áreas com alta concentração de indústrias poluentes (XIN et al., 1992). Dessa forma, sua utilização como insumo agrícola deve estar condicionada ao monitoramento de sua qualidade química e microbiológica (KABATA; PENDIAS, 2000).

Segundo Dias (2005), a maioria das informações disponíveis sobre a quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo, em função do uso de lodo de esgoto, foi obtida em solos de áreas temperadas, com poucas informações disponíveis para solos de clima tropical. Porém, existem algumas experiências no seu emprego, tanto na área agrícola (OLIVEIRA et al., 1995) quanto na área florestal (VAZ; GONÇALVES, 2002; ROCHA et al., 2004; ANDRADE, 2004).

A principal preocupação no que se refere ao uso de composto de lixo urbano na agricultura está relacionada com a utilização de resíduos que não sejam provenientes de coleta seletiva, podendo vir a gerar problemas de contaminação do solo com metais pesados, poluentes orgânicos persistentes e materiais inertes incompatíveis com o solo agrícola (vidros, plásticos não degradáveis e outros). Além disso, o lixo não oriundo de coleta seletiva pode apresentar patógenos em sua composição, devido ao descarte de papéis sanitários junto com materiais orgânicos degradáveis. Um processo de compostagem bem conduzido, em que a temperatura necessária para eliminar os patógenos seja atingida, pode ser eficiente para adequar o composto para uso agrícola e evitar que o agricultor seja contaminado por doenças transmitidas por vetores presentes nesse material (PIRES; MATTIAZZO, 2008).

A determinação das doses de aplicação dos resíduos orgânicos ao solo, inclusive de águas residuárias para fertirrigação, deve considerar as variáveis constituintes do próprio resíduo ou efluente, as necessidades nutricionais e a capacidade de absorção de nutrientes pelas culturas, a disponibilidade de nutrientes e o teor de matéria orgânica do solo (MATOS, 2007).

Segundo Abreu Júnior et al. (2005), a taxa de aplicação do “resíduo orgânico” será definida com base no mais restritivo dos seguintes critérios: N disponível para a cultura; poder de neutralização da reação do solo; e teor de metais pesados no “resíduo” e no solo.

Na Resolução Nº 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (BRASIL, 2006), na qual se estabelecem normas e padrões para aproveitamento agrícola de lodo de esgoto doméstico, na definição da taxa de aplicação de lodo no solo, o nitrogênio a ser disponibilizado anualmente

pelo lodo de esgoto é utilizado como referência. A equação sugerida por Matos (2007) para cálculo das doses de aplicação de resíduos sólidos orgânicos e de águas residuárias para fertirrigação de culturas agrícolas adota, também, o nitrogênio como nutriente referencial. Tanto na equação que consta na Resolução Nº 375/2006 do CONAMA, como na proposta por Matos (2007), uma das variáveis que as compõe é a taxa anual de mineralização do material orgânico dos resíduos. Loehr (1984) propôs diretrizes e estratégias para a gestão de resíduos agropecuários e agroindustriais e apresentou taxas de mineralização do material orgânico contido nesses resíduos. No entanto, os valores apresentados foram obtidos para condições de clima temperado, questionáveis para emprego em regiões de clima tropical.

### **3.3. Dinâmica da decomposição de resíduos orgânicos**

#### **3.3.1. Modelos e percentual de degradação anual do material orgânico**

Partindo da hipótese de que a qualidade da matéria orgânica interfere no processo de decomposição e dinâmica de mineralização dos resíduos, estudos sobre o tema surgem como necessidade, para fazer frente à crescente demanda por conhecimento dos processos que regem os sistemas agrícolas de produção orgânica (LAMPKIN; PADEL, 1994). Nesses estudos é importante conhecer o modelo matemático que descreve os processos em função do tempo (MANZONI; PORPORATO, 2007). O propósito principal do modelo matemático é possibilitar o cálculo das quantidades recomendadas para aplicação do resíduo no solo. Segundo Pereira (2003), a relação entre as variáveis envolvidas no processo de decomposição da matéria orgânica é, geralmente, descrita por modelos não lineares, destacando-se os modelos exponenciais.

Barros et al. (2010) citaram que o processo de decomposição da matéria orgânica aplicada no solo poderia ser descrito pelo modelo  $C = A \times t^b$ , em que C é o carbono ligado ao material orgânico decomposto; t o é o

tempo e A e b são parâmetros de ajuste do modelo. Stanford e Smith (1972) propuseram o modelo exponencial simples,  $C = C_0 \times e^{-kt}$ , para descrever a decomposição do carbono orgânico nos solos, em que C se refere à concentração de carbono orgânico degradado em determinado tempo (t) ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $C_0$  é a concentração de carbono orgânico potencialmente mineralizável no solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ ); k é a constante de mineralização ( $\text{d}^{-1}$ ); e t é o tempo decorrido após a incubação do material orgânico com o solo (d).

As taxas de degradação do carbono orgânico dos resíduos estudados por Vanegas Chácon (2006), em período de incubação de 30 dias, foram de 15,67%, 21,17%, 28,98% e 2,57%, respectivamente, para esterco bovino, suíno, de frango e composto orgânico de lixo domiciliar. Loehr (1984) encontrou, em condições de clima temperado, taxas de degradação de 0,50; 0,90; e 0,10  $\text{kg kg}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , respectivamente para esterco fresco de gado de leite, galinha poedeira e lodo compostado. Taxas de degradação de lodos de esgoto após a aplicação no solo se situam comumente na faixa de 20 a 60% do C total adicionado (TERRY et al., 1979; PIRES et al., 2002; SANTOS et al., 2002 *apud* ANDRADE et al., 2006)<sup>1</sup>, considerando-se tempo de incubação de 130 dias. Andrade et al. (2006), com tempo de incubação de 70 dias, encontraram taxa de degradação média de 21,6% para três lodos provenientes do tratamento dos esgotos em sistema de lodos ativados e reator anaeróbico.

Além da compreensão da dinâmica do C adicionado aos solos, via resíduos, outro aspecto em que se têm poucas informações é o que se diz respeito às próprias medidas da mineralização do resíduo. A avaliação da degradabilidade de resíduos orgânicos, de modo geral, é feita a partir de incubação de amostras em condições de laboratório, com medições periódicas da quantidade de  $\text{CO}_2$  emanada, e ao final do período de incubação, normalmente 60 a 90 dias, obtêm-se a taxa de degradação do

---

<sup>1</sup>PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Degradação da carga orgânica, condutividade elétrica e pH de um latossolo tratado com biossólido incorporado ou em superfície (compact disc). In: FERTBIO2002, Rio de Janeiro, 2002. **Resumos...** Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002.

SANTOS, D. S.; ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Degradação da fração orgânica de lodos de esgoto após aplicação no solo (compact disc). In: FERTBIO, Rio de Janeiro, 2002. **Resumos...** Rio de Janeiro: SBCS; SBM; UFFRJ, 2002.

material (ANDRADE, 2004; VANEGAS CHACON, 2006; MARTINES et al., 2006; BOEIRA et al., 2009). Nesses experimentos, presumiu-se que a diferença entre a liberação de CO<sub>2</sub> do solo incubado sozinho e do mesmo solo tratado com o resíduo é proveniente da degradação da fração orgânica adicionada, isto é, do C-orgânico introduzido com a dose do resíduo. Sabe-se, no entanto, que isso não é totalmente verdadeiro e que parte do CO<sub>2</sub> evoluído do solo tratado é proveniente da degradação da matéria orgânica edáfica original (TERRY et al., 1979; BERNAL et al., 1998); relativa ao denominado “*priming effect*” ou efeito *priming*. Entre os escassos trabalhos que avaliaram diretamente o efeito *priming* em solos tratados com lodos de esgoto, pode-se citar o de Terry et al. (1979). Nesse estudo, os autores trabalharam com lodo de esgoto sintético marcado com C<sup>14</sup> adicionado a um solo, em dose correspondente a 22 Mg ha<sup>-1</sup>, e, ao final de 336 dias de incubação, esses autores concluíram que a adição do biossólido aumentou em 100% a degradação da matéria orgânica original do solo. Em estudo de campo, o efeito *priming* pode ter sido o responsável pelos menores teores de C em um Latossolo Vermelho-Amarelo (camada de 0-5 e 5-10 cm), de textura média, sob plantio de eucalipto e tratado com doses de 10, 20 e 40 Mg ha<sup>-1</sup> aplicadas superficialmente e sem incorporação, em comparação com o tratamento fertilização mineral (VAZ; GONÇALVES, 2002).

### **3.3.2. Modelos de mineralização do nitrogênio orgânico no solo**

Aproximadamente, 95% do nitrogênio do solo estão na forma orgânica, não disponível para as plantas, sendo apenas pequena parte mineralizada pelos microrganismos do solo, durante o ciclo de uma cultura (CAMARGO et al., 1999). A mineralização do material orgânico, proporcionando a disponibilização de nitrogênio na forma inorgânica, é importante, tendo em vista que é o processo pelo qual há a transformação da forma não assimilável em mineral, assimilável pelas plantas. Em ambiente aeróbio, o NO é, primeiramente, transformado em amônio e, posteriormente, em nitrito e finalmente em nitrato.

Em função de sua dinâmica e frequentes transformações, a avaliação precisa da disponibilidade de nitrogênio no solo é dificultada, uma vez que é muito influenciada por fatores ambientais e por características do solo (DIAS et al., 1995). A descrição do processo de mineralização, em termos quantitativos, do material orgânico, requer a utilização de equações com muitas variáveis, e algumas delas não podem ser prontamente medidas, mas podem variar de forma pouco previsível (BARROS et al., 2010).

O potencial de mineralização do NO do solo é definido como a fração presente no nitrogênio suscetível à mineralização, pressupondo que essa mineralização seja descrita por uma cinética de primeira ordem (STANFORD; SMITH, 1972).

Os mesmos modelos matemáticos utilizados no estudo da degradação do carbono orgânico são utilizados para descrever a mineralização do NO adicionado ao solo. Um dos mais utilizados é o modelo exponencial simples,  $N_m = N_0 (1 - e^{-kt})$ , proposto por Stanford e Smith (1972), em que  $N_m$  se refere à concentração de nitrogênio orgânico mineralizado em determinado tempo (t) ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $N_0$ , concentração de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável no solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ ); k, constante de mineralização ( $\text{d}^{-1}$ ); e t é o tempo decorrido após a incubação do material orgânico com o solo (d).

Barros et al. (2010), em seu trabalho de parametrização de modelos de mineralização do NO em solo tratado com água residuária de suinocultura, em escala laboratorial, utilizou três modelos, o exponencial simples, o modelo potencial e o modelo proposto por (MARION et al., 1981). Neste trabalho, houve tendência de o modelo exponencial simples subestimar os valores de concentração de NO mineralizado; o modelo potencial foi mais eficiente para prever a mineralização do NO, exceto no solo em que foi aplicada água residuária de suinocultura e que ficou submetido à temperatura de 35 °C, e o modelo proposto por Marion et al. (1981) não se ajustou adequadamente aos dados obtidos.

Vanegas Chacón (2006) observou que o material orgânico do esterco de galinhas e de suínos é mais facilmente biodegradável que o de bovinos e que a mineralização de NO não se pôde ser explicada pela

relação C/N nem pelo teor inicial de nitrogênio nos resíduos, mas sim pela capacidade dos polifenóis totais em complexar proteínas. Esse mesmo autor relatou, ainda, que a quantidade acumulada de nitrogênio inorgânico, em um período de 60 dias de incubação, foi de 4.500 mg kg<sup>-1</sup> para o composto de lodo de esgoto, de 2.000 mg kg<sup>-1</sup> para o composto de lixo domiciliar e de 1.200, 800 e 688 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente, para os esterco de galinhas, bovinos e suínos. Em estudo sobre mineralização de nitrogênio orgânico em solo tropical, Boeira et al. (2002) encontraram fração de mineralização (FM) do NO de lodos de esgoto, em 105 dias de incubação, entre 16% e 32%, sendo a média de 25% superior ao valor da taxa de mineralização anual de 20%, citada para lodos de esgoto digeridos anaerobicamente, na Resolução Nº 375/2006 do CONAMA.

#### 4. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em condição de campo, em área de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), no Setor do Viveiro de Produção de Mudas do IFMG – SJE, em São João Evangelista, MG (latitude:  $-18^{\circ} 32' 52''$ ; longitude:  $-42^{\circ} 45' 48''$ ; e altitude: 690 m).

Os estercos de bovinos (gado de leite) (EB), de galinhas poedeiras (EG) e de suínos (ES) foram coletados nos setores de produção do IFMG – SJE; o lodo de esgoto digerido anaerobicamente (LE) foi obtido na Estação de Tratamento de Esgoto Ipanema, Município de Ipatinga, MG, onde o tratamento do esgoto ocorre em reatores anaeróbios de fluxo ascendente; e o composto de lixo urbano (CL) foi proveniente da área de produção da Central de Resíduos do Vale do Aço, também do Município de Ipatinga. Em outubro de 2010, foram coletados cerca de 50 kg desses resíduos orgânicos, em seus locais de produção. Após a homogeneização manual das amostras e utilizando a técnica de amostragem representativa do quartil, chegou-se às quantidades de cada resíduo (aproximadamente 10 kg) suficientes para a montagem do experimento. Os resíduos com umidade original foram, então, passados em peneira com malha de 4 mm de abertura.

A caracterização dos resíduos envolveu a quantificação das concentrações de  $CO_{fo}$ , de  $N_T$ , de P, Ca, Mg e K; além da determinação dos sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (SFT) e sólidos voláteis totais (SVT). O  $CO_{fo}$  foi determinado por meio de oxidação com dicromato de potássio em meio ácido, enquanto o teor de  $N_T$  foi obtido após a digestão da amostra com ácido sulfúrico, ambos utilizando a metodologia descrita por Matos

(2010). Os teores de Ca, Mg, P e K foram determinados seguindo-se os métodos apresentados por Ribeiro et al. (1999). As determinações de ST, SFT e SVT foram realizadas seguindo o método gravimétrico, apresentado na norma ABNT/NBR 10664 (ABNT, 1989).

As análises da caracterização do LVAd usado no experimento foram realizadas de acordo com Ribeiro et al. (1999). O solo apresentou as seguintes características: pH em água de 5,72; 2,3 mg dm<sup>-3</sup> de P; 50 mg dm<sup>-3</sup> de K; 2,4 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> de Ca<sup>2+</sup>; 0,9 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> de Mg<sup>2+</sup>; 0,1 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> de Al<sup>3+</sup>; 3,54 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> de H+Al; soma de bases trocáveis (SB) de 3,43 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; capacidade de troca catiônica (CTC potencial a pH 7,00) de 6,97 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; saturação por bases (V) de 49%; e CO<sub>fo</sub> de 1,95 dag kg<sup>-1</sup>.

Na área experimental, o solo foi retirado do local, formando buracos, onde foram introduzidos vasos com 30 cm de altura, 25 cm de diâmetro superior e 20 cm de diâmetro inferior (Figura 1). Os vasos, perfurados com 70 orifícios de 1 cm de diâmetro médio, no fundo e nas paredes laterais (Figura 2), foram preenchidos com 11,7 dm<sup>-3</sup> do próprio solo removido. O objetivo da perfuração dos vasos foi possibilitar contato do solo contido no interior do vaso com o circunvizinho, sem restrição ao movimento de solutos entre os dois meios. Todos os vasos foram enterrados de forma que sua parte superior ficasse rente à superfície do solo (Figura 1).

Nesses vasos, adotaram-se duas formas de aplicação dos resíduos: incorporado e disposto superficialmente no solo. Na incorporação dos resíduos orgânicos, esses foram misturados homoganeamente ao solo contido nos vasos. Na aplicação superficial, os resíduos orgânicos foram dispostos na superfície do solo acondicionado nos vasos, não sendo feita qualquer incorporação (Figura 3). A dose aplicada de resíduos orgânicos ao solo foi equivalente à de 333 kg ha<sup>-1</sup> de N (1,95 g vaso<sup>-1</sup> de N), o que correspondeu a 22,1 Mg ha<sup>-1</sup> (129,1 g vaso<sup>-1</sup>) de EB; 31,7 Mg ha<sup>-1</sup> (185,7 g vaso<sup>-1</sup>) de CL; 28,2 Mg ha<sup>-1</sup> (165,3 g vaso<sup>-1</sup>) de EG; 9,7 Mg ha<sup>-1</sup> (56,7 g vaso<sup>-1</sup>) de LE; e 14,1 Mg ha<sup>-1</sup> (82,3 g vaso<sup>-1</sup>) de ES. Essas quantidades equivalentes aplicadas por área foram calculadas considerando-se 2.000.000 kg de solo por hectare (massa de solo em 10.000 m<sup>2</sup>, na camada de 0-20 cm de profundidade e com densidade do solo de 1,0 kg dm<sup>-3</sup>). A dose aplicada ao solo de CO<sub>fo</sub> e NO, em cada tratamento, foi calculada

multiplicando-se a massa do resíduo aplicada pela concentração de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  e  $\text{NO}$  no resíduo.



Figura 1 - Detalhe dos buracos feitos no solo para colocação dos vasos (a) e dos vasos depois de enterrados, apresentando topo rente à superfície do solo (b).



Figura 2 - Detalhe dos vasos perfurados no fundo e nas paredes laterais.

O experimento foi conduzido por período de 360 dias, de dezembro de 2010 a novembro de 2011. Durante esse tempo foram coletadas, mensalmente, amostras com aproximadamente  $80 \text{ cm}^{-3}$  das misturas de solo e resíduos, obtidas de três pontos aleatórios nos vasos, para quantificação dos teores de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  e  $\text{N}_{\text{T}}$ , conforme Matos (2010); dos teores de nitrato,

conforme Mendonça e Matos (2005), adaptados de Yang et al. (1998); e dos teores de amônio, conforme Mendonça e Matos (2005), adaptados de Kempers e Zweers (1986). A concentração de NO foi obtida descontando-se a concentração das formas minerais do valor de  $N_T$ . A coleta mensal das amostras nos tratamentos com a incorporação dos resíduos orgânicos foi realizada com o uso de uma sonda com comprimento de 40 cm (Figura 4), suficientes para atingir o fundo dos vasos. Nos tratamentos que receberam aplicação superficial dos resíduos, a amostragem foi realizada com o uso de uma colher, com coleta efetuada na profundidade de 0 a 2 cm.

O delineamento experimental adotado foi o de blocos completos casualizados com quatro repetições, em esquema fatorial 5 x 2 (cinco resíduos orgânicos e duas formas de aplicação). Para controle experimental, foi incluído um tratamento-testemunha (solo-controle), no qual o solo, igualmente acondicionado em vasos, não recebeu a aplicação de qualquer resíduo orgânico. No tratamento com solo-controle, a amostragem foi feita utilizando-se a sonda com comprimento de 40 cm, de forma a atingir o fundo do vaso.

Dados climáticos mensais (precipitação, temperatura e umidade relativa do ar) coletados durante todo o período experimental na empresa Celulose Nipo-Brasileira (Cenibra), obtidos na Estação Lagoa Grande, situada no Município vizinho de Guanhães, foram utilizados como informações auxiliares para a discussão dos resultados.



Figura 3 - Detalhe dos vasos que receberam, superficialmente, esterco de bovinos (a) e composto de lixo urbano (b).



Figura 4 - Detalhe da coleta das amostras nos tratamentos com incorporação dos resíduos orgânicos utilizando-se sonda com comprimento de 40 cm.

Foram realizados testes de normalidade de todas as variáveis avaliadas, sendo os dados submetidos à análise de variância em esquema fatorial 5 x 2 em blocos ao acaso e com parcelas subdivididas no tempo. Nas análises, o efeito do tempo dentro de cada combinação de material orgânico e do modo de aplicação foi avaliado mediante equações de regressão do modelo exponencial simples de cinética química de primeira ordem ( $C = C_0 \times e^{-k_C t}$  e  $N_m = N_0(1 - e^{-k_N t})$ ) proposto por Stanford e Smith (1972) para descrever a decomposição do carbono orgânico e o acúmulo do nitrogênio mineralizado nos solos, em que C se refere à concentração de carbono orgânico remanescente em determinado tempo (t) ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $C_0$ , concentração de carbono orgânico mineralizável inicial no solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $k_C$ , constante de mineralização ( $\text{dia}^{-1}$ ); e t, tempo decorrido após a incubação do material orgânico com o solo (dias);  $N_m$  refere-se à concentração de nitrogênio orgânico mineralizado em determinado tempo (t) ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $N_0$ , concentração de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável no solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ ); e  $k_N$ , constante de mineralização ( $\text{dia}^{-1}$ ).

Os dados de concentração de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  obtidos durante o período de decomposição de 360 dias foram utilizados para ajuste de equações exponenciais simples e posterior estimativa das taxas de mineralização do  $\text{CO}_{\text{fo}}$  e das constantes de decomposição do  $\text{CO}_{\text{fo}}$  ( $k_C$ ) (STANFORD; SMITH, 1972; MATOS et al., 1998; FEBRER et al., 2002). Os dados de acúmulo de nitrogênio inorgânico ( $N_{\text{inorgA}}$ ), obtidos durante o período experimental, foram ajustados a um modelo exponencial simples, para posterior determinação das taxas de mineralização e das constantes de acúmulo de nitrogênio ( $k_N$ ) (STANFORD; SMITH, 1972; MATOS et al., 1998; FEBRER et al., 2002; BOEIRA et al., 2002). Os dados das concentrações NO foram usados para determinação das taxas de mineralização do NO.

Em razão da variabilidade dos valores observados, comum nas quantificações de carbono e de nitrogênio, para cálculo das taxas de mineralização do  $\text{CO}_{\text{fo}}$  e do NO o carbono orgânico facilmente oxidável inicial ( $\text{CO}_{\text{fo(i)}}$ ) e o nitrogênio orgânico inicial ( $\text{NO}_{\text{(i)}}$ ) foram considerados a média dos valores obtidos nos três primeiros meses após a aplicação dos resíduos. O carbono orgânico facilmente oxidável final ( $\text{CO}_{\text{fo(f)}}$ ) e o nitrogênio orgânico final ( $\text{NO}_{\text{(f)}}$ ) foram considerados a média dos valores obtidos nos

três últimos meses do período de 360 dias de monitoramento. Os valores das concentrações de  $\text{CO}_{\text{fo}(i)}$ ,  $\text{CO}_{\text{fo}(f)}$ ,  $\text{NO}_{(i)}$  e  $\text{NO}_{(f)}$  utilizados no cálculo das taxas de mineralização foram obtidos após a subtração dos valores das concentrações de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  e de  $\text{NO}$  do solo-controle, sendo o resultado dessa subtração, segundo Andrade (2004), atribuído à degradação do  $\text{CO}_{\text{fo}}$  do resíduo orgânico adicionado. Em caso de valores negativos, obtidos após a subtração desses valores, adotou-se o valor “zero”.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Caracterização da matéria orgânica dos resíduos

Os teores totais de C e N nos resíduos variaram entre 7,56 e 51,03 dag kg<sup>-1</sup> e entre 1,05 e 3,44 dag kg<sup>-1</sup>, respectivamente, traduzindo-se em relações C/N de 6,4 a 37,8 (Tabela 1).

Tabela 1 - Características químicas e físico-químicas dos resíduos orgânicos

Variável <sup>(2)</sup>	Unidade	Resíduo orgânico <sup>(1)</sup>				
		EB	CL	EG	LE	ES
CO <sub>fo</sub>	dag kg <sup>-1</sup>	24,74	30,56	5,82	39,29	23,28
COT	dag kg <sup>-1</sup>	32,13	39,69	7,56	51,03	30,23
N <sub>T</sub>	dag kg <sup>-1</sup>	1,51	1,05	1,18	3,44	2,37
C/N		21,28	37,80	6,41	14,83	12,76
P	mg dm <sup>-3</sup>	164,90	151,40	881,80	84,10	1170,10
pH <sub>H2O</sub>		9,32	8,10	9,24	6,49	8,52
K	mg dm <sup>-3</sup>	5100,00	3450,00	1300,00	500,00	5250,00
Ca	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	2,70	11,70	0,90	21,00	5,10
Mg	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	1,20	4,20	0,50	3,10	3,30
CTC <sub>pH 7</sub>	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	17,59	25,54	5,31	27,53	22,57
CTC/COT	mol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	0,55	0,64	0,70	0,54	0,75
Sólidos totais	g kg <sup>-1</sup>	902,30	760,20	913,60	898,40	860,50
Sólidos fixos totais	g kg <sup>-1</sup>	379,60	674,80	800,70	518,20	351,80
Sólidos voláteis totais	g kg <sup>-1</sup>	620,40	325,30	199,30	481,80	648,20
Teor de água	dag kg <sup>-1</sup>	9,80	24,00	8,60	10,20	14,00

<sup>(1)</sup> EB = Esterco de bovinos; CL = Composto de lixo urbano; EG = Esterco de galinhas poedeiras; LE = Lodo de esgoto; e ES = Esterco de suínos.

<sup>(2)</sup> CO<sub>fo</sub> = Carbono orgânico facilmente oxidável; COT = Carbono orgânico total = CO<sub>fo</sub>/0,77; N<sub>T</sub> = Nitrogênio total; C/N = Relação COT/N<sub>T</sub>; P = Fósforo; K = Potássio; Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; e CTC<sub>pH 7</sub> = Capacidade de troca de cátions a pH 7.

O lodo de esgoto (LE) e o esterco de suínos (ES) apresentaram as maiores concentrações de  $N_T$ , enquanto o composto de lixo urbano (CL) e o LE, as maiores concentrações de COT e  $CO_{fo}$ . As baixas concentrações de COT e  $CO_{fo}$  no esterco de galinhas (EG) se devem ao fato de o referido resíduo, por ocasião de sua coleta, ter sido misturado com solo.

Melo et al. (2008), em estudo de caracterização da matriz orgânica de amostras de LE (1 e 2), EG (proveniente de Lavras, MG), composto comercial (proveniente de Passos, MG), ES (proveniente de Oliveira, MG), esterco de codorna (proveniente de Lavras, MG), EB (proveniente de Lavras, MG), substrato orgânico comercial e material húmico comercial com predominância de ácido húmico, encontraram valores de 12,2; 19,2; 21,7 e 2,3; 22,8 dag  $kg^{-1}$  de COT; 1,1; 4,6; 2,5 e 0,8; 1,9 dag  $kg^{-1}$  de  $N_T$  e 11; 4; 9 e 3; e 12 dag  $kg^{-1}$  para relação C/N para os resíduos EB, EG, LE1, LE2 e ES, respectivamente. A baixa concentração de  $N_T$  no EG utilizado neste experimento se deveu à anteriormente comentada mistura com o solo. Em estudo de caracterização de esterco, LE, CL e outros materiais orgânicos, Unsal e Ok (2001) verificaram ampla variação nos teores de COT (6,9 a 46,9 dag  $kg^{-1}$ ), de  $N_T$  (1,36 a 3,10 dag  $kg^{-1}$ ) e da relação C/N (4,4 a 23,3), o que, segundo esses autores, sinalizou grandes diferenças no grau de humificação dos materiais estudados. As médias dos teores de COT e de  $N_T$  de CL, provenientes de várias cidades brasileiras e também de outros países, foram, respectivamente, de 15,7 e 1,21 dag  $kg^{-1}$  (ABREU JÚNIOR et al., 2005). Os dados apresentados por esses mesmos autores, a respeito de LE oriundo de várias cidades brasileiras e dos Estados Unidos, indicaram teores médios de COT e de  $N_T$ , respectivamente, de 33,6 e 3,87 dag  $kg^{-1}$ . Boeira et al. (2002), trabalhando com LE de Franca e de Barueri, SP, encontraram teores de 4,60 e 2,68 dag  $kg^{-1}$  de  $N_T$  e de 30,8 e 20,6 dag  $kg^{-1}$  de COT. Os teores totais de COT,  $N_T$  e P nos cinco lodos de esgoto utilizados em estudo realizado por Andrade (2004) variaram entre 18,59 a 34,57 dag  $kg^{-1}$ , 1,74 e 4,26 dag  $kg^{-1}$  e 0,38 e 1,80 dag  $kg^{-1}$ , respectivamente.

Em relação aos demais nutrientes, o ES e o EG apresentaram as maiores concentrações de P, enquanto o ES e o EB, as maiores concentrações de K; o LE e o composto de lixo urbano (CL), as maiores concentrações de Ca; e o CL e o ES, as maiores concentrações de Mg.

A alta variabilidade na composição química dos resíduos orgânicos reflete as diferenças no seu processo de obtenção e, no caso dos esterco de origem animal, há influência do tipo de arraçoamento, idade do animal, forma de coleta e armazenamento dos resíduos etc. Conforme Higashikawa et al. (2010), as diferenças podem, também, se dar em razão dos diferentes estádios de maturação em que cada material se encontra.

A baixa concentração de sólidos voláteis de  $199,3 \text{ g kg}^{-1}$  no EG é justificada pela presença de solo nesse esterco, pois, no momento da retirada do material na área de depósito do EG no IFMG – SJE, parte do solo local foi coletada juntamente com o esterco.

## **5.2. Mineralização da matéria orgânica dos resíduos**

### **5.2.1. Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável ( $\text{CO}_{\text{fo}}$ ) no solo/resíduo durante o período de monitoramento**

As concentrações de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  no solo-controle e no solo em que os resíduos foram incorporados ao solo receptor são mostradas na Tabela 2 e na Figura 5. Nessa forma de aplicação, não foram detectadas diferenças entre as concentrações de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  no solo durante o período de monitoramento. Por interesse do estudo, em vez de utilizar os dados médios gerais nas concentrações de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  de todos os resíduos, para análise dos resultados e ajustes das curvas que descrevessem o decaimento das concentrações de  $\text{CO}_{\text{fo}}$ , optou-se por utilizar os dados obtidos de cada resíduo separadamente. Os valores de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  nos resíduos, logo após sua incorporação ao solo receptor, variaram de 2,34 a 1,73; 2,32 a 1,91; 2,32 a 1,64; 2,40 a 1,82; e de 2,44 a 1,71  $\text{dag kg}^{-1}$ , respectivamente, para EB, CL, EG, LE e ES.

Com base no que está apresentado na Tabela 3 e na Figura 6, observa-se que os solos receptores de CL e EB, de forma superficial, apresentaram maiores valores de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  que aqueles que receberam os demais resíduos, na maior parte do período de monitoramento. No que se

refere ao solo que recebeu CL, esses valores variaram de 4,70 a 2,17 dag kg<sup>-1</sup> aos 0 e 360 dias de incubação, respectivamente. O solo que recebeu EG apresentou os menores valores de CO<sub>fo</sub>, durante a maior parte do período de incubação dos resíduos, com valores variando entre 2,61 e 1,73 dag kg<sup>-1</sup>, respectivamente aos 0 e 360 dias. As baixas concentrações de CO<sub>fo</sub> no EG se devem ao fato de o referido resíduo, por ocasião de sua coleta, ter sido misturado com solo. Os valores de CO<sub>fo</sub> obtidos nas amostras de solos receptores dos outros resíduos, respectivamente EB, ES e LE, variaram de 5,82 a 1,91; 2,89 a 1,93; e 2,92 a 1,56 dag kg<sup>-1</sup>. As diferenças verificadas entre os valores de CO<sub>fo</sub> obtidas no solo receptor, de forma superficial, de CL e EB e os obtidos no solo-controle indicaram a contribuição positiva desses resíduos nos níveis de matéria orgânica no solo.

Tabela 2 - Concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>fo</sub>) no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram incorporados, obtidas durante o período de monitoramento

Resíduo <sup>(1)</sup>	Tempo de decomposição (dias)												
	0	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360
----- CO <sub>fo</sub> (dag kg <sup>-1</sup> ) -----													
Solo- controle	2,10	1,92	2,03	2,15	2,22	2,01	2,11	1,99	1,62	1,89	1,89	1,86	1,99
EB	2,34 A <sup>(2)</sup>	2,22 A	2,25 A	2,26 A	2,13 A	2,32 A	2,05 A	2,00 A	1,73 A	1,97 A	1,73 A	1,91 A	1,95 A
CL	2,32 A	2,23 A	2,25 A	2,30 A	2,17 A	2,24 A	2,19 A	2,12 A	1,91 A	2,10 A	2,08 A	1,99 A	1,97 A
EG	2,25 A	2,14 A	2,22 A	2,32 A	2,17 A	2,14 A	2,17 A	2,02 A	1,64 A	2,10 A	2,06 A	2,06 A	1,97 A
LE	2,37 A	2,14 A	2,40 A	2,40 A	2,36 A	2,21 A	2,01 A	1,99 A	1,82 A	2,02 A	1,89 A	2,15 A	1,95 A
ES	2,28 A	2,01 A	2,44 A	2,18 A	2,28 A	2,22 A	2,23 A	2,36 A	1,71 A	2,10 A	1,77 A	2,02 A	2,25 A

<sup>(1)</sup> EB = esterco bovino; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinha poedeira; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suíno.

<sup>(2)</sup> Médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 3 - Concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>fo</sub>) no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados superficialmente, obtidas durante o período de monitoramento

Resíduo <sup>(1)</sup>	Tempo de decomposição (dias)												
	0	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360
----- CO <sub>fo</sub> (dag kg <sup>-1</sup> ) -----													
Solo-controle	2,10	1,92	2,03	2,15	2,22	2,01	2,11	1,99	1,62	1,89	1,89	1,86	1,99
EB	4,82 <sup>(2)</sup> B	3,90 B	3,56 B	5,82 D	3,52 B	2,63 A B	2,66 A B	2,71 A B	2,04 A B	2,69 B	2,08 A	1,91 A	1,99 A
CL	4,70 B	4,50 B	3,45 B	4,04 C	2,76 A	3,06 B	3,14 B	3,03 B	2,49 B	2,92 B	2,73 B	2,19 A	2,17 A
EG	2,61 A	2,59 A	2,29 A	2,46 A	2,19 A	2,12 A	2,09 A	2,14 A	1,75 A	2,04 A	1,89 A	1,86 A	1,73 A
LE	2,92 A	2,80 A	2,63 A	2,65 A B	2,57 A	2,22 A	2,29 A	2,15 A	1,56 A	1,97 A	1,86 A	1,82 A	1,93 A
ES	2,89 A	2,74 A	2,65 A	3,15 B	2,69 A	2,48 A B	2,39 A	2,14 A	1,93 A B	2,55 A B	2,29 A B	2,12 A	2,34 A

<sup>(1)</sup> EB = esterco bovino; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinha poedeira; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suíno.

<sup>(2)</sup> Médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

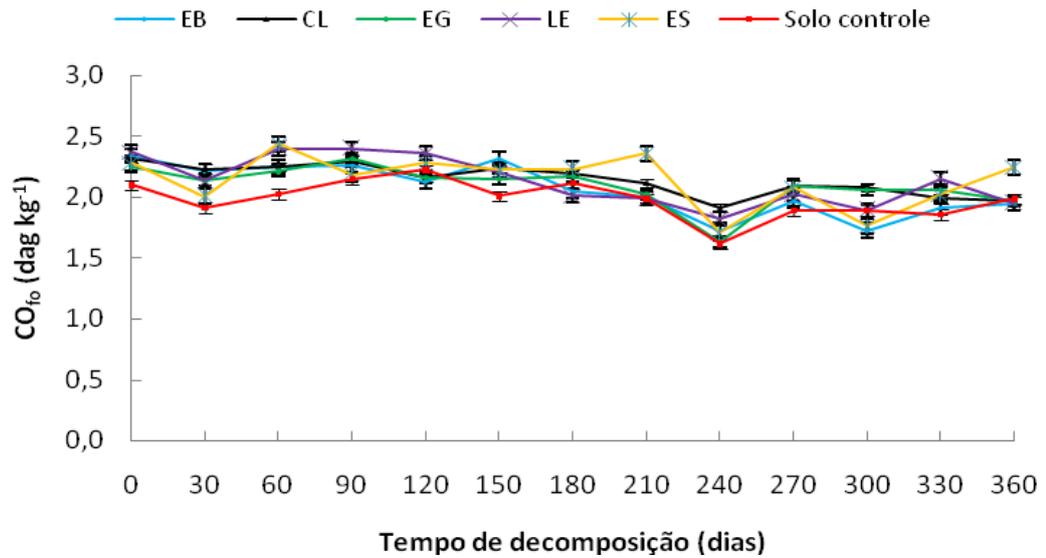


Figura 5 - Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>fo</sub>) no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram incorporados os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.

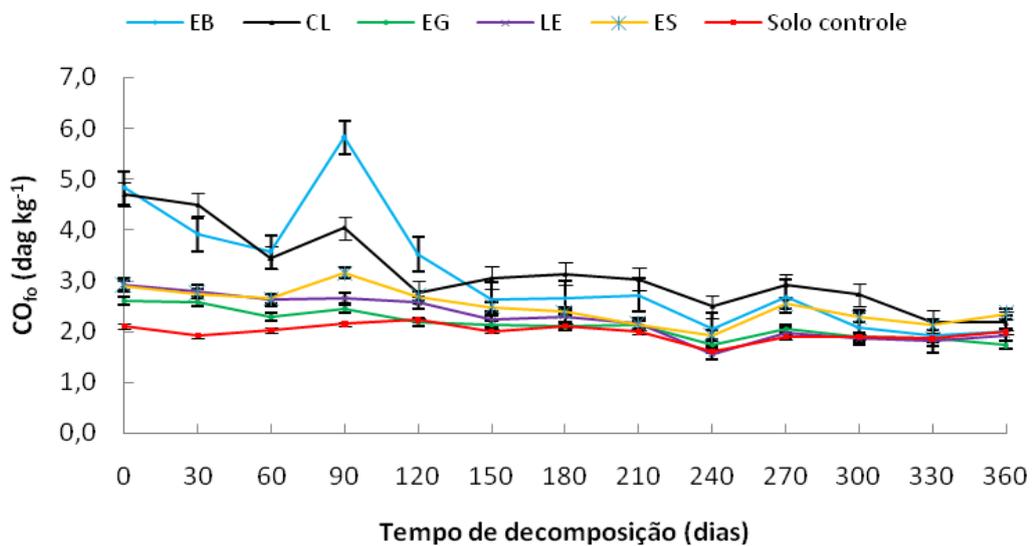


Figura 6 - Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>fo</sub>) no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram aplicados superficialmente os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.

Os dados apresentados na Tabela 3 indicam que, quando foi feita aplicação superficial dos resíduos no solo receptor, houve decréscimo diferenciado nos valores das concentrações de  $CO_{f0}$  nos 10 primeiros meses de avaliação e que, somente nos dois últimos meses, os valores passaram a ser semelhantes.

Andrade (2004), em estudo da degradação de cinco lodos de esgoto (aplicados na dose de  $40 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) misturados em amostras de um latossolo incubadas 70 dias, no escuro, na temperatura de  $28 \text{ }^\circ\text{C}$  e conteúdo de água correspondente a 60% da capacidade de campo, verificou que os lodos provenientes de reator anaeróbio foram os que apresentaram maiores emissões de  $C-CO_2$ , enquanto o lodo compostado, os menores valores. Vanegas Chacón (2006), em estudo sobre decomposição e mineralização de formas orgânicas de nitrogênio e fósforo de resíduos agroindustriais e urbanos, verificou que, em um período de incubação de 30 dias, os resíduos incorporados *in natura* ao solo apresentaram maior evolução acumulada de  $C-CO_2$ , em comparação com aqueles submetidos à compostagem prévia. Em trabalho sobre mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume, Martines et al. (2006) observaram que a quantidade de  $C-CO_2$  mineralizada até 105 dias aumentou em virtude da dose de lodo de curtume aplicada, ou seja: 0, 6, 12, 24 e  $36 \text{ Mg ha}^{-1}$  no Nitossolo Vermelho eutroférico típico (NVef), com textura muito argilosa; e 0, 3, 6, 12 e  $24 \text{ Mg ha}^{-1}$  no Neossolo Quartzarênico órtico típico (RQo), com textura arenosa, independentemente da classe textural do solo, sem inibição do processo respiratório microbiano em nenhuma das doses utilizadas no Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd), com textura argilosa. Além disso, verificaram que as diferenças entre as quantidades de  $C-CO_2$  liberadas nos tratamentos que receberam doses de lodo e nos que não receberam (solo-controle) indicaram contribuição positiva dos resíduos na atividade microbiana edáfica. Os referidos autores verificaram, ainda, que a atividade microbiana foi mais intensa nos primeiros 15 a 20 dias de incubação, com posterior decréscimo. Segundo esses autores, esse comportamento pode ser atribuído à mineralização inicial do carbono orgânico prontamente oxidável, cuja exaustão conduz à redução na emissão de  $C-CO_2$ .

## 5.2.2. Cinética química e taxa de mineralização da matéria orgânica

O termo estabilização é frequentemente utilizado para descrever o total de matéria orgânica (MO) de um substrato, no entanto a MO é composta por muitos compartimentos, cada um variando em contribuição e taxa de decomposição. Por esse motivo, o conceito de estabilização da MO deve envolver pelo menos três níveis de avaliação: valor da constante de velocidade da reação de degradação, tamanho absoluto do compartimento mineralizável e relação com o compartimento "ativo", durante a mineralização (BOYLE; PAUL, 1989).

Com base nos resultados de concentrações médias de  $CO_{f0}$  nas amostras de solo coletadas durante o período de monitoramento, pôde-se calcular o decréscimo nessas concentrações. Para isso, ajustaram-se aos dados de  $CO_{f0}$  o modelo exponencial (equações de cinética química de primeira ordem) proposto por Stanford e Smith (1972), cujos parâmetros são apresentados na Tabela 4 e nas Figuras 7 e 8.

Analisando os dados apresentados na Tabela 2 e por meio da análise de variância apresentada na Tabela 5, verificou-se que não houve efeito significativo dos diferentes resíduos no comportamento das curvas de decaimento de  $CO_{f0}$ , quando esses foram incorporados ao solo. Assim, uma equação única poderia ser usada para estimativa da diminuição na concentração de  $CO_{f0}$  nas amostras de solo em que foram aplicados os diferentes resíduos, durante a incubação. No entanto, optou-se por apresentar os dados relativos a todos os resíduos, analisando separadamente (Figura 7). Dessa forma, os diferentes resíduos estudados, quando incorporados em todo o volume do solo, apresentaram constantes médias de decomposição do material orgânico ( $k_c$ ), variando de  $0,000354\text{ d}^{-1}$  ( $0,129\text{ ano}^{-1}$ ) a  $0,000708\text{ d}^{-1}$  ( $0,258\text{ ano}^{-1}$ ), respectivamente em ES (dose de  $14,1\text{ Mg ha}^{-1}$ ) e EB (dose de  $22,1\text{ Mg ha}^{-1}$ ).

Tabela 4 - Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem<sup>(1)</sup> da decomposição do material orgânico, obtidos a partir dos ajustes dos dados de carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>fo</sub>) em solos nos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente e taxa de mineralização após 360 dias de monitoramento

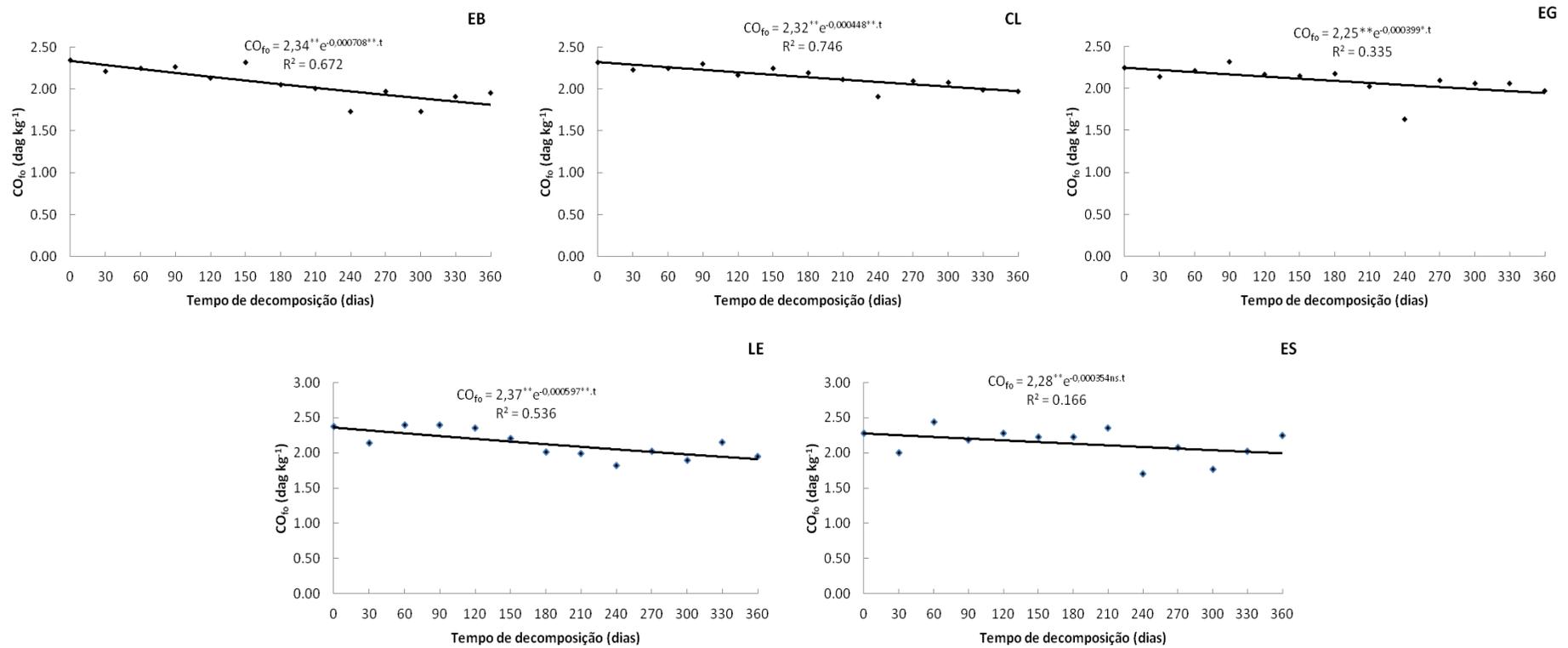
Forma de aplicação	Resíduo <sup>(2)</sup>	CO <sub>fo</sub> adicionado (dag kg <sup>-1</sup> )	CO <sub>fo(p)</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	k <sub>c</sub> (d <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	CO <sub>fo(m)</sub> 360 dias (dag kg <sup>-1</sup> )	TmCO <sub>foEst</sub> (%) <sup>(3)</sup>
	Solo-controle	-	2,1000**	0,000321 <sup>ns</sup>	0,230	0,2290	-
Incorporado	EB	0,2731	2,3400**	0,000708**	0,672	0,5260	108,9
	CL	0,4851	2,3200**	0,000448**	0,746	0,3460	24,0
	EG	0,0822	2,2500**	0,000399*	0,335	0,3010	87,7
	LE	0,1904	2,3700**	0,000597**	0,536	0,4580	120,5
	ES	0,1637	2,2800**	0,000354 <sup>ns</sup>	0,166	0,2730	26,8
Superficial	EB	0,2731	4,8200**	0,002696**	0,671	2,9940	1012,4
	CL	0,4851	4,4400**	0,002025**	0,823	2,2980	426,5
	EG	0,0822	2,5800**	0,001100**	0,869	0,8440	747,7
	LE	0,1904	2,9200**	0,001498**	0,848	1,2170	519,0
	ES	0,1637	2,8900**	0,000866**	0,541	0,7740	333,0

<sup>ns</sup>, \*\* e \* Não significativo e significativo a 1% e 5% de probabilidade, respectivamente.

<sup>(1)</sup>  $C_{fo(m)} = C_{fo(p)} \times e^{-kt}$ , em que  $C_{fo(m)}$  corresponde ao carbono mineralizado no tempo t, em dag kg<sup>-1</sup>; o  $CO_{fo(p)}$ , o carbono potencialmente mineralizável do resíduo, em dag kg<sup>-1</sup>; k, a constante de velocidade da reação de mineralização do carbono orgânico facilmente oxidável em solos receptores dos resíduos, em dias<sup>-1</sup>; t, o tempo, em dias; e R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação.

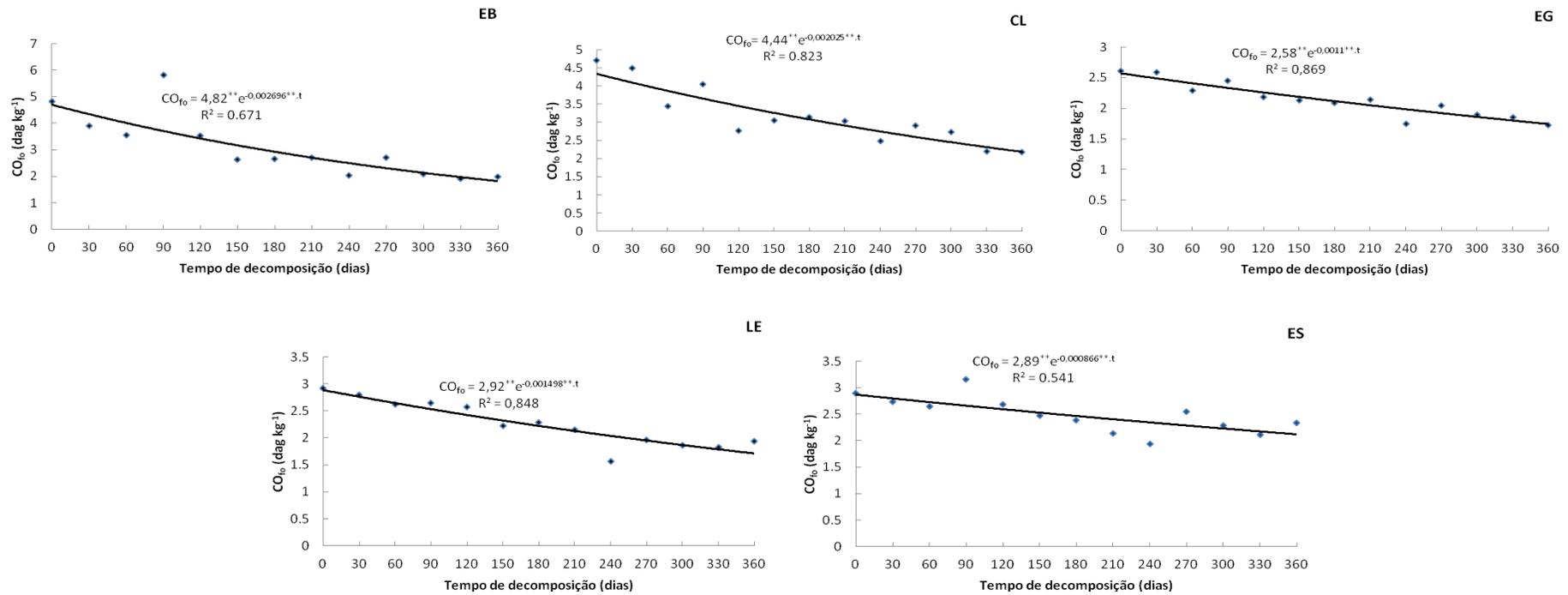
<sup>(2)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(3)</sup> Taxa de mineralização:  $(TmCO_{foEst}) = (CO_{fo(m)} \text{ 360 dias do resíduo} - CO_{fo(m)} \text{ 360 dias do solo controle}) / CO_{fo} \text{ adicionado} \times 100$ .



EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

Figura 7 - Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) e respectivas equações de regressão dos dados obtidos durante a decomposição dos resíduos orgânicos incorporados ao solo.



EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

Figura 8 - Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável e respectivas equações de regressão dos dados obtidos durante a decomposição dos resíduos orgânicos aplicados superficialmente ao solo.

Tabela 5 - Análise de variância para se testar o efeito do tipo de resíduo, do tempo de monitoramento e da interação resíduo\*tempo na concentração de carbono orgânico facilmente oxidável no solo em que o resíduo foi incorporado

Fonte de variação	GL <sup>(1)</sup>	QM <sup>(2)</sup>
Bloco	3	0,5681*
Resíduo	4	0,0585 <sup>ns</sup>
Erro 1	12	0,0706
Tempo	12	0,5412*
Resíduo*Tempo	48	0,0412 <sup>ns</sup>
Erro 2	180	0,0429
Total corrigido	259	

<sup>ns</sup> e \* Não significativo e significativo a 5% de probabilidade, respectivamente.

(1) Graus de liberdade.

(2) Quadrado médio.

Na Tabela 4 e na Figura 8 são apresentados os parâmetros das equações de cinética química de primeira ordem que descreveram o decréscimo na concentração de CO<sub>f0</sub> das misturas solo-resíduos quando estes foram aplicados superficialmente ao solo receptor. Os valores de k<sub>c</sub> variaram de 0,000866 a 0,002696d<sup>-1</sup> (0,316 a 0,984 ano<sup>-1</sup>), respectivamente para ES (dose de 14,1 Mg ha<sup>-1</sup>) e EB (dose de 22,1 Mg ha<sup>-1</sup>).

Os valores de k<sub>c</sub> obtidos dos resíduos quando estes foram incorporados ou aplicados superficialmente ao solo receptor são intermediários ou ligeiramente superiores em relação às constantes de decomposição de CO<sub>f0</sub> obtidas por Febrer et al. (2002) em estudo da dinâmica de decomposição de resíduos orgânicos misturados com água residuária de suinocultura, durante seis meses de monitoramento, os quais variaram de 0,000094 d<sup>-1</sup> em fino de carvão a 0,00142 d<sup>-1</sup> em bagaço de cana-de-açúcar. Andrade (2004), em estudo da degradação de cinco lodos de esgoto aplicados na dose de 40 Mg ha<sup>-1</sup>, em experimento com quantificação do CO<sub>2</sub> emanado a partir de misturas de amostras de um latossolo, obteve valores de k<sub>c</sub> variando de 0,0209 a 0,0744 d<sup>-1</sup>, superiores aos deste trabalho nas duas formas de aplicação dos resíduos ao solo receptor. O referido autor relatou ainda que menores valores de k<sub>c</sub> ocorreram em razão, provavelmente, do maior grau de homogeneidade da fração orgânica do CL e, no caso do lodo anaeróbio condicionado com cal e cloreto

férrico, devido ao impacto inicial depressivo sobre a microbiota *lag-fase* (fase de adaptação da comunidade microbiana às novas condições do meio), cuja duração foi de cerca de sete dias, em que as parcelas com o lodo apresentaram quantidades de C-CO<sub>2</sub> emanadas inferiores ou semelhantes às do controle.

Em trabalho sobre mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume, Martines et al. (2006) encontraram  $k_c$  variando de 0,0924 d<sup>-1</sup>, quando aplicaram o lodo em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (LVAd), na dose de 6 Mg ha<sup>-1</sup>, a 0,1827 d<sup>-1</sup>, quando a aplicação do lodo ocorreu em Neossolo Quartzarênico órtico típico (RQo), com textura arenosa, na dose de 3 Mg ha<sup>-1</sup>. Os valores de  $k_c$  obtidos por esses autores superaram os deste trabalho, independentemente da forma de aplicação dos resíduos adotada. Acredita-se que isso possa estar associado à forma de quantificação do CO removido, pois no trabalho de Matines et al. (2006) eles avaliaram a C-CO<sub>2</sub> emanada, enquanto neste trabalho foi monitorada a concentração de CO<sub>f0</sub> no solo.

As curvas apresentadas nas Figuras 7 e 8 não apresentaram a concavidade esperada para a fase intermediária do período de monitoramento, relativa aos meses de abril a agosto de 2011. Nesse período, os índices pluviométricos foram muito baixos, com pouco mais de 100 mm de chuva distribuídos em cinco meses (Tabela 6), proporcionando, conseqüentemente, para esse período menores conteúdos de água no solo e menores percentuais de decaimento dos teores de CO<sub>f0</sub>. De acordo com Mendonça e Loures (1995), as melhores condições para decomposição da matéria orgânica ocorrem quando o conteúdo de água se encontra na faixa entre 40 e 60 dag kg<sup>-1</sup>. Barros et al. (2010) encontraram correlação positiva e significativa entre valores de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável com teores de conteúdo de água e temperatura em solos que receberam aplicação de água residuária de suinocultura.

Como os valores da constante de decomposição de CO<sub>f0</sub> ( $k_c$ ) nas amostras de solo receptoras dos diferentes resíduos orgânicos são indicativos da taxa à qual esses resíduos são decompostos e levando em consideração apenas essa variável, nas condições de trabalho aqui

apresentadas, tanto na condição da incorporação dos resíduos ao solo receptor ou quanto na sua disposição superficial, o EB, com  $k_c$  de 0,000708  $d^{-1}$  (aplicação incorporada) e de 0,002696  $d^{-1}$  (disposição superficial), pode ser considerado o resíduo de maior degradabilidade, ao passo que o ES, com  $k_c$  de 0,000354  $d^{-1}$  (aplicação incorporada) e de 0,000866  $d^{-1}$  (disposição superficial), o de menor degradabilidade.

Tabela 6 - Dados climáticos obtidos durante o período de condução do experimento<sup>(1)</sup>

Mês/Ano	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)			Umidade relativa (%)
		Média	Máx	Mín.	
Dez./2010	260,10	22,71	27,30	19,46	80,41
Jan./2011	53,34	22,25	26,36	19,01	78,88
Fev./2011	39,37	23,03	27,71	19,20	72,32
Mar./2011	205,73	21,76	25,89	19,25	84,53
Abr./2011	97,02	20,76	24,75	18,07	84,63
Mai/2011	1,27	19,14	22,64	16,29	77,54
Jun./2011	1,02	18,91	22,40	15,70	74,83
Jul./2011	2,29	18,13	21,84	14,55	74,18
Ago./2011	0,76	19,21	23,98	14,97	70,76
Set./2011	3,81	17,84	22,94	13,23	63,72
Out./2011	231,91	18,14	21,94	14,84	82,63
Nov./2011	197,61	17,68	21,42	14,81	85,44

<sup>(1)</sup> Estação Meteorológica da Cenibra, Guanhães, MG.

Conforme consta na Tabela 4, os valores de  $CO_{fo(p)}$  e  $k_c$  para os resíduos aplicados superficialmente foram sempre superiores aos valores  $CO_{fo(p)}$  e  $k_c$  ajustados quando da incorporação dos resíduos ao solo. Essa superioridade variou de 1,1 a 2,1 em comparação com os valores de  $CO_{fo(p)}$  obtidos para EG e EB, respectivamente. Para  $k_c$ , os valores foram de 2,4 a 4,5 vezes superiores quando comparados com as constantes ajustadas para o ES e CL, respectivamente.

As taxas de mineralização do  $CO_{fo}$ , aos 360 dias de incubação,  $TmCO_{foEst}$ , apresentadas na Tabela 4, foram calculadas a partir da equação 1, empregada também por Martines et al. (2006) e Andrade et al. (2006), utilizando-se os parâmetros  $CO_{fo(p)}$  e  $K_c$  obtidos após o ajuste de equações

exponenciais de cinética de primeira ordem aos dados de  $CO_{fo}$  obtidos, na qual o referencial é o  $CO_{fo}$  adicionado via resíduo.

$$TmCO_{foEst} = (CO_{fo(m)} \text{ 360 dias do resíduo} - CO_{fo(m)} \text{ 360 dias do solo-controle}) / (CO_{fo} \text{ adicionado} \times 100)$$

Eq. 1

em que:

$TmCO_{foEst}$  = taxa de mineralização, calculada a partir das equações exponenciais ajustadas, tomando-se o  $CO_{fo}$  adicionado via resíduo como referencial (%);

$CO_{fo(m)} \text{ 360 dias do resíduo}$  = carbono orgânico facilmente oxidável do resíduo mineralizado em 360 dias de incubação ( $dag \text{ kg}^{-1}$ );

$CO_{fo(m)} \text{ 360 dias do solo-controle}$  = carbono orgânico facilmente oxidável do solo-controle após 360 dias ( $dag \text{ kg}^{-1}$ ); e

$CO_{fo} \text{ adicionado}$  = carbono orgânico facilmente oxidável adicionado ao solo receptor via resíduo orgânico ( $dag \text{ kg}^{-1}$ ).

Quando os resíduos orgânicos foram incorporados ao solo receptor, os valores das taxas de mineralização do  $CO_{fo}$  ( $TmCO_{foEst}$ ) aos 360 dias de incubação (Tabela 4) foram de 108,9% (EB), 87,7% (EG), 26,8% (ES) e 24,0% (CL). As taxas de mineralização do carbono orgânico total adicionado, estimadas por Vanegas Chacón (2006), em estudo sobre decomposição e mineralização de resíduos agroindustriais e urbanos em condições de laboratório e período de incubação de 30 dias, foram de 15,67% (EB), 2,57% (CL), 28,98% (EG) e 21,17% (ES). Estimando as taxas de mineralização  $TmCO_{foEst}$  deste trabalho para 30 dias (Tabela 7), obtiveram-se 10,6% (EB), 8,1% (EG) e 2,4% (ES) inferiores às encontradas por Vanegas Chacón (2006) e 2,2% (CL), semelhantes à encontrada por aquele autor. Loehr (1984) conseguiu taxas anuais de mineralização de 50% para esterco de gado de leite (fresco), praticamente a metade da obtida neste trabalho, 108,9% para EB e 90% para esterco de galinha poedeira, valor muito próximo ao encontrado neste trabalho para EG. É importante ressaltar que o

estudo desenvolvido por Loehr (1984) foi realizado em condições de clima temperado.

O LE, quando incorporado ao solo, apresentou taxa de mineralização aos 360 dias de 120,5%, equivalente a 26,4% (Tabela 7) quando estimada para 70 dias de incubação, valor próximo ao das taxas encontradas por Pires et al. (2002) e Santos et al. (2002 *apud* ANDRADE et al., 2006)<sup>2</sup> que, trabalhando com doses de lodos de esgoto digeridos anaeróbios, incorporadas a amostras de um solo de textura média e incubados por 70 dias, chegaram a taxas de degradação entre 12,4 e 24,9%, em lodos condicionados com cal; e entre 20,0 e 24,9% em lodos condicionados com polímero, dependendo da dose aplicada.

Tabela 7 - Taxas de mineralização de CO<sub>fo</sub> (TmCO<sub>foEst</sub>) estimadas após ajustes de equações de cinética de primeira ordem<sup>(1)</sup> em diversos tempos de decomposição do material orgânico, em solos nos quais os resíduos foram incorporados

Resíduo <sup>(2)</sup>	Tempo de decomposição (dias)				
	30	70	105	240	360
	-----TmCO <sub>foEst</sub> <sup>(3)</sup> (%)-----				
EB	10,6	24,3	35,9	76,9	108,9
CL	2,2	5,1	7,6	16,7	24,0
EG	8,1	18,6	27,6	60,5	87,4
LE	11,5	26,4	39,1	84,4	120,4
ES	2,4	5,6	8,3	18,3	25,7

<sup>(1)</sup>  $C_{fo(m)} = C_{fo(p)} \cdot e^{-kt}$ , em que  $C_{fo(m)}$  corresponde ao carbono mineralizado no tempo t, em dag kg<sup>-1</sup>;  $C_{fo(p)}$ , o carbono potencialmente mineralizável do resíduo, em dag kg<sup>-1</sup>; k, a constante de velocidade da reação de mineralização do carbono orgânico facilmente oxidável em solos receptores dos resíduos, em dias<sup>-1</sup>; e t, o tempo, em dias.

<sup>(2)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(3)</sup> Taxa de mineralização:  $(TmCO_{foEst}) = (CO_{fo(m)} - CO_{fo(m)}_{360 \text{ dias do resíduo}} - CO_{fo(m)}_{360 \text{ dias do solo-controle}}) / CO_{fo} \text{ adicionado} \cdot 100$ .

<sup>2</sup>PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Degradação da carga orgânica, condutividade elétrica e pH de um Latossolo tratado com bio-sólido incorporado ou em superfície (compact disc). In: FERTBIO2002, 2002, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002.

SANTOS, D. S.; ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Degradação da fração orgânica de lodos de esgoto após aplicação no solo (compact disc). In: FERTBIO, 2002, Rio de Janeiro. **Resumos....** Rio de Janeiro: SBCS; SBM; UFFRJ, 2002.

Os valores médios da taxa de mineralização encontrados por Martines et al. (2006) variaram de 68 a 82% em 105 dias de incubação, muito acima da taxa de mineralização de 39,1% (Tabela 7), estimada neste trabalho para LE com relação de 14,8, relativa a 105 dias de incubação. Segundo esses autores, valores elevados da fração de mineralização podem ser atribuídos, principalmente, à baixa relação C/N (6,4) e à composição da fração orgânica do resíduo.

Andrade (2004), ao estudar a cinética de mineralização de lodos de esgoto em 70 dias de incubação, em dose correspondente a 40 Mg.ha<sup>-1</sup> e com relação C/N nos resíduos inferiores a 12, encontrou taxas de degradação entre 7 e 22%. Esse autor relatou que as diferentes taxas encontradas podem estar relacionadas com a matéria orgânica recalcitrante, decorrente do processo biológico e de estabilização da carga orgânica a que foram submetidos na estação de tratamento. Neste experimento, a taxa de mineralização para o LE com relação C/N de 14,83 relativa aos 70 dias de incubação foi de 26,4% (Tabela 7).

Nas condições de trabalho deste estudo e usando a equação 1 para determinação das taxas de mineralização quando os resíduos foram aplicados na superfície dos solos, as  $TmCO_{foEst}$  mostradas na Tabela 4 variaram de 333,0% (ES) a 1012,4% (EB), valores irrealistas e muito superiores às encontrados na literatura, em estudos para diferentes resíduos orgânicos e variados tempos de incubação (LOEHR, 1984; TERRY et al., 1979; ANDRADE et al., 2006; MARTINES et al., 2006; VANEGAS CHÁCON, 2006; BOEIRA et al., 2009). Conclui-se, então, que a forma de trabalhar os dados de  $CO_{fo}$  para a obtenção das taxas de mineralização,  $TmCO_{foEst}$ , não se mostrou adequada quando os resíduos foram aplicados superficialmente (Tabela 4), uma vez que a combinação do tipo de aplicação dos resíduos e forma de amostragem contribuíram para a obtenção de maiores valores de  $CO_{fo(p)}$ ,  $k_c$ ,  $CO_{fo(m)}$  e, conseqüentemente, valores muito elevados das taxas de mineralização do  $CO_{fo}$ .

A obtenção de taxas de mineralização do carbono orgânico superiores a 100% pode, segundo Terry et al. (1979), estar relacionada ao efeito *priming*, provocado pelo aumento da atividade microbiana, função da presença de compostos facilmente biodegradáveis na matéria orgânica dos

resíduos que, após a exaustão, em relativo curto período, induzem a degradação do  $CO_{fo}$  original do solo, ou seja, a adição do resíduo ao solo, provoca, além da mineralização do  $CO_{fo}$  adicionado, a mineralização de grande parte do carbono orgânico original do solo. Terry et al. (1979) trabalharam com lodo de esgoto sintético marcado com  $C^{14}$  adicionado a um solo em dose correspondente a  $22 \text{ Mg ha}^{-1}$ , tendo, ao final de 336 dias de incubação do material, verificado que a adição do lodo aumentou em 100% a degradação da matéria orgânica original do solo. Em estudo de campo, o efeito *priming* pode ter sido o responsável pelos menores teores de C em um Latossolo Vermelho-Amarelo (camada de 0-5 e 5-10 cm), de textura média, sob plantio de eucalipto e tratado com doses de 10, 20 e  $40 \text{ Mg ha}^{-1}$  de lodos aplicadas superficialmente e sem incorporação, em comparação com o tratamento de fertilização mineral (VAZ; GONÇALVES, 2002).

As taxas de mineralização obtidas neste trabalho, quando os resíduos foram aplicados superficialmente ao solo receptor, foram sempre muito superiores às taxas obtidas quando da incorporação dos resíduos no solo. É pertinente salientar que, quando incorporados, os resíduos foram misturados homoganeamente em todo o volume de solo contido nos vasos, enquanto na aplicação superficial a mesma quantidade dos resíduos foi aplicada ao solo receptor, tornando-se, pois, mais concentrada. Um aspecto a ser considerado é a forma de amostragem adotada para as diferentes formas de aplicação dos resíduos. A amostragem das misturas, solo-resíduos, nas quais o resíduo foi incorporado, foi feita utilizando uma sonda com comprimento suficiente para atingir o fundo dos vasos. Nos tratamentos que receberam aplicação superficial dos resíduos orgânicos, a amostragem foi realizada com o uso de uma colher na profundidade de 0 a 2 cm, possibilitando-se, teoricamente, a coleta de maior quantidade de resíduo que fora adicionado à superfície.

Levando em consideração que as quantidades dos resíduos orgânicos aplicadas foram as mesmas nas duas formas de aplicação, incorporado e superficial, a incorporação dos resíduos pode ter contribuído, ainda, para obtenção de menores valores de  $CO_{fo(p)}$  e  $k_c$ , já que promove maior contato do resíduo com a matriz do solo, possibilitando maiores interações organominerais. Soares (2003) comparou o comportamento das

concentrações de carbono orgânico após a aplicação de lodo digerido anaeróbio, em doses até 40 Mg ha<sup>-1</sup>, em duas áreas adjacentes, sendo em uma delas retirada a camada de 0 a 20 cm de solo, para simulação de área degradada. Na área “não degradada”, observou-se diminuição nas concentrações de COT, o que pode ser atribuído ao efeito *priming*, enquanto na área “degradada” foi observado incremento no teor de COT no solo, devido à adição do lodo. O citado autor explicou os resultados traçando um paralelo entre a existência de frações lábeis de C no solo da área não degradada, em contraposição à predominância de compostos orgânicos mais estabilizados e, ou, protegidos fisicamente na área degradada, cuja camada superficial foi removida. Na área degradada, a comunidade microbiana edáfica, estimulada pelo lodo, após exaurir os compostos facilmente biodegradáveis do resíduo, teve pouco acesso à MO original do solo e, ou, inabilidade em degradá-la, função da ocorrência da MO em micronichos protegidos fisicamente e, ou, da maior estabilização da MO, quando comparada com a da camada de 0-20 cm da área não degradada. Em termos de dinâmica da matéria orgânica do solo, a interação organomineral pode diminuir consideravelmente a mineralização de material orgânico por microrganismos, pois a demanda por energia para o rompimento de uma ligação de coordenação, bem como a consequente liberação do material orgânico para o meio, é relativamente alta (DICK et al., 2009). A proteção química ou coloidal é atribuída à associação da matéria orgânica do solo com as frações argila e silte do solo, formando complexos argilo-orgânicos (SILVA; MENDONÇA, 2007).

Considerando a amostragem realizada na profundidade de 0 a 2 cm, nos tratamentos que receberam a aplicação superficial dos resíduos, pode-se inferir que, ao menos nos primeiros meses de incubação, foi coletada grande parte do resíduo concentrado na superfície. Assim, nos tratamentos em que os resíduos foram dispostos superficialmente ao solo receptor, a alternativa para o cálculo das taxas de mineralização utilizando os dados CO<sub>fo</sub> ajustados ao modelo exponencial, equações de cinética química de primeira ordem, proposto por Stanford e Smith (1972), já apresentados na Tabela 4, foi através da equação 2, cujo referencial é o CO<sub>fo</sub> potencialmente mineralizável (CO<sub>fo(p)</sub>).

$$TmCO_{fo(L)} = \frac{(CO_{fo(p)} \text{ do resíduo} - CO_{fo} \text{ degradado do solo-controle}) - (CO_{fo(m)} \text{ 360 dias do resíduo})}{(CO_{fo(p)} \text{ do resíduo} - CO_{fo} \text{ degradado do solo-controle})} \times 100$$

Eq. 2

em que:

$TmCO_{fo(L)}$  = taxa de mineralização, calculada a partir das equações exponenciais ajustadas, tomando-se o  $CO_{fo}$  potencialmente mineralizável do resíduo como referencial (%);

$CO_{fo(p)}$  do resíduo -  $CO_{fo}$  potencialmente mineralizável do resíduo ( $dag\ kg^{-1}$ );

e

$CO_{fo(m)}$  360 dias do resíduo -  $CO_{fo}$  do resíduo mineralizado em 360 dias de incubação ( $dag\ kg^{-1}$ ).

As  $TmCO_{fo(L)}$  apresentadas na Tabela 8, com variação de 20,3% (ES) a 60,1% (EB), são mais coerentes que as taxas de mineralização irreais elencadas na Tabela 4, o que indica que o cálculo dessas taxas para a condição de aplicação superficial dos resíduos, utilizando-se a equação 2, é mais indicado.

### 5.2.3. Alternativa para cálculo da taxa de mineralização da matéria orgânica usando os dados observados de $CO_{fo}$

Aparentemente, as equações ajustadas ao modelo exponencial de cinética de primeira ordem, obtidas neste trabalho, não se ajustaram muito bem aos dados obtidos, o que pode ser verificado pelos relativamente baixos valores de  $R^2$  apresentados na Tabela 4.

Optou-se, então, por calcular as taxas de mineralização do  $CO_{fo}$  dos resíduos usando os dados observados de  $CO_{fo}$  obtidos durante o período de incubação, considerando o decréscimo do  $CO_{fo}$  em relação à concentração de  $CO_{fo}$  do solo receptor dos resíduos no início do período de incubação ( $CO_{fo(i)}$ ), como expresso na equação 3.

$$TmCO_{fo(i)} = \frac{(CO_{fo(i)} - CO_{fo(f)})}{CO_{fo(i)}} \times 100$$

Eq. 3

em que:

$TmCO_{fo(i)}$  = taxa de mineralização tomando-se o  $CO_{fo(i)}$  do resíduo como referencial (%);

$CO_{fo(i)}$  = carbono orgânico facilmente oxidável no solo logo após a incorporação do resíduo ( $dag\ kg^{-1}$ ); e

$CO_{fo(f)}$  = carbono orgânico facilmente oxidável no solo ao final de 1 ano de incorporação do resíduo ( $dag\ kg^{-1}$ ).

Em razão da grande variabilidade dos valores, comum na quantificação dessa variável, foi considerada como  $CO_{fo(i)}$  a média dos valores obtidos nos três primeiros meses após a aplicação dos resíduos e como  $CO_{fo(f)}$ , a média dos valores dos três últimos meses do período de um ano de monitoramento. Os valores de  $CO_{fo(i)}$  e  $CO_{fo(f)}$  utilizados para cálculo das taxas de mineralização foram obtidos após a subtração dos valores de  $CO_{fo}$  do solo- controle (Tabelas 2 e 3), sendo o resultado dessa subtração atribuído à degradação do  $CO_{fo}$  do resíduo adicionado. Os valores médios de  $TmCO_{fo(i)}$  após 360 dias de incubação estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 8 - Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem<sup>(1)</sup> da decomposição do material orgânico, obtidos a partir dos ajustes dos dados de carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>fo</sub>) em solos nos quais os resíduos foram aplicados superficialmente e taxa de mineralização após 360 dias de monitoramento

Resíduo <sup>(2)</sup>	CO <sub>fo(p)</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	CO <sub>fo</sub> degradado do solo controle (dag kg <sup>-1</sup> )	CO <sub>fo(p)</sub> - CO <sub>fo</sub> degradado do solo- controle (dag kg <sup>-1</sup> )	k <sub>c</sub> (d <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	CO <sub>fo(m)</sub> 360 dias (dag kg <sup>-1</sup> )	TmCO <sub>fo(p)</sub> (%) <sup>(3)</sup>	TmCO <sub>fo(L)</sub> (%) <sup>(5)</sup>
Solo-controle	2,1000**	0,2300 <sup>(4)</sup>	-	0,000321 <sup>ns</sup>	0,230	1,8700	10,9	-
EB	4,8200**	-	4,5900	0,002696**	0,671	1,8300	-	60,1
CL	4,4400**	-	4,2100	0,002025**	0,823	2,1400	-	49,2
EG	2,5800**	-	2,3500	0,001100**	0,869	1,7400	-	26,0
LE	2,9200**	-	2,6900	0,001498**	0,848	1,7000	-	36,8
ES	2,8900**	-	2,6600	0,000866**	0,541	2,1200	-	20,3

<sup>ns</sup> e <sup>\*\*</sup> Não significativo e significativo a 1% de probabilidade.

<sup>(1)</sup>  $C_{fo(m)} = C_{fo(p)} \times e^{-kt}$ , em que  $C_{fo(m)}$  corresponde ao carbono mineralizado no tempo t, em dag kg<sup>-1</sup>; o CO<sub>fo(p)</sub>, o carbono potencialmente mineralizável do resíduo, em dag kg<sup>-1</sup>; k, a constante de velocidade da reação de mineralização do carbono orgânico facilmente oxidável em solos receptores dos resíduos, em dias<sup>-1</sup>; t, o tempo, em dias;

R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação.

<sup>(2)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(3)</sup> Taxa de mineralização:  $(TmCO_{fo(p)}) = (CO_{fo(p)} \text{ do resíduo} - CO_{fo(m)} \text{ 360 dias do resíduo}) / CO_{fo(p)} \text{ do resíduo} \times 100$ .

<sup>(4)</sup> CO<sub>fo</sub> degradado do solo-controle = CO<sub>fo(p)</sub> do solo-controle x TmCO<sub>fo(p)</sub> do solo-controle = 2,10 x 10,9/100 = 0,23.

<sup>(5)</sup>  $TmCO_{fo(L)} = (CO_{fo(p)} - CO_{fo} \text{ degradado do solo-controle}) - (CO_{fo(m)} \text{ 360 dias}) / (CO_{fo(p)} - CO_{fo} \text{ degradado do solo-controle}) \times 100$ .

Quando os resíduos foram incorporados ao solo, as taxas de mineralização do carbono orgânico obtidas em relação ao  $CO_{fo(i)}$  ( $TmCO_{fo(i)}$ ) variaram de 34,0% (EG) a 92,7% (EB); quando aplicados na superfície do solo, as  $TmCO_{fo(i)}$  variaram de 55,1% (ES) a 100,0% (EG e LE).

As  $TmCO_{fo(i)}$  obtidas sempre foram superiores quando os resíduos foram aplicados superficialmente no solo (Tabela 9). Esse comportamento é explicado pelos valores superiores das concentrações de  $CO_{fo(i)}$  (média dos três primeiros meses de monitoramento) quando os resíduos foram aplicados superficialmente em comparação com os valores de  $CO_{fo(i)}$  obtidos quando da sua incorporação ao solo.

É pertinente salientar que, quando incorporados, os resíduos foram misturados homogeneamente em todo o volume de solo contido nos vasos, enquanto na aplicação superficial a mesma quantidade dos resíduos foi aplicada, tornando-se, pois, mais concentrada. Portanto, conforme já discutido, a forma de amostragem adotada para as diferentes formas de aplicação do resíduo pode ter sido importante nesse aspecto.

Os coeficientes de correlação simples entre as taxas de mineralização de  $CO_{fo}$  aos 360 dias, com algumas características químicas e físico-químicas dos resíduos, estão apresentados na Tabela 10. Encontrou-se correlação significativa entre  $TmCO_{fo(i)}$ , por ocasião da aplicação incorporada dos resíduos, com a relação CTC/COT ( $r = -0,88$ ;  $p < 0,1$ ). A relação CTC/COT, segundo Iglesias-Jimenez e Perez-Garcia (1992), parece ser um índice sensível para indicar o estágio de humificação do resíduo. Esses autores verificaram que essa variável foi maior que 1,7 e 1,9  $mol_c kg^{-1}$  em todos os resíduos estudados, menos para o ES, sendo esses valores os limites para descrever, respectivamente, esterco e lodo de esgoto e composto de lixo bem humificados. Para os resíduos estudados, os valores de CTC/COT variaram de 0,54 a 0,75  $mol_c kg^{-1}$  (Tabela 1). Analisando isoladamente esse parâmetro, pode-se inferir que nenhum dos resíduos estudados se encontra na condição de bem humificados. A capacidade de troca de cátions (CTC) dos resíduos variou de 5,31 (EG) a 27,53 (LE)  $cmol_c dm^{-3}$ , refletindo a grande variação na capacidade desses materiais orgânicos em adsorver cátions. Esse atributo reflete também grandes diferenças no grau de maturação dos resíduos. Iglesias-Jimenez e Perez-Garcia (1992)

estabeleceram o valor mínimo de  $67 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  para um composto de lixo urbano ser considerado decomposto, ou seja, estável do ponto de vista bioquímico. Dessa forma, a aplicação de resíduos com maior grau de maturação poderia contribuir para aumentar a CTC do solo, principalmente aqueles com mineralogia oxidica, que possuem a maioria das cargas dependentes de pH, e, portanto, otimizar a adsorção e liberação de nutrientes aplicados via adubação, contribuindo para aumentar a eficiência de uso dos fertilizantes. Andrade (2004), trabalhando com lodos de esgoto, encontrou correlações significativas para três parâmetros de caracterização da fração orgânica (relação C/N,  $r = - 0,987$ ; relação C-lábil/N,  $r = - 0,935$  e teor de hemicelulose,  $r = 0,975$ ), com as taxas de mineralização, aos 70 dias de incubação.

Tabela 9 - Média dos valores de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  obtidos nos três primeiros meses após a aplicação do resíduos ( $\text{CO}_{\text{fo(i)}}$ ) e média dos valores de  $\text{CO}_{\text{fo}}$  dos três últimos meses do período de um ano de monitoramento ( $\text{CO}_{\text{fo(f)}}$ ) (médias após a subtração do  $\text{CO}_{\text{fo}}$  do solo-controle) e taxas de mineralização dos resíduos em função do  $\text{CO}_{\text{fo(i)}}$  após um ano de incubação

Forma de aplicação	Resíduo <sup>(1)</sup>	$\text{CO}_{\text{fo(i)}}$ <sup>(2)</sup> ( $\text{dag kg}^{-1}$ )	$\text{CO}_{\text{fo(f)}}$ <sup>(3)</sup> ( $\text{dag kg}^{-1}$ )	$\text{TmCO}_{\text{fo(i)}}$ <sup>(4)</sup> (%)
Incorporado	EB	0,2550	0,0186	92,7
	CL	0,2546	0,1052	58,7
	EG	0,1875	0,1238	34,0
	LE	0,2900	0,0990	65,9
	ES	0,2288	0,1423	37,8
Superficial	EB	2,0817	0,0804	96,1
	CL	2,2042	0,4517	79,5
	EG	0,4825	0,0000	100,0
	LE	0,7671	0,0000	100,0
	ES	0,7446	0,3342	55,1

<sup>(1)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(2)</sup>  $\text{CO}_{\text{fo(i)}}$  = carbono orgânico facilmente oxidável no solo após a incorporação do resíduo, média dos três primeiros meses.

<sup>(3)</sup>  $\text{CO}_{\text{fo(f)}}$  = carbono orgânico facilmente oxidável no solo ao final de um ano de incorporação do resíduo, média dos últimos três meses.

<sup>(4)</sup>  $\text{TmCO}_{\text{fo(i)}} = (\text{CO}_{\text{fo(i)}} - \text{CO}_{\text{fo(f)}}) \cdot 100 / \text{CO}_{\text{fo(i)}}$  (taxa de mineralização em função do  $\text{CO}_{\text{fo(i)}}$ ).

Tabela 10 - Valores de coeficiente das correlações simples (r) entre características químicas e físico-químicas dos resíduos e taxas de mineralização do carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>fo</sub>) do solo, aos 360 dias

Variáveis	Taxas de mineralização			
	TmCO <sub>foEst</sub> <sup>(1)</sup>		TmCO <sub>fo(i)</sub> <sup>(2)</sup>	
	Forma de aplicação		Forma de aplicação	
	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial
	r	r	r	r
CO <sub>fo</sub>	0,09	-0,34	0,52	-0,06
N <sub>T</sub>	0,38	-0,34	0,06	-0,02
Relação C/N	-0,43	-0,17	0,43	-0,15
NO	0,36	-0,32	0,13	-0,05
NI	0,40	-0,37	-0,17	0,08
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,40	-0,37	-0,17	0,08
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,56	-0,08	0,22	-0,16
CTC <sup>(3)</sup>	-0,21	-0,56	0,33	-0,35
CTC/COT <sup>(4)</sup>	-0,73	-0,49	-0,88 <sup>0</sup>	-0,67

<sup>0</sup> Significativo a 10% de probabilidade.

<sup>(1)</sup>  $TmCO_{foEst} = (CO_{fo(m)} \text{ 360 dias do resíduo} - CO_{fo(m)} \text{ 360 dias do solo-controle}) / CO_{fo} \text{ adicionado} * 100$  (obtida com o uso dos parâmetros das equações exponenciais de cinética de primeira ordem).

<sup>(2)</sup>  $TmCO_{fo(i)} = (CO_{fo(i)} - CO_{fo(f)}) / CO_{fo(i)}$  (taxa de mineralização em função do CO<sub>fo(i)</sub>).

<sup>(3)</sup> CTC = Capacidade de troca de cátions a pH 7.

<sup>(4)</sup> COT = Carbono orgânico total.

Grande parte dos estudos relacionados à determinação de taxas de mineralização de resíduos orgânicos é conduzida em laboratório, sob condições controladas de temperatura e conteúdo de água. Em condições de campo, como aconteceu neste trabalho, muitas variáveis não controladas influenciaram na obtenção dessas taxas de mineralização. Um desses fatores foi a ampla variação nos índices de precipitação e, conseqüentemente, dos conteúdos de água no solo, durante o período de condução do experimento (dezembro de 2010 a novembro de 2011). Na Tabela 6 estão apresentados os dados médios mensais de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar, obtidos em região próxima à de onde foi conduzido o experimento. Os baixos valores de correlação obtidos entre taxa de mineralização e características dos resíduos podem ser conseqüência da variação no conteúdo de água no solo durante o período de tempo de condução do experimento.

### 5.3. Mineralização do nitrogênio orgânico contido nos resíduos

#### 5.3.1. Teores de nitrogênio inorgânico no período de incubação

Na Figura 9 e na Tabela 11 estão apresentadas as concentrações de nitrogênio inorgânico ( $N_{inorg}$ ) obtidos no período de incubação, dezembro de 2010 a novembro de 2011, para cada resíduo incorporado no solo. A amplitude desses valores foi de 15,48 a 92,72  $mg\ kg^{-1}$  para EB, de 12,62 a 69,12  $mg\ kg^{-1}$  para CL, de 15,56 a 80,67  $mg\ kg^{-1}$  para EG, de 21,36 a 91,53  $mg\ kg^{-1}$  para LE e de 18,30 a 100,32  $mg\ kg^{-1}$  para ES. Em 10 das 13 épocas avaliadas, não foram observadas diferenças significativas nos teores de  $N_{inorg}$  no solo em que os resíduos foram incorporados. Nos meses de fevereiro e março, a concentração de  $N_{inorg}$  obtido no solo receptor do LE foi superior às concentrações dos demais resíduos, tendo sido obtidos valores de 51,42 e 58,48  $mg\ kg^{-1}$ , respectivamente. No mês de outubro, a concentração de  $N_{inorg}$  no solo receptor do ES foi de 100,32  $mg\ kg^{-1}$ , diferenciando-se dos teores dos demais resíduos.

Os dados de concentração de  $N_{inorg}$  no solo, nos quais os resíduos foram aplicados superficialmente, estão apresentados na Figura 10 e na Tabela 12. Os teores variaram de 27,31 a 116,06  $mg\ kg^{-1}$ , 29,59 a 86,07  $mg\ kg^{-1}$ , 24,52 a 77,49  $mg\ kg^{-1}$ , 40,67 a 122,31  $mg\ kg^{-1}$  e 41,49 a 94,33  $mg\ kg^{-1}$ , respectivamente para EB, CL, EG, LE e ES.

Independente da forma de aplicação, os valores mais altos de concentração de  $N_{inorg}$  foram obtidos nos meses de março, outubro ou novembro de 2011, cuja precipitação foi, respectivamente, de, 206, 232 e 198 mm, proporcionando, assim, conteúdos de água mais elevados, em todos os tratamentos. No entanto, no período de maio a setembro de 2011, que apresentou baixos índices pluviométricos, com menos de 10 mm de chuva em cinco meses (Tabela 6), foram obtidas as menores concentrações de  $N_{inorg}$  em todos os tratamentos.

De acordo com Mendonça e Loures (1995), as melhores condições para decomposição da matéria orgânica ocorrem quando o conteúdo de água se encontra na faixa entre 40 e 60  $dag\ kg^{-1}$ . Barros et al. (2010)

encontraram correlação positiva e significativa entre valores de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável com conteúdo de água e temperatura, em solos que receberam aplicação de água residuária de suinocultura.

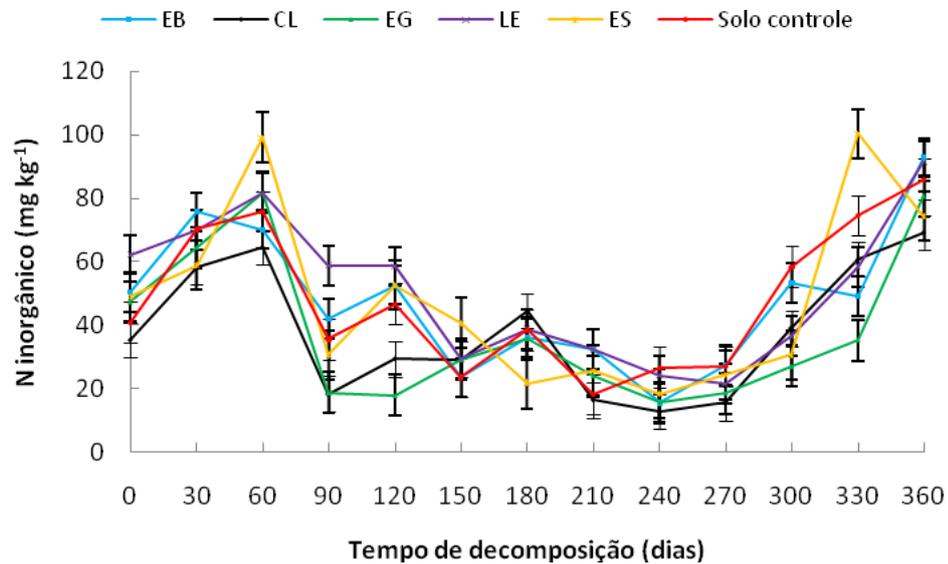


Figura 9 - Concentração de nitrogênio inorgânico no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram incorporados os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.

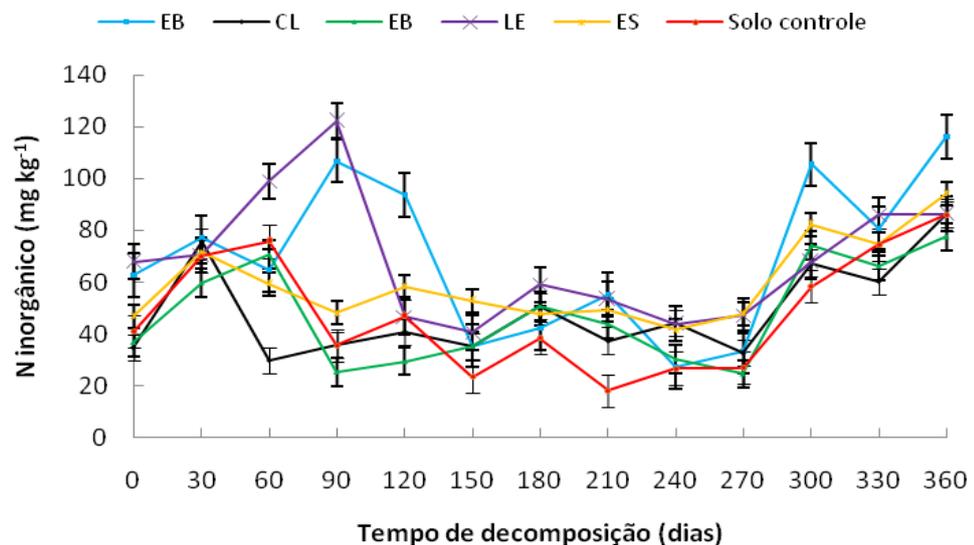


Figura 10 - Concentração de nitrogênio inorgânico no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram aplicados superficialmente os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.

Tabela 11 - Concentrações de nitrogênio inorgânico no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados incorporados, obtidas durante o período de monitoramento

Resíduo <sup>(1)</sup>	Dias de decomposição												
	0	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360
----- N inorgânico (mg kg <sup>-1</sup> ) -----													
Solo-controle	70,17	56,77	28,11	23,86	28,00	22,24	36,48	17,15	25,35	23,29	55,50	57,26	73,61
EB	50,30 A <sup>(2)</sup>	75,74 A	70,05 A	41,94 A B	52,47 A B	23,45 A	35,98 A	32,29 A	15,48 A	27,35 A	53,25 A	49,07 A	92,72 A
CL	35,20 A	58,39 A	64,49 A	18,29 A	29,33 A B	29,14 A	44,39 A	16,30 A	12,62 A	15,47 A	38,91 A	60,72 A	69,12 A
EG	47,20 A	64,38 A	81,69 A	18,74 A	17,91 A	29,05 A	35,68 A	23,90 A	15,56 A	18,52 A	26,96 A	35,24 A	80,67 A
LE	62,20 A	70,07 A	81,62 A	51,82 B	58,48 B	29,21 A	38,70 A	32,18 A	24,14 A	21,36 A	36,43 A	50,29 A	91,53 A
ES	48,90 A	58,81 A	99,13 A	30,47 A B	52,54 A B	40,66 A	21,50 A	25,62 A	18,30 A	24,32 A	30,56 A	100,32 B	74,28 A

<sup>(1)</sup> EB - esterco de bovinos; CL - composto de lixo urbano; EG - esterco de galinhas poedeiras; LE - lodo de esgoto; e ES - esterco de suínos.

<sup>(2)</sup> Médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 12 - Concentrações de nitrogênio inorgânico no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados superficialmente, obtidas durante o período de monitoramento

Resíduo <sup>(1)</sup>	Dias de decomposição												
	0	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360
----- N inorgânico (mg kg <sup>-1</sup> ) -----													
Solo-controle	70,17	56,77	28,11	23,86	28,00	22,24	36,48	17,15	25,35	23,29	55,50	57,26	73,61
EB	62,60 A <sup>(2)</sup>	77,14 A	64,58 BC	106,77 A B	93,70 B	35,46 A	42,20 A	55,39 A	27,31 A	33,07 A	105,42 B	80,81 A	116,06 B
CL	34,70 A	75,84 A	29,59 B	35,75 A	40,85 A	35,08 A	50,81 A	37,41 A	44,18 A	32,71 A	67,41 A	60,27 A	86,07 A B
EG	36,80 A	59,76 A	70,68 ABC	25,12 A	29,47 A	35,27 A	50,80 A	43,86 A	30,31 A	24,52 A	74,08 A B	66,35 A	77,49 A
LE	67,80 A	70,54 A	99,11 A C	122,31 A B	46,57 A	40,67 A	58,98 A	53,40 A	43,85 A	47,19 A	67,79 A	85,99 A	86,25 A B
ES	46,90 A	71,51 A	59,23 AB	48,10 A B	58,45 AB	52,78 A	47,94 A	49,32 A	41,49 A	47,84 A	82,19 A B	74,54 A	94,33 A B

<sup>(1)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(2)</sup> Médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em quase todo o período de incubação, as concentrações de  $N_{\text{inorg}}$  no solo receptor do resíduo aplicado em superfície foram superiores às aquelas obtidas em solos aos quais os resíduos foram incorporados (Tabelas 11 e 12). Torna-se importante ressaltar que, na aplicação incorporada dos resíduos, estes foram misturados homogeneamente em todo o volume de solo contido nos vasos, enquanto na aplicação superficial a mesma quantidade dos resíduos foi aplicada superficialmente ao solo já acondicionado nos vasos, concentrando o resíduo na superfície. Tal como comentado em relação ao  $CO_{\text{fo}}$ , a forma de amostragem usada nos diferentes tipos de aplicação influenciou as concentrações de  $N_{\text{inorg}}$  no solo, ocorrendo obtenção de maiores valores quando a aplicação foi superficial.

### 5.3.2. Cinética química e taxa de mineralização de nitrogênio

Com o objetivo de calcular as quantidades de resíduos orgânicos a serem aplicadas a solos agrícolas, um dos critérios que podem ser utilizados é baseado na quantidade de N inorgânico que o resíduo poderá gerar. Para cada época estudada, calculou-se a quantidade total de N mineralizada desde o início da incubação, somando-se o  $N-NH_4^+$  e o  $N-NO_3^-$  determinados na época considerada. Determinaram-se as diferenças entre os teores de N inorgânico em relação à data imediatamente anterior, substituindo valores negativos por zero, tratando, dessa forma, da mineralização líquida (excluindo imobilização de N). Depois disso, determinaram-se as concentrações acumuladas de N inorgânico com o tempo. Esses resultados representam o total mineralizado pela mistura (resíduo + solo) desde o início da incubação até uma época considerada (BOEIRA et al., 2009). Essas concentrações acumuladas de N inorgânico ( $N_{\text{InorgA}}$ ) estão apresentadas nas Figuras 11 e 12.

As concentrações acumuladas de N inorgânico foram utilizadas na avaliação da dinâmica da mineralização do nitrogênio, utilizando-se o modelo proposto por Stanford e Smith (1972). Esse modelo é descrito por uma equação exponencial simples, assumindo-se uma reação de cinética de

primeira ordem, cujos parâmetros estão apresentados na Tabela 13 e nas Figuras 13 e 14.

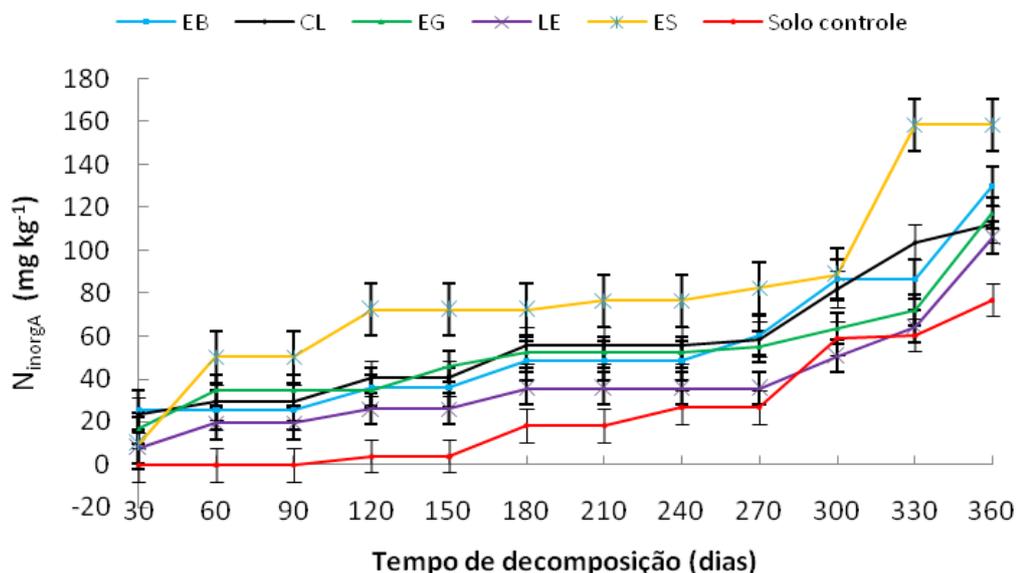


Figura 11 - Concentração acumulada de nitrogênio inorgânico ( $N_{inorgA}$ ) no solo-controle e nas amostras de solo às quais foram incorporados os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.

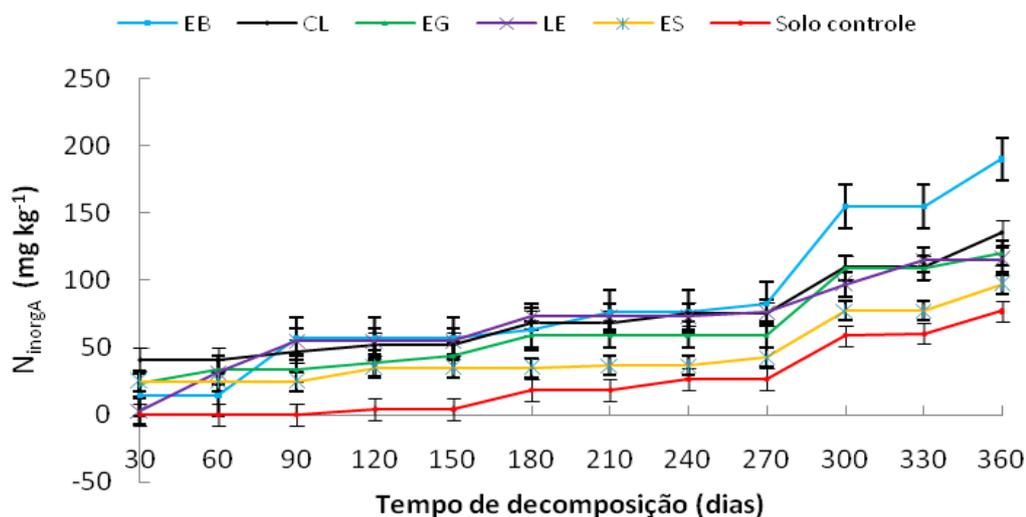


Figura 12 - Concentração acumulada de nitrogênio inorgânico ( $N_{inorgA}$ ) no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram aplicados superficialmente os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.

As constantes médias de acúmulo de N ( $k_N$ ) dos resíduos incorporados ao solo variaram de 0,000179 a 0,000975  $d^{-1}$  (0,065 a 0,356  $ano^{-1}$ ), respectivamente, para o LE e EG. Na aplicação superficial, os valores das constantes médias de acúmulo de N variaram de 0,000085 a 0,002688  $d^{-1}$  (0,031 a 0,981  $ano^{-1}$ ), sendo as menores constantes obtidas para EB e a maior para LE.

Os valores de  $k_N$  obtidos dos resíduos quando estes foram incorporados ou aplicados superficialmente no solo receptor são inferiores em relação às constantes de acúmulo de N obtidas por (MATOS et al., 1998; FEBRER et al., 2002; BOEIRA et al., 2002). Em estudo sobre compostagem de alguns resíduos orgânicos utilizando águas residuárias da suinocultura como fonte de nitrogênio, Matos et al. (1998) encontraram taxa média de acúmulo de nitrogênio de 0,006014  $d^{-1}$ , em um período de compostagem do material compreendido entre 90 e 133 dias. Febrer et al. (2002) obtiveram taxas médias de acúmulo de nitrogênio variando de 0,002513  $d^{-1}$  a 0,009771  $d^{-1}$ , no período de seis meses de compostagem de resíduos orgânicos misturados com água residuária de suinocultura. Boeira et al. (2002) encontraram valores de  $k_N$  entre 0,0069 e 0,0265  $d^{-1}$  em trabalho sobre mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto, oriundos de estações de tratamento de Franca e Barueri, no Estado de São Paulo.

Os valores de  $N_{(p)}$  em solo aos quais foram incorporados os resíduos (Tabela 12) variaram de 299,5 a 1372,9  $mg\ kg^{-1}$ , respectivamente, para EG e EB. Quando os resíduos foram aplicados superficialmente, os valores de  $N_{(p)}$  variaram de 176,9 a 5226,0  $mg\ kg^{-1}$ , respectivamente, para LE e EB.

Andrade (2004) comentou que menores valores de  $k$  e, conseqüentemente, maiores valores de meia-vida ocorreram em estudo de degradação de lodos de esgoto em razão, provavelmente, do maior grau homogeneidade da fração orgânica de alguns resíduos estudados.

As taxas de mineralização do NO, aos 360 dias de incubação,  $TmNO_{Est}$ , apresentadas na Tabela 12, foram calculadas a partir da equação 4, utilizando-se os parâmetros  $N_{(p)}$  e  $K_N$  obtidos após ajuste das equações exponenciais de cinética de primeira ordem aos dados acumulados de  $N_{inorg}$ , na qual o referencial é o NO adicionado via resíduo.

Tabela 13 - Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem<sup>(1)</sup> da decomposição do material orgânico, obtidos a partir dos ajustes dos dados da acumulação de nitrogênio inorgânico em solos aos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente

Forma de aplicação	Resíduo <sup>(2)</sup>	NO adicionado (mg kg <sup>-1</sup> )	N <sub>(p)</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	K <sub>N</sub> (d <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	N <sub>(m)</sub> 360 dias (mg kg <sup>-1</sup> )	TmNO <sub>Est</sub> (%) <sup>(3)</sup>
	Solo controle	-	1412,6**	0,000106**	0,721	52,9	-
Incorporado	EB	160,8	1372,9**	0,000207**	0,815	98,6	28,4
	CL	164,8	1014,2**	0,000291**	0,870	100,9	29,1
	EG	141,8	299,5**	0,000975**	0,728	88,7	25,2
	LE	137,9	1138,2**	0,000179**	0,745	71,0	13,2
	ES	144,8	735,3**	0,000587**	0,762	140,1	60,2
Superficial	EB	160,8	5226,0**	0,000085**	0,856	156,8	64,6
	CL	164,8	267,5**	0,001625**	0,783	118,5	39,8
	EG	141,8	1346,4**	0,000240**	0,855	111,4	41,3
	LE	137,9	176,9**	0,002688**	0,912	109,7	41,2
	ES	144,8	920,9**	0,000252**	0,738	79,9	18,6

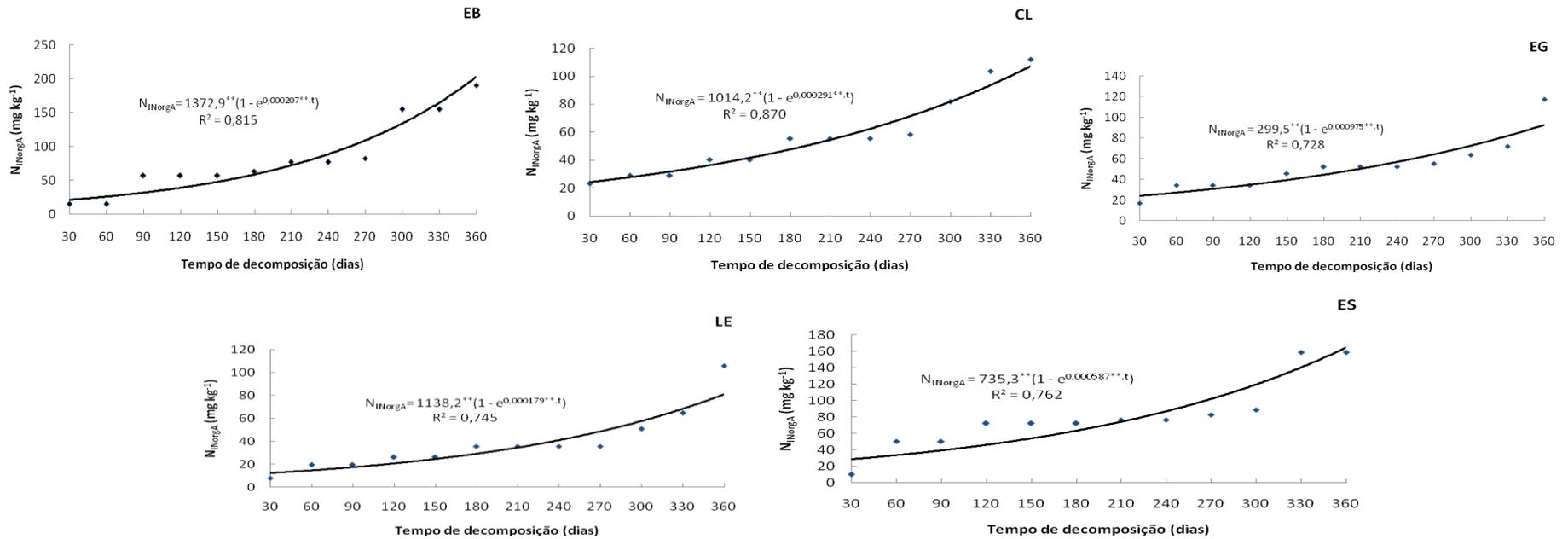
\*\* Significativo a 1% de probabilidade.

$N_{(m)} = N_{(p)}(1 - e^{-kt})$ , em que  $N_{(m)}$  corresponde ao nitrogênio mineralizado no tempo  $t$ , em mg kg<sup>-1</sup>;  $N_{(p)}$ , o nitrogênio potencialmente mineralizável do resíduo, em mg kg<sup>-1</sup>;  $k$ , a constante de velocidade da reação de mineralização do nitrogênio orgânico em solos receptores dos resíduos, em dias<sup>-1</sup>;  $t$ , o tempo, em dias; e

$R^2$  = coeficiente de determinação.

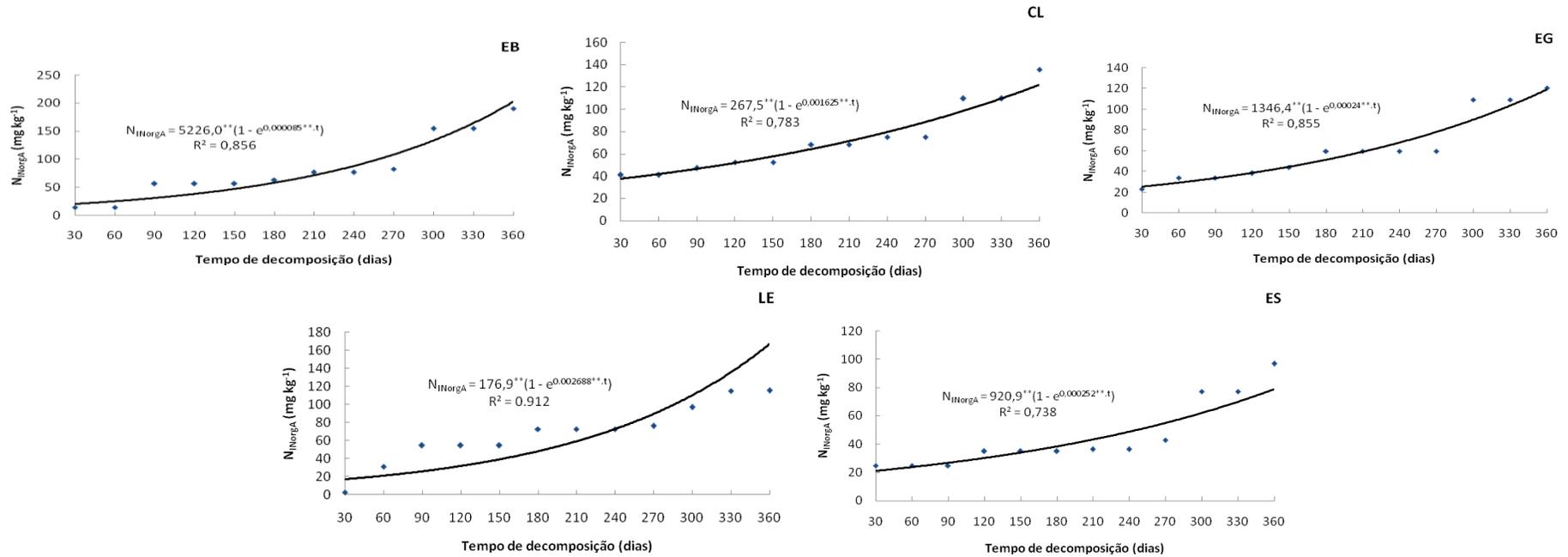
<sup>(2)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(3)</sup> Taxa de mineralização:  $(TmNO_{Est}) = (N_{(m)} \text{ 360 dias do resíduo} - N_{(m)} \text{ 360 dias do solo controle}) / \text{NO adicionado} * 100$ .



EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

Figura 13 - Nitrogênio inorgânico acumulado ( $N_{inorgA}$ ) e respectivas equações de regressão dos dados obtidos durante a decomposição dos resíduos orgânicos, incorporados ao solo.



EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

Figura 14 - Nitrogênio inorgânico acumulado ( $N_{inorgA}$ ) e respectivas equações de regressão dos dados obtidos durante a decomposição dos resíduos orgânicos, aplicados superficialmente no solo.

$$TmNO_{Est} = (N_{(m)} \text{ 360 dias do resíduo} - N_{(m)} \text{ 360 dias do solo-controle}) / (\text{NO adicionado} \times 100)$$

Eq. 4

em que:

$TmNO_{Est}$  = taxa de mineralização, calculada a partir das equações exponenciais ajustadas, tomando-se o NO adicionado via resíduo como referencial (%);

$N_{(m)} \text{ 360 dias do resíduo}$  = nitrogênio mineralizado em 360 dias de incubação ( $\text{dag kg}^{-1}$ );

$N_{(m)} \text{ 360 dias do solo-controle}$  = nitrogênio mineralizado do solo-controle após 360 dias ( $\text{dag kg}^{-1}$ ); e

NO adicionado = nitrogênio orgânico adicionado no solo receptor via resíduo orgânico ( $\text{dag kg}^{-1}$ ).

Quando os resíduos orgânicos foram incorporados ao solo receptor, os valores das taxas de mineralização do NO ( $TmNO_{Est}$ ) aos 360 dias de incubação foram de 28,4% (EB), 29,1% (CL), 25,2% (EG) e 60,2% (ES) e, quando dispostos superficialmente, de 64,6% (EB), 39,8% (CL), 41,3% (EG) e 18,6% (ES) (Tabela 13). As taxas de mineralização do nitrogênio orgânico adicionado, estimadas por Vanegas Chacón (2006), em estudo sobre decomposição e mineralização de resíduos agroindustriais e urbanos em condições de laboratório e período de incubação de 30 dias, foram de 26,34% (EB), 110,4% (CL), 25,8% (EG) e 11,7% (ES). Estimando as taxas de mineralização ( $TmNO_{Est}$ ) deste trabalho para 30 dias (Tabela 14), obtêm-se 2,5% (EB), 2,6% (CL), 3,0% (EG) e 5,77% (ES) (incorporação dos resíduos) e 5,5% (EB), 5,0% (CL), 3,6% (EG) e 1,7% (ES) (disposição superficial dos resíduos), muito inferiores às encontradas por Vanegas Chacón (2006).

Em estudo da avaliação do potencial de nitrificação e mineralização do nitrogênio de dejetos suínos no solo, Weiller et al. (2007) verificaram que, após 95 dias da sua aplicação, aproximadamente 39 e 32% do N aplicado via dejetos foi mineralizado com a incorporação e aplicação em superfície dos dejetos ao solo, inferiores às  $TmNO_{Est}$  obtidas neste trabalho, estimada

para 95 dias de incubação de 17,8% (incorporação do resíduo) e 5,3% (disposição superficial do resíduo) para ES (Tabela 14).

O LE, quando incorporado ao solo, apresentou  $TmNO_{Est}$  aos 360 dias, de 13,2% quando incorporado ao solo e de 41,2% quando disposto superficialmente, equivalentes a respectivamente 4,0% e 20,2% (Tabela 14), quando estimadas para 105 dias de incubação, valores inferiores aos encontrados por Boeira et al. (2002), que estimaram a fração de mineralização potencial entre 20 e 38% (média de 31%) em trabalho sobre mineralização de nitrogênio orgânico em solo tropical receptor de lodo de esgoto, em período de monitoramento de 105 dias.

Com exceção do ES, as  $TmNO_{Est}$ , obtidas quando os resíduos foram aplicados superficialmente ao solo receptor, foram sempre superiores àquelas quando os resíduos foram incorporados ao solo. Esse fato pode ser decorrência da forma de amostragem diferenciada realizada nas duas formas de aplicação dos resíduos, pois quando aplicados concentrados na superfície do solo possibilitaram a coleta de maior quantidade de resíduo orgânico e, conseqüentemente, a detecção de maiores concentrações de N. De acordo com as formas de cálculo, verificou-se que maiores concentrações de N, principalmente no início do período de monitoramento, irão proporcionar taxas de mineralização mais elevadas. Neste trabalho, a quantidade de NO adicionada via resíduo foi a mesma, independentemente da forma de aplicação (superficial ou incorporada), ou seja, as concentrações mais elevadas de N obtidas na aplicação superficial dos resíduos proporcionaram maiores taxas de mineralização.

### **5.3.3. Alternativa para cálculo da taxa de mineralização de nitrogênio dos resíduos usando os dados observados de NO**

Na Tabela 15 e na Figura 15 estão apresentadas as concentrações de NO obtidas no período de incubação (dezembro de 2010 a novembro de 2011), para cada resíduo incorporado ao solo. A amplitude desses valores foi de 0,1455 a 0,2452 dag kg<sup>-1</sup> para EB, de 0,2140 a 0,2835 dag kg<sup>-1</sup> para CL, de 0,1196 a 0,2587 dag kg<sup>-1</sup> para EG, de 0,1731 a 0,2799 dag kg<sup>-1</sup> LE e

de 0,1472 a 0,2591 dag kg<sup>-1</sup> para ES. Em 11 das 13 épocas avaliadas, não foram observadas diferenças significativas nos teores de NO, quando os resíduos foram incorporados ao solo receptor.

Tabela 14 - Taxas de mineralização de N ( $TmNO_{Est}$ ) estimadas após ajustes de equações de cinética de primeira ordem<sup>(1)</sup> em diversos tempos de decomposição do material orgânico, em solos nos quais os resíduos foram incorporados e dispostos superficialmente

Resíduo <sup>(2)</sup>	Tempo de decomposição (dias)							
	30		95		105		360	
Forma de aplicação								
	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial
----- $TmNO_{Est}$ <sup>(3)</sup> (%) -----								
EB	2,5	5,5	7,8	17,2	8,6	19,0	28,4	64,6
CL	2,6	5,0	8,2	14,6	9,0	16,0	29,1	39,8
EG	2,9	3,6	8,7	11,4	9,6	12,6	25,2	41,3
LE	1,2	6,7	3,7	18,6	4,0	20,2	13,2	41,2
ES	5,8	1,7	17,8	5,3	19,6	5,8	60,2	18,6

$N_{(m)} = N_{(p)}(1 - e^{-kt})$ , em que  $N_{(m)}$  corresponde ao nitrogênio mineralizado no tempo t, em  $mg\ kg^{-1}$ ; o  $N_{(p)}$ , o nitrogênio potencialmente mineralizável do resíduo, em  $mg\ kg^{-1}$ ; k, a constante de velocidade da reação de mineralização do nitrogênio orgânico em solos receptores dos resíduos, em  $dias^{-1}$ ; e t, o tempo, em dias; e  $R^2$  = coeficiente de determinação.

<sup>(2)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(3)</sup> Taxa de mineralização: ( $TmNO_{Est}$ ) =  $(N_{(m)}\ 360\ \text{dias do resíduo} - N_{(m)}\ 360\ \text{dias do solo controle})/NO\ \text{adicionado} * 100$ .

Os dados das concentrações de NO, quando os resíduos foram aplicados superficialmente ao solo receptor, estão apresentadas na Tabela 16 e na Figura 16. As concentrações variaram de 0,2110 a 0,3663 dag kg<sup>-1</sup>, 0,2346 a 0,3818 dag kg<sup>-1</sup>, 0,2101 a 0,3298 dag kg<sup>-1</sup>, 0,2057 a 0,3171 dag kg<sup>-1</sup> e 0,2179 a 0,3196 dag kg<sup>-1</sup>, respectivamente para, EB, CL, EG, LE e ES.

As taxas de mineralização do NO foram calculadas, de forma semelhante às determinadas com os dados observados de CO<sub>f0</sub>, conforme a equação 5, apresentada a seguir:

$$TmNO_{(i)} = (NO_{(i)} - NO_{(f)}) \cdot 100 / NO_{(i)} \quad \text{Eq. 5}$$

em que:

TmNO<sub>(i)</sub> = taxa de mineralização tomando-se o NO<sub>(i)</sub> do resíduo como referencial (%);

NO<sub>(i)</sub> = nitrogênio orgânico no solo logo após a incorporação do resíduo (dag kg<sup>-1</sup>); e

NO<sub>(f)</sub> = nitrogênio orgânico no solo ao final de 360 dias de incorporação do resíduo (dag kg<sup>-1</sup>).

Em razão da variabilidade dos valores, foram considerados como NO<sub>(i)</sub> a média dos valores de NO obtidos nos três primeiros meses após a aplicação dos resíduos e NO<sub>(f)</sub>, a média dos valores dos três últimos meses do período de um ano de monitoramento. Os valores de NO<sub>(i)</sub> e NO<sub>(f)</sub> utilizados para cálculo das taxas de mineralização foram obtidos após a subtração dos valores de NO do solo-controle (Tabelas 15 e 16), sendo o resultado dessa subtração atribuída à mineralização do NO do resíduo adicionado. Os valores médios de TmNO<sub>(i)</sub> após 360 dias de incubação estão apresentados na Tabela 17.

Quando incorporados ao solo, as TmNO<sub>(i)</sub> variaram de 40,7% (EB) a 72,5% (EG), e, quando os resíduos foram aplicados na superfície dos solos, as TmNO<sub>(i)</sub> variaram de 51,3% (EG) a 70,4% (LE).

Vanegas Chacón (2006), em estudo sobre decomposição e mineralização de resíduos agroindustriais e urbanos incorporados a um Latossolo Vermelho-Amarelo, em condições de laboratório, encontrou taxa

de mineralização para NO de 25,8% (EG), 11,7% (ES), 110,4% (CL) e 26,34% (EB). Comparando essas taxas com as obtidas quando da incorporação dos resíduos ao solo receptor, as taxas encontradas pelo autor foram muito inferiores às de EG e ES, intermediárias para CL e inferiores para EB e às taxas encontradas neste trabalho (Tabela 17). Entretanto, o estudo de Vanegas Chacón (2006) teve período de incubação de 30 dias. Em estudo da avaliação do potencial de nitrificação e mineralização do nitrogênio de dejetos suínos no solo, Weiller et al. (2007) verificaram que, aproximadamente, 32% e 39% do N aplicado via dejetos foram mineralizados em superfície e com incorporação dos dejetos ao solo, respectivamente, após 95 dias da sua aplicação. A  $TmNO_{(i)}$  obtida quando da incorporação dos resíduos encontrados neste trabalho, para ES, está próxima aos 32%, enquanto a  $TmNO_{(i)}$  obtida quando os resíduos foram aplicados superficialmente ao solo foi muito superior à taxa de 39% encontrada pelos autores (Tabela 17).

Tabela 15 - Concentrações de nitrogênio orgânico (NO) no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados, obtidas durante o período de monitoramento

Resíduo <sup>(1)</sup>	Dias de decomposição												
	0	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360
	----- N orgânico (dag kg <sup>-1</sup> ) -----												
Solo-controle	0,1865	0,1731	0,1763	0,1838	0,2251	0,2169	0,2177	0,2125	0,1990	0,1972	0,1940	0,2122	0,2237
EB	0,2094 A <sup>(2)</sup>	0,1455 A	0,2264 AB	0,2433 A	0,2387 A	0,2452 A	0,2305 A	0,2273 A	0,2218 A	0,2365 A	0,1784 A	0,2400 A	0,2392 A
CL	0,2591 A	0,2283 B	0,2835 B	0,2528 A	0,2481 A	0,2552 A	0,2494 A	0,2379 A	0,2184 A	0,2271 A	0,2140 A	0,2442 A	0,2362 A
EG	0,2018 A	0,1196 A	0,2146 A	0,2244 A	0,2422 A	0,2587 A	0,2341 A	0,2155 A	0,2092 A	0,2071 A	0,1864 A	0,1892 A	0,2387 A
LE	0,2305 A	0,1731 AB	0,2429 AB	0,2381 A	0,2558 A	0,2799 A	0,2429 A	0,2363 A	0,2263 A	0,2168 A	0,1728 A	0,2283 A	0,2628 A
ES	0,2144 A	0,1472 A	0,2234 AB	0,2480 A	0,2387 A	0,2576 A	0,2464 A	0,2225 A	0,2215 A	0,2161 A	0,1861 A	0,2061 A	0,2591 A

<sup>(1)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(2)</sup> Médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 16 - Concentrações de nitrogênio orgânico (NO) no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados superficialmente, obtidas durante o período de monitoramento

Resíduo <sup>(1)</sup>	Dias de decomposição												
	0	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360
----- N orgânico (dag kg <sup>-1</sup> ) -----													
Solo-controle	0,1865	0,1731	0,1763	0,1838	0,2251	0,2169	0,2177	0,2125	0,1990	0,1972	0,1940	0,2122	0,2237
EB	0,3663 A <sup>(2)</sup>	0,2714 AB	0,3365 A	0,4454 C	0,3654 A	0,2864 AB	0,2839 A	0,2844 AB	0,2458 A	0,2110 A	0,2290 A	0,2585 AB	0,2765 A
CL	0,3487 A	0,2895 B	0,3400 A	0,3818 BC	0,3177 A	0,3430 B	0,3587 B	0,3204 B	0,3251 B	0,3119 B	0,2346 A	0,3037 B	0,3065 A
EG	0,2804 A	0,2101 A	0,2899 A	0,3298 AB	0,3082 A	0,2405 A	0,2776 A	0,2621 AB	0,2347 A	0,2443AB	0,2411 A	0,2455 AB	0,2624 A
LE	0,2783 A	0,2180 AB	0,2694 A	0,3025 A	0,3171 A	0,2611 A	0,2660 A	0,2234 A	0,2153 A	0,2194 A	0,2057 A	0,2453 AB	0,2471 A
ES	0,2871 A	0,2179 AB	0,3052 A	0,2816 A	0,3196 A	0,2953 AB	0,2689 A	0,2832 AB	0,2372 A	0,2347 A	0,2529 A	0,2303 A	0,2661 A

<sup>(1)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(2)</sup> Médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

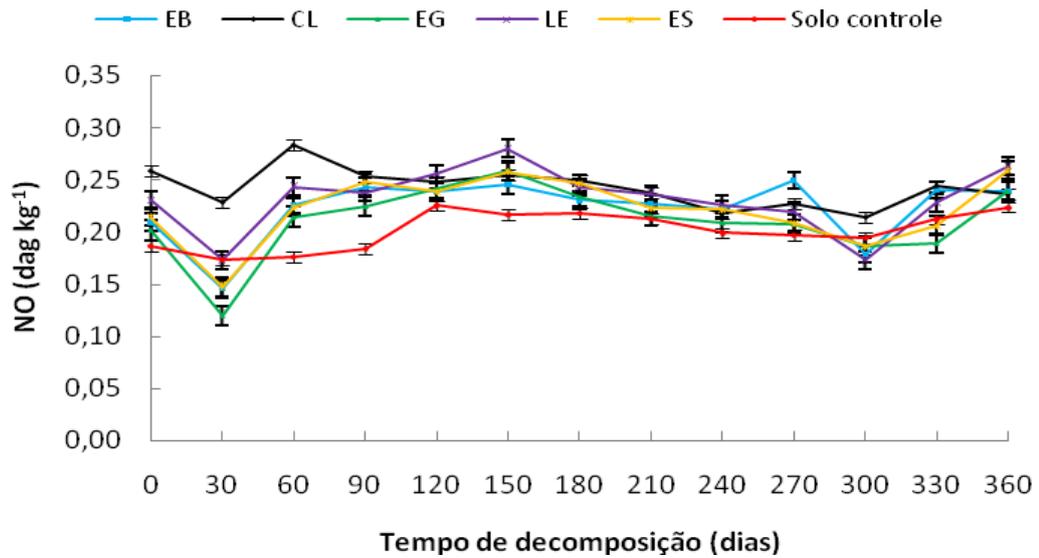


Figura 15 - Concentração de nitrogênio orgânico no solo-controle e nas amostras de solo às quais foram incorporados os diferentes resíduos orgânicos durante os 360 dias de monitoramento.

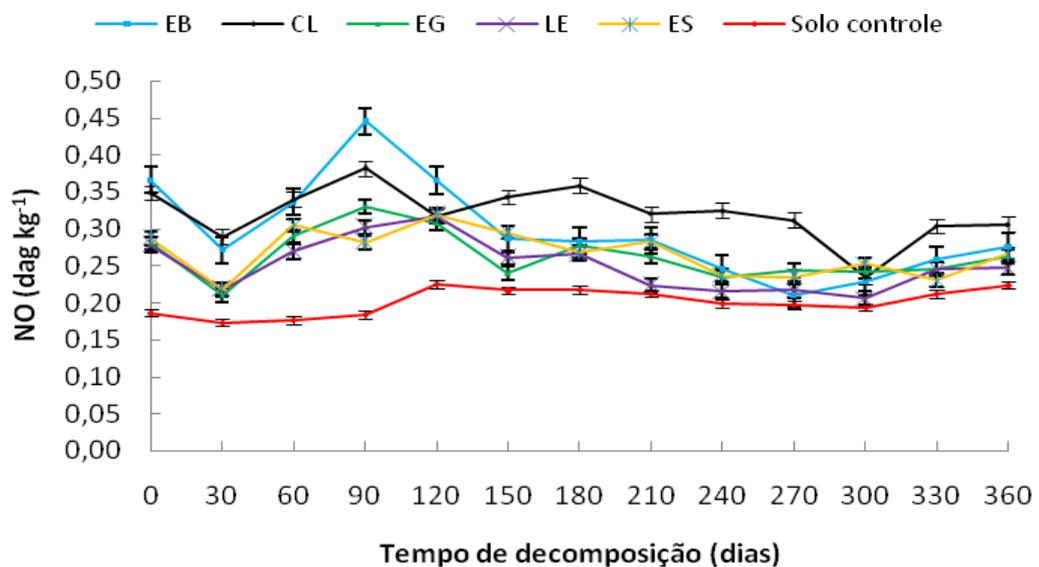


Figura 16 - Concentração de nitrogênio orgânico no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram aplicados superficialmente os diferentes resíduos orgânicos durante os 360 dias de monitoramento.

Tabela 17 - Média dos valores de NO obtidos nos três primeiros meses após a aplicação dos resíduos ( $NO_{(i)}$ ) e média dos valores de NO dos três últimos meses do período de um ano de monitoramento ( $NO_{(f)}$ ) (médias após a subtração do NO do sol-controle) e taxas de mineralização dos resíduos em razão do  $NO_{(i)}$  após um ano de incubação

Forma de aplicação	Resíduo <sup>(1)</sup>	$NO_{(i)}$ <sup>(2)</sup> (dag kg <sup>-1</sup> )	$NO_{(f)}$ <sup>(3)</sup> (dag kg <sup>-1</sup> )	$TmNO_{(i)}$ <sup>(4)</sup> (%)
Incorporado	EB	0,0243	0,0144	40,7
	CL	0,0783	0,0215	72,5
	EG	0,0179	0,0050	72,1
	LE	0,0369	0,0184	50,1
	ES	0,0250	0,0118	52,8
Superficial	EB	0,1461	0,0446	69,5
	CL	0,1475	0,0716	51,5
	EG	0,0815	0,0397	51,3
	LE	0,0766	0,0227	70,4
	ES	0,0915	0,0397	56,6

<sup>(1)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE

= lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(2)</sup>  $NO_{(i)}$  = nitrogênio orgânico no solo após a incorporação do resíduo, média dos três primeiros meses.

<sup>(3)</sup>  $NO_{(f)}$  = nitrogênio orgânico no solo ao final de 360 dias de incorporação do resíduo, média dos três últimos meses.

<sup>(4)</sup>  $TmNO_{(i)}$  =  $(NO_{(i)} - NO_{(f)}) \cdot 100 / NO_{(i)}$ . (taxa de mineralização em razão do NO inicialmente presente no solo).

O LE, quando incorporado ao solo, proporcionou  $TmNO_{(i)}$  de 56,2%. Boeira et al. (2002) estimaram a fração de mineralização potencial entre 20 e 38% (média de 31%) em trabalho sobre mineralização de nitrogênio orgânico em solo tropical receptor de lodo de esgoto, em período de monitoramento de 105 dias.

Com exceção das  $TmNO_{(i)}$  para CL e EG, as taxas de mineralização do NO, obtidas quando os resíduos foram aplicados superficialmente ao solo receptor, foram sempre superiores àquelas quando os resíduos foram incorporados ao solo. Esse fato pode ser decorrência da forma de amostragem diferenciada realizada nas duas formas de aplicação dos resíduos, pois quando aplicados concentrados na superfície do solo proporcionaram a coleta de maior quantidade de resíduo orgânico e, conseqüentemente, a detecção de maiores concentrações de NO. De

acordo com a forma de cálculo da  $TmNO_{(i)}$ , verifica-se que maiores concentrações de NO, principalmente no início do período de monitoramento, irão proporcionar taxas de mineralização mais elevadas. Neste trabalho, a quantidade de NO adicionada via resíduo foi a mesma, independentemente da forma de aplicação (superficial ou incorporada), ou seja, as concentrações mais elevadas de NO obtidas na aplicação superficial dos resíduos proporcionaram maiores taxas de mineralização.

Os coeficientes de correlação simples entre as taxas de mineralização de NO aos 360 dias, com algumas características químicas e físico-químicas dos resíduos, estão apresentados na Tabela 18. Encontrou-se correlação significativa entre  $TmNO_{(i)}$  quando da aplicação superficial dos resíduos, com a relação CTC/COT ( $r = -0,82$ ;  $p < 0,1$ ). Como já comentado, correlação semelhante também foi encontrada entre CTC/COT com  $TmCO_{fo(i)}$ , quando da incorporação dos resíduos ao solo.

Na Resolução Nº 375/2006 do CONAMA (BRASIL, 2006), na qual se estabelecem normas e padrões para aproveitamento agrícola de lodo de esgoto doméstico, na definição da dose de aplicação de lodo no solo, o nitrogênio a ser disponibilizado anualmente pelo lodo de esgoto é utilizado como referência. Para o cálculo do nitrogênio disponível ( $N_{disp}$ ) dos lodos de esgoto digerido anaerobicamente, tal como o utilizado neste trabalho, a fração de mineralização (taxa de mineralização) a ser utilizada é de 20%. Considerando as duas formas de cálculo e as duas formas de aplicação do LE, somente a  $TmNO_{Est}$  de 13,2% quando da incorporação desse solo foi inferior aos 20%, preconizados na Resolução Nº 375/2006 do CONAMA. As demais taxas de mineralização encontradas para o LE (Tabelas 13 e 17) foram superiores ao valor de 20% estabelecido pela Resolução Nº 375/2006 do CONAMA, para o período de incubação de um ano. Frações de mineralização de lodos de esgoto acima de 30% também foram encontradas por (BOEIRA et al., 2002; MARTINES et al., 2006). O uso da fração de mineralização de 20%, tal como sugerido na Resolução Nº 375/2006 do CONAMA, para qualquer lodo digerido anaerobicamente, pode culminar em determinação de doses de aplicação superiores às recomendáveis. Isso deve proporcionar a disponibilização de N mineral acima das necessidades do cultivo agrícola, significando risco potencial de lixiviação de nitrato no

solo. Sabe-se que o nitrato é passível de ser perdido para as águas subterrâneas e superficiais e, por meio do processo de desnitrificação, para a atmosfera, resultando em problemas econômicos e ambientais (DIAS, 2005). Em razão da grande diversidade de lodos de esgoto, em termos de qualidade, decorrente, principalmente, do tipo de tratamento e condicionamento químico, aos quais são submetidos, torna-se recomendável a quantificação da fração de mineralização para cada tipo de lodo no solo em que será aplicado.

Tabela 18 - Valores de coeficiente das correlações simples (r) entre características químicas e físico-químicas dos resíduos e as taxas de mineralização do nitrogênio orgânico (NO) do solo receptor dos resíduos, aos 360 dias

Variáveis	Taxas de mineralização			
	TmNO <sub>Est</sub> <sup>(1)</sup>		TmNO <sub>(i)</sub> <sup>(2)</sup>	
	Forma de aplicação		Forma de aplicação	
	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial
	r	r	r	r
COfo	-0,24	0,03	-0,42	0,58
NT	-0,10	-0,29	-0,54	0,64
Relação C/N	-0,09	0,21	0,18	-0,11
NO	-0,07	-0,26	-0,60	0,68
NI	-0,18	-0,37	-0,31	0,47
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0,18	-0,37	-0,31	0,47
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,00	0,19	0,44	-0,43
CTC <sup>(4)</sup>	0,04	-0,21	-0,32	0,38
CTC/COT <sup>(5)</sup>	0,74	-0,76	0,53	-0,82 <sup>0</sup>

<sup>0</sup> Significativo a 10% de probabilidade.

<sup>(1)</sup>  $TmNO_{Est} = (N_{(m)} \text{ 360 dias do resíduo} - N_{(m)} \text{ 360 dias do solo-controle}) / NO \text{ adicionado} * 100$ .

<sup>(2)</sup>  $TmNO_{(i)} = (NO_{(i)} - NO_{(f)}) / NO_{(i)} * 100$  (taxa de mineralização em função do NO<sub>(i)</sub>).

<sup>(3)</sup>  $TmNO_{Adic} = (NO_{fo(i)} - NO_{fo(f)}) / NO_{Adic} * 100$  (taxa de mineralização em função do NO adicionado via resíduo).

<sup>(4)</sup> CTC = Capacidade de troca de cátions a pH 7.

<sup>(5)</sup> COT = Carbono orgânico total.

#### **5.4. Relação C/N durante o período de incubação dos resíduos no solo**

Nas Figuras 17 e 18 e nas Tabelas 19 e 20 estão apresentados os dados da evolução dos valores da relação C/N do solo tratado com os resíduos orgânicos, ao longo dos 360 dias de incubação.

A incorporação dos resíduos proporcionou relações C/N iniciais variando de 11,5 (CL) a 14,2 (EB). Com 360 dias de incubação, os valores de relação C/N variaram de 9,3 (LE) a 10,9 (ES). Considerando todos os resíduos, a relação C/N inicial média foi de 13,3, decaindo aos 360 dias de incubação para 10,3, com decaimento médio de 22,4%. Na aplicação superficial, os valores iniciais da relação C/N variaram de 11,9 (EG) a 17,3 (CL) e, no final do período de incubação, de 8,3 (EG) a 11,1 (ES). Com a aplicação superficial dos resíduos ao solo receptor, o decaimento médio da relação C/N foi de 34,8%, pois as relações C/N média, no início e aos 360 dias, foram, respectivamente, de 14,4 e 9,4.

A relação C/N pode, muitas vezes, determinar a cinética do processo e, durante a decomposição da matéria orgânica no solo, a relação C/N diminui, tendo em vista que parte do C orgânico se perde sob a forma de CO<sub>2</sub> (MENDONÇA; LOURES, 1995).

Nas duas formas de aplicação dos resíduos (incorporada e superficial), praticamente não foram observadas diferenças de comportamento na evolução da relação C/N entre os resíduos, durante o período de monitoramento de 360 dias (Tabelas 19 e 20).

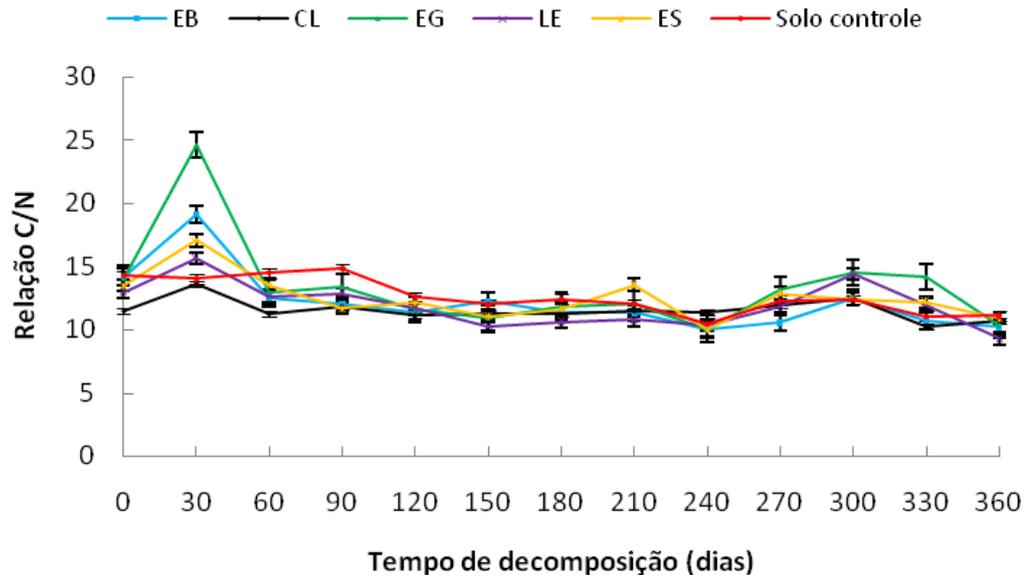


Figura 17 - Relações C/N monitoradas no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram incorporados os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.

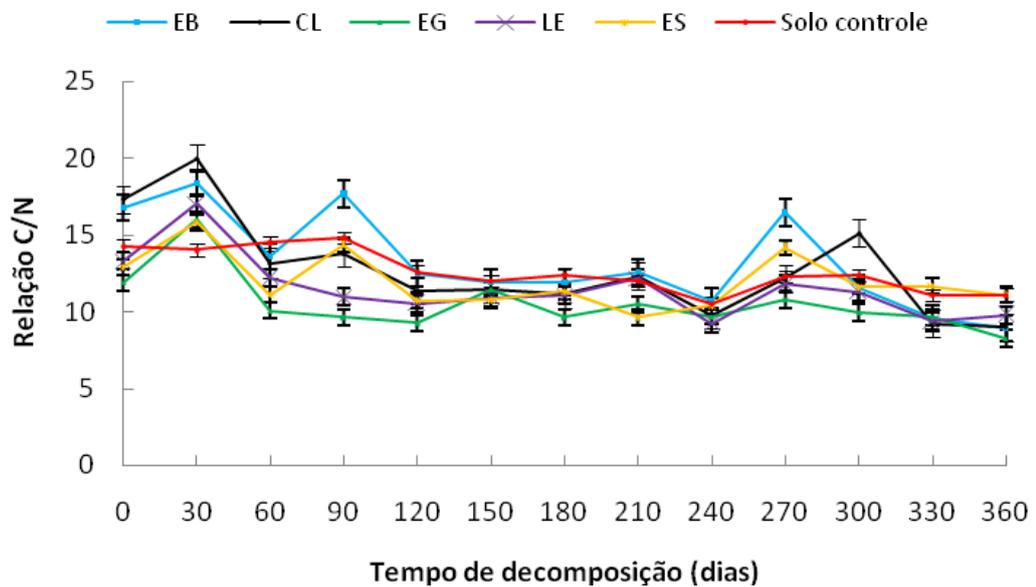


Figura 18 - Relações C/N monitoradas no solo-controle e nas amostras de solo nas quais foram aplicados superficialmente os diferentes resíduos orgânicos, durante os 360 dias de monitoramento.

Tabela 19 - Relações carbono/nitrogênio no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram incorporados, obtidas durante o período de monitoramento

Resíduo <sup>(1)</sup>	Dias de decomposição												
	0	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360
----- Relação C/N -----													
Solo-controle	14,3	14,0	14,5	14,8	12,6	11,9	12,4	12,0	10,5	12,3	12,4	11,0	11,1
EB	14,2 A <sup>(2)</sup>	19,1 B	12,5 A	12,0 A	11,4 A	12,3 A	11,4 A	11,3 A	10,1 A	11,2 A	12,5 A	10,7 A	10,2 A
CL	11,5 A	13,6 A	11,2 A	11,9 A	11,2 A	11,3 A	11,3 A	11,5 A	11,3 A	11,9 A	12,6 A	10,3 A	10,7 A
EG	14,1 A	24,6 C	13,0 A	13,4 A	11,6 A	10,9 A	11,9 A	12,1 A	10,1 A	13,1 A	14,5 A	14,2 A	10,4 A
LE	13,0 A	15,5 A B	12,7 A	12,8 A	11,7 A	10,3 A	10,6 A	10,8 A	10,4 A	11,9 A	14,4 A	12,0 A	9,3 A
ES	13,5 A	17,1 A B	13,5 A	11,7 A	12,1 A	11,1 A	11,6 A	13,5 A	10,0 A	12,5 A	12,4 A	12,2 A	11,0 A

<sup>(1)</sup> EB = esterco de bovinos; CL = composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(2)</sup> Médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 20 - Relações carbono/nitrogênio no solo-controle e nas amostras de solo em que os resíduos foram aplicados superficialmente, obtidas durante o período de monitoramento

Resíduo <sup>(1)</sup>	Dias de decomposição												
	0	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360
----- Relação C/N -----													
Solo-controle	14,3	14,03	14,50	14,82	12,61	11,99	12,42	12,01	10,51	12,30	12,39	11,04	11,11
EB	16,8 A <sup>(2)</sup>	18,40 A	13,58 A	17,67 B	12,48 A	11,94 A	11,95 A	12,58 A	10,71 A	16,46 B	11,52 A B	9,57 A	8,93 A
CL	17,3 A	19,99 A	13,10 A	13,82 B C	11,37 A	11,47 A	11,13 A	12,29 A	9,80 A	12,15 A	15,11 B	9,21 A	8,98 A
EG	11,9 A	16,00 A	10,05 A	9,62 A	9,26 A	11,41 A	9,62 A	10,48 A	9,69 A	10,80 A	9,94 A	9,63 A	8,25 A
LE	13,3 A	17,05 A	12,23 A	10,94 A B	10,51 A	10,88 A	11,03 A	12,18 A	9,21 A	11,81 A	12,27 A B	9,34 A	9,80 A
ES	12,9 A	15,8 A	11,1 A	14,4 B C	10,7 A	10,8 A	11,3 A	9,6 A	10,4 A	14,2 A B	11,6 A B	11,7 A	11,1 A

<sup>(1)</sup> EB = esterco de bovinos; CL= composto de lixo urbano; EG = esterco de galinhas poedeiras; LE = lodo de esgoto; e ES = esterco de suínos.

<sup>(2)</sup> Médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

## 6. RESUMO E CONCLUSÃO

Neste trabalho, teve-se como objetivo avaliar a mineralização de formas orgânicas de carbono e de nitrogênio, em condição de campo, quando da incorporação ou aplicação superficial de diferentes resíduos orgânicos em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LAVd) do Município de São João Evangelista, MG.

Esterco de bovinos, de galinhas poedeiras e de suíno provenientes dos setores de produção do IFMG – Campus São João Evangelista, lodo de esgoto digerido anaerobicamente por reatores de fluxo ascendente obtido na Estação de Tratamento de Esgoto Ipanema do Município de Ipatinga, MG, e composto de lixo urbano oriundo da Central de Resíduos do Vale do Aço, também de Ipatinga, MG, foram os resíduos orgânicos usados no experimento. Foram realizadas determinações de algumas características químicas e físico-químicas do solo receptor e dos resíduos

Vasos foram preenchidos com  $11,7 \text{ dm}^{-3}$  do solo receptor dos resíduos. Adotaram-se duas formas de aplicação dos resíduos: incorporados e dispostos superficialmente no solo. Os resíduos orgânicos incorporados foram misturados homogeneamente ao solo contido nos vasos. Os resíduos orgânicos também foram aplicados superficialmente ao solo já acondicionado nos vasos. Todos os vasos foram enterrados na área experimental, de forma que a sua parte superior ficasse rente à superfície do solo. Os vasos foram perfurados no fundo e nas paredes laterais, para que fosse mantido o equilíbrio com o solo circunvizinho sem haver restrição ao

movimento de solutos. A dose aplicada de resíduos orgânicos ao solo foi equivalente à de  $333 \text{ kg ha}^{-1}$  de N ( $1,95 \text{ g vaso}^{-1}$  de N).

O experimento foi realizado por um período de 360 dias, dezembro de 2010 a novembro de 2011, e a coleta mensal das amostras de solo em que os resíduos foram incorporados foi realizada com uma sonda com comprimento suficiente para atingir o fundo dos vasos. Nos tratamentos em que os resíduos orgânicos foram aplicados superficialmente, a amostragem foi realizada com o uso de uma colher, com coleta efetuada na profundidade de 0 a 2 cm.

O delineamento experimental adotado foi o de blocos completos casualizados com quatro repetições, em esquema fatorial  $5 \times 2$  (cinco resíduos orgânicos e duas formas de incorporação). Um tratamento (testemunha) constituído do solo sem adição de qualquer resíduo orgânico foi incluído como solo-controle.

Os dados de concentração de carbono orgânico facilmente oxidável ( $\text{CO}_{\text{fo}}$ ), obtidos durante o período de decomposição de 360 dias, foram utilizados para ajuste de equações exponenciais simples e posterior estimativa das taxas de mineralização do  $\text{CO}_{\text{fo}}$  e das constantes de decomposição do  $\text{CO}_{\text{fo}}$  ( $k_c$ ). Os dados de acúmulo de nitrogênio inorgânico ( $\text{N}_{\text{InorgA}}$ ) obtidos durante o período experimental foram ajustados a um modelo exponencial simples, para posterior determinação das taxas de mineralização e das constantes de acúmulo de nitrogênio ( $k_N$ ). Os dados das concentrações de nitrogênio orgânico (NO) foram usados para determinação das taxas de mineralização do NO.

Tendo por base os resultados alcançados e considerando as condições em que o estudo foi realizado, conclui-se que:

- Quando incorporadas ao solo, as  $\text{TmCO}_{\text{foEst}}$  variaram de 24,0 a 120,5%; as constantes de decomposição do  $\text{CO}_{\text{fo}}$  ( $k_c$ ) dos resíduos, de  $0,000354 \text{ d}^{-1}$  ( $0,129 \text{ ano}^{-1}$ ) a  $0,000708 \text{ d}^{-1}$  ( $0,258 \text{ ano}^{-1}$ ); as  $\text{TmCO}_{\text{fo(i)}}$ , de 34,0 a 92,7%; as  $\text{TmNO}_{\text{Est}}$ , de 13,2 a 60,2%; as constantes médias de acúmulo de nitrogênio ( $k_N$ ), de  $0,000179 \text{ d}^{-1}$  ( $0,065 \text{ ano}^{-1}$ ) a  $0,000975 \text{ d}^{-1}$  ( $0,356 \text{ ano}^{-1}$ ); e as  $\text{TmNO}_{\text{(i)}}$ , de 40,7 a 72,5%.

- Quando dispostos superficialmente no solo, as constantes de decomposição do  $CO_{fo}$  ( $k_c$ ) variaram de  $0,000866\text{ d}^{-1}$  ( $0,316\text{ ano}^{-1}$ ) a  $0,002696\text{ d}^{-1}$  ( $0,984\text{ ano}^{-1}$ ); as  $TmCO_{fo(i)}$ , de 55,1 a 100,0%; as  $TmNO_{Est}$ , de 18,6 a 64,6%; as constantes médias de acúmulo de nitrogênio ( $k_N$ ), de  $0,000085\text{ d}^{-1}$  ( $0,031\text{ ano}^{-1}$ ) a  $0,002688\text{ d}^{-1}$  ( $0,981\text{ ano}^{-1}$ ); e as  $TmNO_{(i)}$ , de 51,3 a 70,4%.
- As formas de aplicação dos resíduos ao solo receptor (incorporados e com disposição superficial) e as formas diferenciadas de amostragem adotadas para cada forma de aplicação contribuíram para a obtenção de menores constantes de decomposição do material orgânico ( $k_c$ ), de menores taxas de mineralização de  $CO_{fo}$  ( $TmCO_{foEst}$ ) e ( $TmCO_{fo(i)}$ ) e de menores taxas de mineralização de NO ( $TmNO_{Est}$ ), quando os resíduos foram incorporados ao solo.
- O método utilizado para cálculo da  $TmCO_{foEst}$  não se mostrou adequado quando os resíduos foram dispostos superficialmente no solo, e nessa condição as  $TmCO_{fo(L)}$ , variando de 20,3 a 60,1%, mostraram-se mais indicadas.
- Independentemente das formas de cálculo e de aplicação dos resíduos, somente a  $TmNO_{Est}$  de 13,2%, quando da incorporação do LE, foi inferior aos 20% preconizados na Resolução N° 375/2006 do CONAMA. As demais taxas de mineralização de NO encontradas foram superiores à fração de mineralização mínima, estabelecida como referencial para cálculo da dose de LE digerido anaerobicamente a ser aplicada ao solo, segundo estabelecido na Resolução CONAMA N° 375/2006.

## REFERÊNCIAS

ABREU JÚNIOR, C. H.; BOARETO, A. N.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos Ci. Solo**, v. 4, p. 391-470, 2005.

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 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, SP, 2004.

ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. **Bragantia**, Campinas, SP, v. 65, n. 4, p. 659-668, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS-ABNT. **NBR-10664**. Rio de Janeiro, 1989. 7 p.

BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; NEVES, J. C. L.; SILVA, D. D. Parametrização de modelos de mineralização do nitrogênio orgânico em solo tratado com água residuária da suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, SP, v. 5, n. 2, p. 99-110, 2010.

BERNAL, M. P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; PAREDES, C.; ROIG, A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 69, p. 175-189, 1998.

BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 13, n. 2, p.187-192, 1989.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. D. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesq. agropec. bras.**, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; MAXIMILIANO, V. C. B. **Emissão de C-CO<sub>2</sub> em amostras de latossolo tratadas com lodos de esgoto**. Brasília: EMBRAPA-Meio Ambiente, 2009. 20 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 53).

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; MAXIMILIANO, V. C. B; PIRES, A. M. M. **Determinação da fração de mineralização de compostos nitrogenados de lodos de esgoto aplicados em solo agrícola**. Brasília: EMBRAPA-Meio Ambiente, 2011. 5 f. (Circular Técnica, 20).

BOYLE, M.; PAUL, E. A. Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. **Soil Science Society of America Journal**, v. 53, p. 99-103, 1989.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto, 2006. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, 30 ago. 2006. Seção 1, p. 141.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Recursos Sólidos**. Versão preliminar para consulta pública. Brasília, 2011. 109 p.

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; VIDOR, C. Nitrogênio orgânico no solo. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica no solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, RS: Gênese, 1999. p. 117-138.

DEMATTE, J. L. I. O uso agrônomo de resíduos x fertilizantes na cultura da cana-de-açúcar. In: DECHEN, A. R.; BOARETTO, A. E.; VERDADE, F. C. (Coord.). REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20., 1992, Piracicaba. **Anais...** Campinas, SP: Fundação Cargill, 1992. p. 213-251.

DIAS, B. O. **Caracterização da matéria orgânica de latossolo sob aplicação continuada de lodo de esgoto**. 2005. 68 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2005.

DIAS, L. E.; BARROS, N. F.; FRANCO, A. A. **Curso de fertilidade e manejo do solo**: Módulo 6-nitrogênio. Brasília: Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior, 1995. 76 p.

DICK, D. P.; NOVOTNY, E. H.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (Ed.). **Química e mineralogia do solo**. Parte II – Aplicações. Viçosa, MG: SBCS, 2009. p. 1-67.

FEBRER, M. C. A.; MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N.; COSTA, L. M. Dinâmica da decomposição mesofílica de resíduos orgânicos misturados com águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 10, n.1-4, 2002.

GLÓRIA, N. A. Uso agrônômico de resíduos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 22., 1992, Piracicaba. **Anais...** Campinas, SP: Fundação Cargill, 1992. p. 195-212.

GONÇALVES, J. L. M.; VAZ, L. M. S.; AMARAL, T. M.; POGGIANI, F. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: II Efeito na fertilidade do solo, nutrição e crescimento das árvores. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 179-196.

GOYAL, S.; CHANDER, K.; MUNDRA, M. C.; KAPOOR, K. K. Influence of inorganic fertilizers and organic amendments on soil organic matter and soil microbial properties under tropical conditions. **Biol. Fert. Soils**, v. 29, p. 196-200, 1999.

GUIMARÃES, P. T.; NOGUEIRA, F. D.; LIMA, P. C.; GUIMARÃES, M. J.; POZZA, A. A. Adubação e nutrição do cafeeiro em sistema orgânico de produção. **Inf. Agropec.**, n. 214/215, p. 63-81, 2002.

HATTORI, H.; MUKAI, S. Decomposition of sewage sludges in soil as affected by their organic matter composition. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 32, n. 3, p. 421-432, 1986.

HAUSER, S.; GANG, E.; NORNGROVE, L.; BIRANG, M. Decomposition of plant material as an indicator of ecosystem disturbance in tropical land use systems. **Geoderma**, v. 129, p. 99-108, 2005.

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 34, p. 1743-1752, 2010.

IGLESIAS-JIMENEZ, E.; PEREZ-GARCIA, V. Determination of maturity indices for city refuse. composts. **Agric. Ecosys. Environ.**, v. 38, p. 331-343, 1992.

KABATA, P. A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton, FL: CRC Press, 2000. 331 p.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in relation extracts by the salicylate method. **Soil Science Plant Analyze**, New York, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.

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

LAMPKIN, N. H.; PADEL, S. **The economics of organic farming an International Perspective**. Wallingford: CAB International, 1994. 468 p.

LOEHR, R. C. **Poluition control for agriculture**. New York: Academic Press, 1984. 467 p.

MANZONI, S.; PORPORATO, A. A theoretical analysis of nonlinearities and feedbacks in soil carbon and nitrogen cycles. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, p. 1542-1556, 2007.

MARION, G. M.; KUMMEROW, J.; MILLER, P. C. Predicting nitrogen mineralization in chaparral soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 45, p. 956-961, 1981.

MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. B. N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 41, n. 7, p. 1149-1155, 2006.

MATOS, A. T.; VIDIGAL S. M., SEDIYAMA, M. A. N.; GARCIA, N. C. P.; RIBEIRO, M. F. Compostagem de alguns resíduos orgânicos utilizando-se águas residuárias da suinocultura como fonte de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 2, n. 2, p.199-203, 1998.

MATOS, A. T. **Disposição de águas residuárias no solo**. Viçosa, MG: AEAGRI-MG/DEA/UFV, 2007. 140 p. (Caderno Didático, 38).

MATOS, A. T. **Práticas de qualidade do meio físico ambiental**. Viçosa, MG: AEAGRI-MG/DEA/UFV, 2010. 100 p. (Caderno Didático, 34).

MATTIAZZO-PREZOTTO, M. E. Química ambiental e agronomia. In: DECHEN, A. R.; BOARETTO, A. E.; VERDADE, F. C. (Coord.). REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20., Piracicaba,SP. 1992. **Anais...** Campinas, SP: Fundação Cargill, 1992. p. 157-178.

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, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.109-141.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. D. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 32, p. 101-110, 2008.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo**: métodos de análises. Viçosa, MG, 2005. 77 p.

MENDONÇA, E. S.; LOURES, E. G. **Curso de fertilidade e manejo do solo**: Módulo 5 - Matéria orgânica do solo. Brasília: Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior, 1995. 45 p.

MENGEL, K. Turnover of organic nitrogen in soils and its availability to crops. **Plant Soil**, v. 181, p. 83-93, 1996.

MIKKELSEN, R. L. Beneficial use of swine by-products: opportunities for the future. In: POWER, J. F.; DICK, W. A. (Ed.). **Land application of agricultural, industrial and municipal by-products**. Madison: Soil Sci. Soc. of Am., Inc., 2000. p. 451-480.

NICHOLSON, F. A.; CHAMBERS, B. J.; SMITH, K. A. Nutrient composition of poultry manures in England and Wales. **Biores. Technol.**, v. 58, p. 279-284, 1996.

OLIVEIRA, F. C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. 247 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, SP, 2000.

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

PEREIRA, J. M. Predição do índice de mineralização do nitrogênio em solos através da comparação de modelos não lineares. In: SEAGRO, 10., 2003, Lavras. **Anais...** Lavras, MG, 2003.

PIRES, A. M. M.; MATTIAZZO, M. M. **Avaliação da viabilidade do uso de resíduos na agricultura**. Brasília: EMBRAPA-Meio Ambiente, 2008. 9 p. (Circular Técnica, 19).

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas, SP: Instituto Agrônômico, 1997. 285 p.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃEZ, P. T.; ALVAREZ, V. H. (Ed.). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes para o estado de Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.

ROCHA, G. N.; GONÇALVES, J. L. M.; MOURA, I. M. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 28, p. 623-639, 2004.

SANCHEZ, P. A.; LOGAN, T. J. Myths and science about the chemistry and fertility of soils in the tropics. In: LAL, R.; SANCHEZ, P. A. (Ed.). **Myths and science of soils in the tropics**. [S.l.]: SSA Spec. Pub., 1992. p. 35-46.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p. 275-374.

SIMONETE, M. A. **Alterações nas propriedades químicas de um argissolo adubado com lodo de esgoto e desenvolvimento e acúmulo de nutrientes em plantas de milho**. 2001. 89 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, SP, 2001.

SOARES, M. T. S. **Taxas de mineralização e de lixiviação do nitrogênio, e alterações da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Amarelo degradado e outro não-degradado fertilizados com biossólido e florestados com Eucalyptus grandis**. 2003. 142 f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, SP, 2003.

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

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potential of soil. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 36, n. 2, p. 465-471, 1972.

TERRY, R. E.; NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 43, p. 494-499, 1979.

UNSAI, T.; OK, S. S. Description of characteristics of humic substances from different waste materials. **Biores. Technol.**, v. 78, p. 239-242, 2001.

VANEGAS CHACÓN, E. A. **Caracterização, decomposição e biodisponibilidade de nitrogênio e fósforo de materiais orgânicos de origem e vegetal.** 2006. 143 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.

VARGAS, M. A.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos solos dos cerrados.** Planaltina, GO: EMBRAPA-CPAC, 1997. 524 p.

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

VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L.; RAIJMAKERS, W. M. F.; JANSSEN, B. H. Relationship between availability indices and plant uptake of nitrogen and phosphorus from organic products. **Plant Soil**, v. 200, p. 215-226, 1998.

XIN, T. H.; TRAINA, S. J.; LOGAN, T. J. Chemical properties of municipal solid waste compost. **J. Environ. Qual.**, v. 21, p. 318-329, 1992.

YANG, J. E.; SCHAFF, B. E.; KIM, J. J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and soil extracts. **Soil Sci. Sm. J.**, v. 62, p. 1108-1115, 1998.

WEILER, D. A.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; SANTOS, G. F.; SCHMALZ, C. R.; DALAZEN, G.; LONGHI, R.; OLIVO, J. Avaliação do potencial de nitrificação e mineralização do nitrogênio de dejetos suínos no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., Gramado, 2007. **Anais...** Viçosa, MG, 2007. 5 p.

## **APÊNDICES**

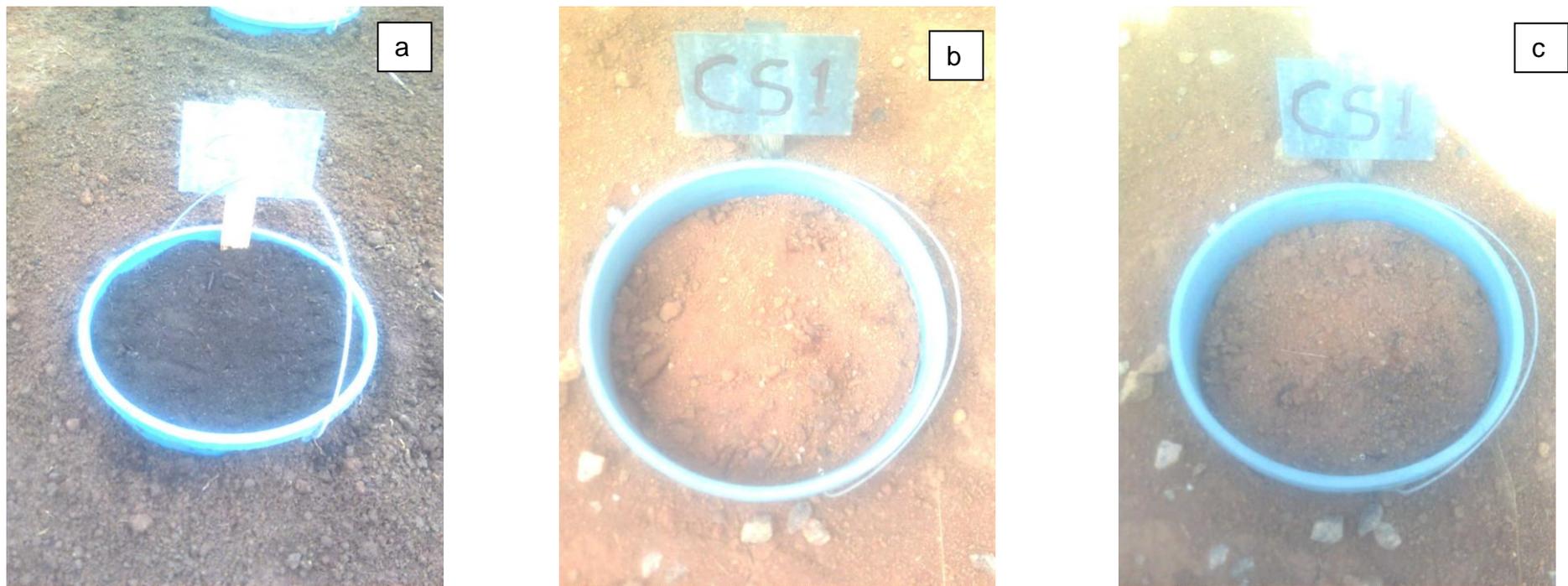


Figura 1A - Aspecto do composto de lixo urbano (CL) aplicado superficialmente ao solo receptor, nos meses de dezembro de 2010 (a) e maio (b) e novembro (c) de 2011.

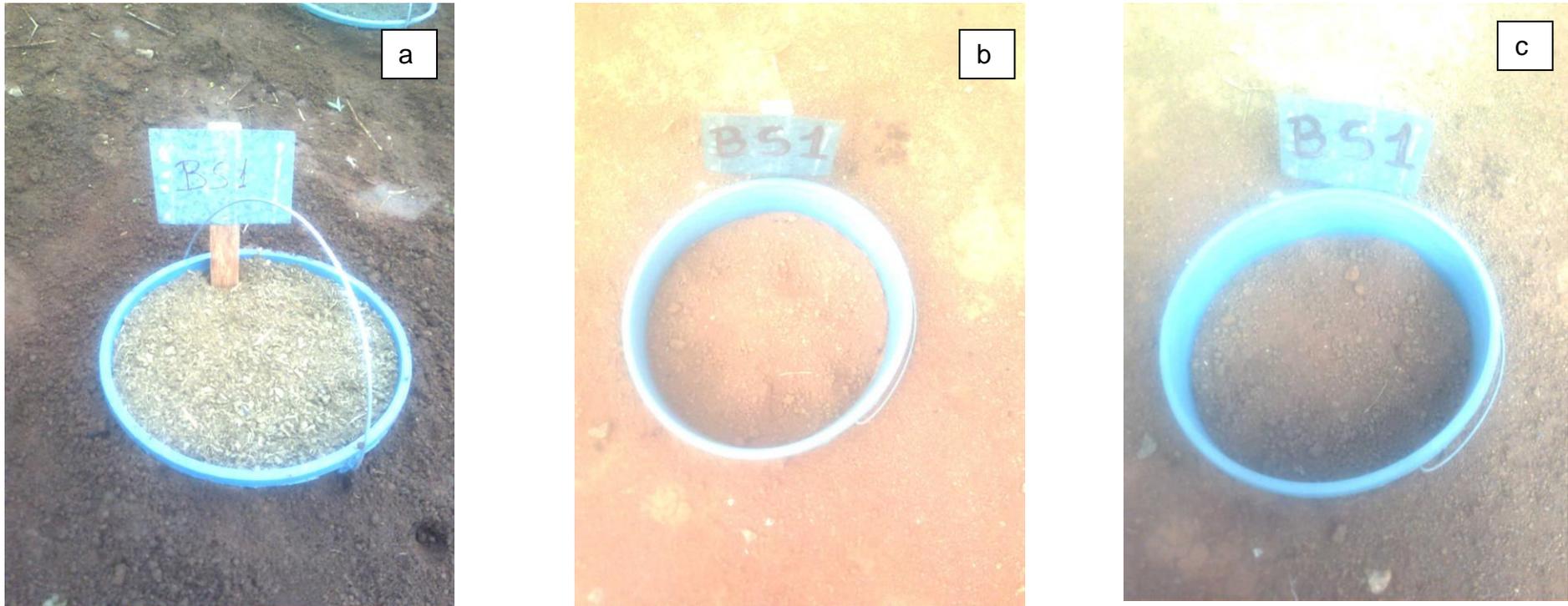


Figura 2A - Aspecto do esterco de bovinos (EB) aplicado superficialmente, nos meses de dezembro de 2010 (a) e maio (b) e novembro (c) de 2011.

Tabela 1A - Resumo das análises de variância das concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável, nitrogênio inorgânico, nitrogênio orgânico, nitrogênio orgânico acumulado e relação carbono/nitrogênio obtida durante a decomposição dos resíduos orgânicos, incorporados ao solo

Fonte de variação	GL	Quadrado médio				
		CO <sub>fo</sub> <sup>(1)</sup>	N <sub>inorg</sub> <sup>(2)</sup>	NO <sup>(3)</sup>	N <sub>inorgA</sub> <sup>(4)</sup>	C/N <sup>(5)</sup>
Blocos	3	0,568 <sup>*</sup>	235,59 <sup>*</sup>	0,0014 <sup>ns</sup>	235,59 <sup>ns</sup>	1,75 <sup>ns</sup>
Resíduo (parcela)	4	0,0585 <sup>ns</sup>	1952,44 <sup>*</sup>	0,0074 <sup>*</sup>	1595,59 <sup>*</sup>	24,58 <sup>ns</sup>
Erro (a)	12	0,0706	248,13	0,0010	248,13	8,28
Tempo (subparcela)	12	0,5412 <sup>*</sup>	9002,88 <sup>ns</sup>	0,0135 <sup>*</sup>	11977,73 <sup>*</sup>	75,74 <sup>*</sup>
Resíduo x Tempo	48	0,0412 <sup>ns</sup>	478,04 <sup>ns</sup>	0,0009 <sup>ns</sup>	477,00 <sup>*</sup>	7,12 <sup>*</sup>
Erro (b)	180	0,0429	322,53	0,0011	322,52	4,28
Erro combinado		0,0450	316,80	0,0011	316,80	4,59
GL erro combinado		181,00	191,00	191,00	191,00	174,00
CV erro (a)		17,29	35,36	14,54	38,60	23,39
CV erro (b)		7,57	40,31	15,09	44,00	16,83

<sup>ns</sup> e <sup>\*</sup> Não significativo e significativo a 5% de probabilidade.

(1) Carbono orgânico facilmente oxidável.

(2) Nitrogênio inorgânico.

(3) Nitrogênio orgânico.

(4) Nitrogênio inorgânico acumulado.

(5) Relação carbono/nitrogênio.

Tabela 2A - Resumo das análises de variância das concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável, nitrogênio inorgânico, nitrogênio orgânico, nitrogênio orgânico acumulado e relação carbono/nitrogênio obtida durante a decomposição dos resíduos orgânicos aplicados superficialmente ao solo

Fonte de variação	GL	Quadrado médio				
		CO <sub>fo</sub> <sup>(1)</sup>	N <sub>inorg</sub> <sup>(2)</sup>	NO <sup>(3)</sup>	N <sub>inorgA</sub> <sup>(4)</sup>	C/N <sup>(5)</sup>
Blocos	3	0,5819 <sup>ns</sup>	135,85 <sup>ns</sup>	0,0066 <sup>ns</sup>	135,85 <sup>ns</sup>	5,45 <sup>ns</sup>
Resíduo (parcela)	4	11,9122 <sup>*</sup>	5536,23 <sup>*</sup>	0,0425 <sup>*</sup>	4401,99 <sup>*</sup>	60,45 <sup>*</sup>
Erro (a)	12	0,6695	129,60	0,0070	129,59	5,08
Tempo (subparcela)	12	6,6878 <sup>*</sup>	5993,64 <sup>*</sup>	0,0253 <sup>*</sup>	11299,17 <sup>*</sup>	94,82 <sup>*</sup>
Resíduo x Tempo	48	0,7697 <sup>*</sup>	977,58 <sup>*</sup>	0,0025 <sup>*</sup>	997,67 <sup>*</sup>	7,11 <sup>*</sup>
Erro (b)	180	0,0997	305,15	0,0013	305,15	4,27
Erro combinado		0,1435	291,64	0,0017	291,64	4,33
GL erro combinado		76,00	189,00	93,00	189,00	189,00
CV erro (a)		31,11	19,37	29,98	20,70	18,79
CV erro (b)		12,01	29,72	12,86	31,80	17,21

<sup>ns e \*</sup> Não significativo e significativo a 5% de probabilidade.

(1) Carbono orgânico facilmente oxidável.

(2) Nitrogênio inorgânico.

(3) Nitrogênio orgânico.

(4) Nitrogênio inorgânico acumulado.

(5) Relação carbono/nitrogênio.