

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

MINERALIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DE
LODO APLICADO NO SOLO E
PRODUTIVIDADE DO
CAPIM-TIFTON 85

DIOGO ANDRÉ PINHEIRO DA SILVA

Belo Horizonte

2017

**MINERALIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DE
LODO APLICADO NO SOLO E PRODUTIVIDADE DO
CAPIM-TIFTON 85**

DIOGO ANDRÉ PINHEIRO DA SILVA

DIOGO ANDRÉ PINHEIRO DA SILVA

**MINERALIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DE
LODO APLICADO NO SOLO E PRODUTIVIDADE DO
CAPIM-TIFTON 85**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição

Orientador: Antonio Teixeira de Matos

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2017

S586m

Silva, Diogo André Pinheiro da.

Mineralização da matéria orgânica de lodo aplicado no solo e produtividade do capim-tifton 85 [manuscrito] / Diogo André Pinheiro da Silva. - 2017.

ix, 90 f., enc.: il.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 79-90.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio ambiente - Teses.
3. Lodo de esgoto - Teses. 4. Matéria orgânica - Teses. I. Matos, Antônio Teixeira de. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)



FOLHA DE APROVAÇÃO


Mineralização da matéria orgânica do lodo aplicado no solo e
produtividade do capim-tifton 85

DIOGO ANDRÉ PINHEIRO DA SILVA

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:


Prof. ANTÔNIO TEIXEIRA DE MATOS - Orientador

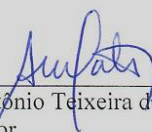

Prof. MARCOS VON SPERLING


Prof. REGYNALDO ARRUDA SAMPAIO

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH


Prof. Nilo de Oliveira Nascimento
Coordenador

Versão Final aprovada por


Prof. Antônio Teixeira de Matos
Orientador

Belo Horizonte, 29 de março de 2017.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela oportunidade e aprendizado proporcionados.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM, pelo auxílio à pesquisa através da bolsa de pós-graduação.

Aos professores da Universidade Federal de Minas Gerais, que contribuíram de forma significativa com a minha formação acadêmica e profissional, repassando seus conhecimentos e experiências.

Ao meu orientador, Professor Antonio Teixeira de Matos, pela confiança, pela disponibilidade e por ter sido um grande apoiador e incentivador deste trabalho.

Aos meus pais e irmãos pelo apoio e incentivo de sempre.

A minha esposa Andreza e meu filho Arthur, por todo amor e por sempre estarem ao meu lado em todo o tempo.

Aos meus amigos do DESA/UFMG, pela parceria, pelo apoio nesta trajetória e pela oportunidade de dividir muitas experiências. Especialmente à Taiana, pelo seu apoio primordial nesta jornada e Isabelle, por toda ajuda concedida, além de todos aqueles com quem tive maior convívio (Nicole, Iacy, Jessyca, Rodrigo, Jorge, Marcus, Lariza, Camila, Josiane, Juscelino, Elias e Lucas).

A todos que não foram citados, mas que tiveram contribuição direta e indireta para que este trabalho se tornasse possível, o meu mais sincero agradecimento.

RESUMO

O objetivo, com a realização deste trabalho, foi avaliar e quantificar a mineralização da matéria orgânica de lodo de tanque séptico (LTS), de lodo digestor anaeróbico (LDA), de lodo reator UASB (LRU) e de resíduo orgânico retirado em diferentes profundidades na camada acumulada em sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV), além da produtividade do capim-tifton 85, em Argissolo Vermelho Amarelo adubado com esses materiais orgânicos, com a dose de aplicação equivalente a $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de nitrogênio total (NT), em área da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), e sua degradabilidade em condições climáticas controladas pelo método respirométrico, no laboratório de Físico-Química do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), nas doses equivalentes de $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de NT e $600 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de NT. Os diferentes tipos de resíduos orgânicos foram coletados na Estação de Tratamento de Esgoto do Ribeirão Arrudas (ETE - Arrudas) e no Centro de Pesquisa e treinamento em Saneamento (CePTS - UFMG/COPASA). Dentre as formas de obtenção do valor da fração de mineralização (FM), a que utilizou as equações ajustadas do modelo de decaimento de cinética de duas fases foi a que gerou resultados mais confiáveis. Assim, os valores de FM de carbono orgânico mineralizado (COT_{min}), estimados aos 215 dias de em condições de campo, foram de 93 a 100% nos LSAC-EVs, 97% nos LRU e LTS e de 69% no LDA; quando se considerou o COfo , foi de 96 a 100% nos LSAC-EVs, 99% nos LRU e LTS e de 83% no LDA. Ao se considerar o nitrogênio orgânico (NO), como referência, os valores de FM apresentaram-se na faixa de 92 a 100% nos LSAC-EV, LDA e LTS e de 87% no LRU. Os valores de FM quantificados no ensaio de respirometria, para a dose de aplicação dos resíduos orgânicos equivalentes a $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de NT, foram de 50 a 79%, nos LSAC-EVs e de 53; 88 e 90%, respectivamente nos LRU, LTS e LDA. Em relação à dose de $600 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de NT, os valores de FM foram de 26 a 79% nos LSAC-EVs e de próximo de 100% nos demais resíduos. Em condições de campo, os valores de FM foram maiores do que os observados nas condições controladas, em laboratório. A incorporação dos resíduos ao solo concorreu para que houvesse aumento de até 15,8 vezes na produtividade do capim-tifton 85, em relação ao controle (sem adubação). Com base nos resultados obtidos para as frações de mineralização e no histórico operacional do LSAC-EV, conclui-se que o tempo de permanência do lodo de tanque séptico nos SACs-EV deva ser maior que 1 ano e pode prolongar por mais tempo, tendo em vista que, nesse período, o material atinge maior estabilização e ainda mantém seu valor como fertilizante agrícola.

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate and quantify the organic matter mineralization of organic waste from septic tank (LTS), anaerobic digester (LDA), UASB reactor (LRU) and material withdrawn at different depths in the residue layer (SAC-EV), in addition to the productivity of Tifton 85 grass, in a Red Yellow Argisol fertilized with these organic materials, with the application rate equivalent to $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ of nitrogen (NT) in the University Federal of Minas Gerais (UFMG), and in climatic conditions controlled by the respirometric method, at the Laboratory of Physical and Chemical of the Department of Sanitary and Environmental Engineering (DESA), at the equivalent doses of $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ of NT and $600 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ of NT. The different types of residues were collected at the Sewage Treatment Plant of Ribeirão Arrudas (ETE - Arrudas) and at the Center for Research and Training in Sanitation (CePTS - UFMG / COPASA). Among the ways of obtaining the value of the fraction of mineralization (FM), using the adjusted equations of the kinetic decay model of two phases, was the one that generated results that are more reliable. Thus, the FM values of the organic material, considering the mineralized organic carbon values (COT_{min}), estimated at 215 days of degradation under field conditions, were 93 to 100% in the LSAC-EVs, 97% in the LRU and LTS and 69% in LDA; when CO_f , was considered 96 to 100% in LSAC-EVs, 99% in LRU and LTS and 83% in LDA. When considering organic nitrogen (NO) as a reference, FM values ranged from 92 to 100% in the LSAC-EV, LDA and LTS and 87% in the LRU. The values of FM quantified in the respirometry test for the dose of application of the organic residues equivalent to $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ of NT, were 50 to 79% in the LSAC-EVs and 53; 88 and 90% respectively in the LRU, LTS and LDA. In relation to the dose of $600 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ of NT, the FM values were 26 to 79% in the LSAC-EVs and close to 100% in the other residues. In field conditions, the FM values were higher than observed under the conditions controlled, in the laboratory. The incorporation of the residues in the soil contributed to the increase of up to 15, 8 times in the yield of Tifton 85 grass, in relation to the control (without fertilization). Based on the results obtained for the mineralization fractions and in the operational history of the LSAC-EV, concluded that the time of the septic tank sludge in the SAC-EVs should be greater than 1 year and may extend for longer, taking since in this period the material reaches greater stabilization and still maintains its value as an agricultural fertilizer.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	VIII
LISTA DE TABELAS.....	X
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	XI
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3 REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1 LODO DE ESGOTO SANITÁRIO	4
3.2 TRATAMENTO DE LODO DE ESGOTO SANITÁRIO EM SAC-EV	6
3.3 LODO DE REATOR UASB.....	9
3.4 DISPOSIÇÃO DO LODO NO SOLO.....	9
3.5 USO AGRÍCOLA DO LODO DE ESGOTO SANITÁRIO.....	12
3.6 MINERALIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA NO SOLO.....	13
3.7 DOSE DE APLICAÇÃO DE LODO NO SOLO	17
3.8 PRODUTIVIDADE DE CULTURAS ADUBADAS COM LODO.....	20
3.9 MODELOS MATEMÁTICOS PARA A PREDIÇÃO DO DECAIMENTO DA MO.....	21
4 MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1 COLETA DOS LODOS UTILIZADOS NOS EXPERIMENTOS	25
4.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DOS LODOS	28
4.2.1 <i>Caracterização da matéria úmida</i>	28
4.2.2 <i>Caracterização da matéria seca</i>	29
4.3 EXPERIMENTO DE CAMPO.....	31
4.3.1 <i>Caracterização do solo</i>	31
4.3.2 <i>Delineamento experimental e dose de aplicação dos lodos</i>	33
4.4 COEFICIENTES DE DECAIMENTO DO CARBONO E NITROGÊNIO ORGÂNICOS DO LODO NO SOLO.....	36
4.5 FRAÇÃO DE MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO ORGÂNICOS DOS LODOS NO SOLO	37
4.6 PRODUTIVIDADE DO CAPIM-TIFTON 85.....	40
4.7 DEGRADABILIDADE DO CARBONO ORGÂNICO SOB CONDIÇÕES CONTROLADAS EM LABORATÓRIO	41
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DOS LODOS	44

5.2	CONTEÚDO DE ÁGUA E TEMPERATURA EM AMOSTRAS DA MISTURA LODO SOLO	44
5.3	COMPORTAMENTO DO PH NA MISTURA LODO SOLO	46
5.4	TEOR INICIAL E DECAIMENTO DO COT E COFO NAS MISTURAS LODO SOLO COLETADAS NAS UNIDADES EXPERIMENTAIS	48
5.5	CINÉTICA DE DEGRADAÇÃO DO CARBONO ORGÂNICO TOTAL E CARBONO ORGÂNICO FACILMENTE OXIDÁVEL DOS LODOS INCORPORADOS AO SOLO	49
5.6	FRAÇÃO MINERALIZADA DO COT E COFO DO MATERIAL ORGÂNICO NAS UNIDADES EXPERIMENTAIS	57
5.7	DECAIMENTO DO NITROGÊNIO ORGÂNICO DO LODO INCORPORADO AO SOLO	59
5.8	CINÉTICA DE MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO ORGÂNICO DO LODO INCORPORADO AO SOLO	61
5.9	FRAÇÃO DE MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO ORGÂNICO DO LODO INCORPORADO AO SOLO	64
5.10	DEGRADABILIDADE DO MATERIAL ORGÂNICO DO LODO INCUBADO NO SOLO EM CONDIÇÕES DE LABORATÓRIO	66
5.11	TAXA DE DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DOS LODOS DE ESGOTO SANITÁRIO	67
5.12	CINÉTICA DE DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA DOS LODOS DE ESGOTO SANITÁRIO MISTURADOS COM SOLO	68
5.13	DEGRADABILIDADE DO MATERIAL ACUMULADO NO SAC-EV E SUA INFLUÊNCIA NAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS DESSES SISTEMAS	74
5.14	PRODUTIVIDADE DO CAPIM-TIFTON 85	75
6	CONCLUSÕES	78
7	RECOMENDAÇÕES	80
8	REFERÊNCIAS	81

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Material orgânico mineralizado (MO_{min}) com o tempo de monitoramento.....	22
Figura 4.1 - Descarga de lodo de esgoto sanitário de tanque séptico no SAC-EV	25
Figura 4.2 - Detalhes da localização do resíduo orgânico acumulado, da sua coleta no SAC-EV e do seu manejo para uso no experimento.....	26
Figura 4.3 - Lodo de esgoto sanitário	27
Figura 4.4 - Lodo de reator UASB	27
Figura 4.5 - Lodo de digestor anaeróbio	28
Figura 4.6 - Destilador de Kjeldahl utilizado na quantificação do teor de nitrogênio (total/inorgânico) nas amostras.....	29
Figura 4.7 - Detalhe do equipamento utilizado na quantificação do teor de carbono orgânico total	30
Figura 4.8 - Localização da área experimental.....	31
Figura 4.9 - Detalhe do perfil de solo de onde foi retirado material para enchimento das covas da área experimental	32
Figura 4.10 - Área onde o experimento de campo foi implantado e detalhe das covas utilizadas como unidade experimental	33
Figura 4.11 - Detalhe do processo de mistura dos lodos e resíduo orgânico no solo que sofreram desaguamento (sólido) (a e b) e não desaguado (líquido) (c e d), antes de sua disposição nas covas	34
Figura 4.12 - Detalhe do preenchimento das covas (a) e coleta das amostras (b).....	35
Figura 4.13 - Média diária dos dados climáticos de precipitação e temperatura média do ar, obtidos no período de condução do experimento	35
Figura 4.14 - Detalhe do crescimento do capim-tifton 85 nas covas preenchidas com a mistura de lodo e resíduo orgânico no solo	40
Figura 4.15 - Respirômetro de Bartha	41
Figura 4.16 - Detalhe da estrutura utilizada na incubação dos lodos e do resíduo orgânico no solo	42
Figura 4.17 - Detalhamento do equipamento utilizado na medição da condutividade elétrica na solução contida (a) e aeração os respirômetros (b).....	43
Figura 5.1 - Conteúdo de água nas misturas lodos e resíduo orgânico ao solo na camada de 0 - 20 cm (a) e índices pluviométricos (b) no período de 215 dias de monitoramento após incorporação das misturas	45
Figura 5.2 - Valores de pH dos lodos e resíduo orgânico no solo na camada de 0 - 20 cm no período de 215 dias de experimento	47
Figura 5.3 - Teores de carbono orgânico total (a) e carbono orgânico facilmente oxidável (b) em amostras da mistura lodo e do resíduo orgânico ao solo, coletadas na camada de 0 - 20 cm, nas unidades experimentais, no período de 215 dias.....	48
Figura 5.4 - Massa mineralizada de carbono orgânico total dos lodos e do resíduo orgânico, por unidade de massa do solo, e respectivas curvas ajustadas aos dados obtidos, durante o tempo de 215 dias de monitoramento, após sua incorporação ao solo.....	50
Figura 5.5 - Massa mineralizada de carbono orgânico facilmente oxidável do material, por unidade de massa da mistura solo-resíduo, e respectivas curvas ajustadas aos dados obtidos, durante o tempo de 215 dias de monitoramento, após efetuada a incorporação dos resíduos.....	53
Figura 5.6 - Teores de nitrogênio total e nitrogênio orgânico em amostras da mistura dos lodos e do resíduo orgânico ao solo, coletadas na camada de 0 - 20 cm, nas unidades experimentais, no período de 215 dias	60

Figura 5.7 - Mineralização acumulada do nitrogênio orgânico dos resíduos orgânicos incorporados ao solo e respectivas curvas ajustadas aos dados obtidos durante o tempo de 215 dias de monitoramento	62
Figura 5.8 - Quantidade de carbono emanado acumulado, na forma de CO ₂ (C-CO ₂), das misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo e solo controle, durante o período de 140 dias de incubação das amostras	66
Figura 5.9 - Massa acumulada de C-CO ₂ evoluído, por unidade de massa das misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo, considerando-se a dose de 300 kg ha ⁻¹ de N, no tempo de 140 dias de incubação das amostras	70
Figura 5.10 - Massa acumulada de C-CO ₂ evoluído, por unidade de massa das misturas resíduo orgânico-solo incorporadas ao solo, considerando-se a dose aplicada de 600 kg ha ⁻¹ de N, no tempo de 140 dias de incubação das amostras.....	71
Figura 5.11 - Produtividade de matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 nas unidades experimentais.....	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Teores na matéria seca de nutrientes e de substâncias orgânicas e inorgânicas em diferentes tipos de lodos produzidos no Brasil.....	6
Tabela 3.2 - Concentração de compostos orgânicos e inorgânicos na camada de resíduo orgânico acumulado em SAC-EV	8
Tabela 3.3 - Produção anual de lodo e quantidades utilizadas na agricultura, em países da União Europeia.....	11
Tabela 4.1 - Resultados da caracterização física e química dos lodos e resíduo orgânico utilizados no experimento.....	30
Tabela 4.2 - Características físicas e químicas do solo	32
Tabela 5.1 - Parâmetros das equações de decaimento segundo a cinética de primeira ordem e a cinética de duas fases, para a estimativa da fração de mineralização do carbono orgânico total (FMCOT) na mistura dos lodos e do resíduo orgânico, obtidos após 215 dias de incorporação ao solo.....	55
Tabela 5.2 - Parâmetros das equações de decaimento segundo a cinética de primeira ordem e a cinética de duas fases, para a estimativa da fração de mineralização do carbono orgânico facilmente oxidável (FMCOfo) na mistura dos lodos e do resíduo orgânico, obtidos após 215 dias de incorporação ao solo.....	57
Tabela 5.3 - Estimativa para fração mineralizada de carbono orgânico total e carbono orgânico facilmente oxidável nas misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo coletadas nas unidades experimentais, aos 365 dias	58
Tabela 5.4 - Parâmetros das equações de decaimento segundo a cinética de primeira ordem e cinética de duas fases para a estimativa da fração de mineralização do nitrogênio orgânico no solo	63
Tabela 5.5 - Estimativa para fração mineralizada do nitrogênio orgânico nas misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo coletadas nas unidades experimentais, aos 365 dias.....	65
Tabela 5.6 - Fração de mineralização do carbono orgânico dos lodos e do resíduo orgânico, nos experimentos I e II	68
Tabela 5.7 - Parâmetros das equações de decaimento segundo a cinética de primeira ordem e cinética de duas fases para a estimativa da biodegradabilidade das misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo	72
Tabela 5.8 - Parâmetros das equações de decaimento segundo a cinética de primeira ordem e cinética de duas fases para a estimativa da biodegradabilidade das misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo.....	74

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

CO - carbono orgânico

COT - carbono orgânico total

COT_{min} - carbono orgânico mineralizado

CO_{fo} - carbono orgânico facilmente oxidável

ETEs - estações de tratamento de esgoto

FM - fração de mineralização

FMs - frações de mineralização

LDA - lodo de dígestor anaeróbio

LRU - lodo de reator UASB

LSAC-EV - resíduo orgânico acumulado em sistema alagado construído de escoamento vertical

LTS - lodo de tanque séptico

MO - matéria orgânica

MO_{min} - matéria orgânica mineralizável

NO - nitrogênio orgânico

NT - nitrogênio total

SACs-EV - Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Vertical

SNIS - Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento

SVT - sólidos voláteis totais

UASB - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*)

UE - União Europeia

1 INTRODUÇÃO

Para a melhor preservação do meio ambiente e se minimizar a preocupação com a saúde pública, faz-se necessária a implantação e operação de adequado sistema de tratamento do esgoto sanitário. No Brasil e no mundo, notadamente nos países em desenvolvimento, o saneamento básico ainda é um problema preocupante, visto que boa parte da população não tem acesso à coleta e ao tratamento de esgoto.

Nos últimos anos, tem aumentado o atendimento por redes de esgoto e seu respectivo tratamento (40,8% do total gerado e 70,9% do coletado), segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2014). Com o aumento no número de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) existe tendência de conseqüente aumento na quantidade de lodo produzido, uma vez que, no tratamento do esgoto, objetiva-se a sua estabilização, tendo-se, como produto final, a fase líquida (efluente) e a fase sólida (“lodo de esgoto”).

Dentre os sistemas de tratamento de esgoto doméstico, destaca-se o que utiliza tanque séptico, por se tratar de tecnologia descentralizada, que permite o tratamento desses despejos *in loco*, não necessitando de grandes redes de coleta para seu posterior tratamento. Os tanques sépticos necessitam, no entanto, de manutenção periódica, pois o lodo acumulado no seu interior precisa ser removido periodicamente, de forma a não comprometer o funcionamento do sistema (PHILIPPI, 1993).

Da mesma forma que os tanques sépticos, sistemas anaeróbios de tratamento de águas residuárias de diferentes fontes, como os reatores anaeróbios de fluxo ascendente, comumente denominados UASB, necessitam de remoção periódica do lodo acumulado. Nesses reatores, a maior parte (cerca de 50 a 70%) do material orgânico biodegradável presente no despejo é convertida em metano, enquanto menor parte (cerca de 5 a 15%) é convertida em biomassa microbiana, vindo a constituir o lodo excedente do sistema (CHERNICHARO, 2007).

Outra tecnologia que tem sido estudada no tratamento/destinação provisória é a que se refere à disposição do lodo em sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACs-EV), também denominados “leitos de secagem plantados”, sistema de tratamento em que o lodo é aplicado superficialmente sobre um substrato poroso e vegetado, onde, formando um resíduo orgânico de coloração escura, rico em matéria orgânica, vai sendo acumulado (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012a). O material sólido disposto nesses sistemas forma

distintas camadas, com diferentes graus de humificação e mineralização, de acordo com o tempo de permanência no sistema.

Embora o lodo represente apenas 1% a 2% do volume do esgoto tratado, o seu gerenciamento é bastante complexo e tem um custo geralmente de 20% a 60% do total gasto na operação de uma ETE (VON SPERLING; ANDREOLI, 2014). Dentre as várias opções de destinação final do lodo gerado, destacam-se: os aterros sanitários municipais ou privados, a incineração, a transformação em agregados e a disposição em áreas agrícolas, sendo essa última uma tendência atual e mais promissora, em termos de sustentabilidade (TSUTIYA, 2001).

A destinação final de lodo de esgoto sanitário no solo está fundamentada nos elevados teores de carbono e nitrogênio contidos, além do aumento na capacidade de troca catiônica (CTC) e da neutralização da acidez que esses resíduos orgânicos podem proporcionar ao solo (MATOS, 2014).

Diversos fatores interferem na decomposição e na mineralização de materiais orgânicos, dentre os quais, podem ser citados a relação carbono-nitrogênio (C/N) dos resíduos, as características físicas, químicas e biológicas, além da temperatura e teor de água no solo (FIGUEIREDO *et al.*, 2012).

A quantificação da mineralização do carbono e nitrogênio orgânicos pode ser obtida em condições de campo ou climáticas controladas, em laboratório. Ao serem monitoradas em função do tempo e após ajustados modelos matemáticos e obtidos coeficientes (BOEIRA *et al.*, 2011), dentre eles a fração de mineralização (FM), utilizada na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006). Comumente, a dinâmica na mineralização da matéria orgânica de resíduos orgânicos aplicados em solos tem sido expressa por uma equação de cinética química de primeira ordem (STANFORD; SMITH, 1972), assim como, pelo modelo exponencial de duas fases (INOBUCHI *et al.*, 1985).

Pouco conhecimento se tem, entretanto, a respeito das taxas de mineralização e do valor fertilizante dos referidos resíduos orgânicos. Neste estudo, objetiva-se avaliar a mineralização do material orgânico presente no lodo de sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio do esgoto sanitário e do material orgânico acumulado em sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV), quando disposto no solo, além da disponibilização de nutrientes e produtividade vegetal em solos nos quais foram incorporados.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Avaliar e quantificar a mineralização da matéria orgânica de lodo de esgoto sanitário de diferentes origens, quando incorporado ao solo, e a produtividade do capim-tifton 85 no solo adubado com esses materiais orgânicos.

2.2 *Objetivos específicos*

Avaliar as características físicas e químicas de lodo de tanque séptico desaguado em leito de secagem, de resíduo orgânico coletado em diferentes profundidades na camada de acumulação em SAC-EV, de lodo proveniente de reator UASB desaguado em leito de secagem, e lodo de digestor anaeróbico que não sofreu desaguamento;

Avaliar e quantificar o decaimento do carbono e nitrogênio orgânicos constituintes de diferentes tipos de resíduos orgânicos incorporados ao solo, em condições de campo;

Avaliar a produtividade de biomassa da parte aérea do capim-tifton 85 cultivado em unidades receptoras dos resíduos em avaliação;

Avaliar e quantificar a degradabilidade do carbono presente nos lodos e resíduo orgânico aplicado ao solo e mantido sob condições climáticas controladas, em laboratório.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Lodo de esgoto sanitário

Os esgotos sanitários ou domiciliares provêm, principalmente, de residências, edifícios comerciais, instituições ou qualquer edificação que contenha instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas ou outro dispositivo de utilização da água para fins domésticos. Essas águas residuárias apresentam, em média, 70% de matéria orgânica que, geralmente, é: composta por proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (10%) e, em menor quantidade, uréia, surfactantes, fenóis e pesticidas (COSCIONE; CEOLATO, 2006).

O Brasil, nos últimos anos, tem aumentado o atendimento público por redes de coleta de esgoto e, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2014), o índice médio desse atendimento é de 57,6% nas áreas urbanas das cidades brasileiras, destacando-se a região Sudeste, com média de 83,3%. No que se refere ao tratamento dos esgotos sanitários, observa-se que o índice médio do país chegou a 40,8% do volume total gerado e 70,9% do coletado.

Torna-se importante ressaltar que o volume de esgotos sanitários tratados, que era de 3,624 bilhões de metros cúbicos, em 2013, foi para 3,764 bilhões de metros cúbicos, em 2014, correspondendo a um incremento de 3,9%. Com a tendência em aumentar o número de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e, portanto, de lodo gerado, o tratamento e a disposição final desses resíduos passou a ser um grande problema a ser gerenciado por prestadores de serviço.

Diante da necessidade de tratamento e disposição de lodo, devem ser criadas formas ambientalmente seguras e economicamente viáveis para evitar problemas de lançamento de contaminantes e patógenos no ambiente (EPA, 1997). Entre as principais opções de disposição de lodo no ambiente encontram-se: 1) disposição no solo (uso agrícola, florestas, áreas de recuperação); 2) disposição em aterro; 3) disposição no mar; 4) incineração (MATTHEWS, 1992).

No Brasil, o lodo de esgoto tem sido disposto em aterros sanitários, sistemas que nas grandes cidades encontram-se em processo de saturação (FERREIRA *et al.*, 2012) e, de acordo com as diretrizes previstas na Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, esse tipo de destinação

deverá ser restringido, em função da existência de melhores formas de seu destino e uso (BRASIL, 2010).

As principais características físicas e químicas do lodo de esgoto produzidos nas ETEs estão ligadas ao tipo de esgoto afluente ao sistema de tratamento e o método de operação adotado. Segundo von Sperling e Gonçalves (2014), a produção de lodo a ser gerado é função básica do sistema de tratamento utilizado na fase líquida, sendo os lodos produzidos por processos biológicos classificados em:

- a) lodo primário: produzidos a partir de processos que recebem esgoto bruto nos decantadores primários, composto pelos sólidos sedimentáveis do esgoto bruto;
- b) lodo biológico e/ou lodo secundário: resultado da biomassa que cresceu às custas do alimento fornecido pelo esgoto afluente;
- c) lodo misto: resultante da mistura do lodo primário e secundário; e
- d) lodo químico: gerado em sistemas de tratamento que incorporam uma etapa de tratamento físico e químico, para melhorar o desempenho do decantador primário ou dar um polimento no efluente secundário;

De maneira genérica, pode-se considerar que o lodo gerado nos decantadores primários de ETEs convencionais apresenta quantidades significativas de sólidos (de 3 a 7%), contendo de 60 a 80% de matéria orgânica na sua matéria seca e, nos tratamentos secundários aeróbios, o lodo contém, tipicamente, 0,5 a 2% de sólidos, contendo 50 a 60% de matéria orgânica na sua matéria seca (OUTWATER, 1994).

De acordo com van Raij *et al.* (2001), em geral, os lodos de esgoto estão desbalanceados em termos de nutrientes, sendo pobres em potássio, tendo em vista que no processo de separação da fração sólida do esgoto, elementos químicos mais solúveis, como esse, permanecem em solução e são descartados com o sobrenadante tratado. Segundo Andreoli *et al.* (2002), os nutrientes nitrogênio e fósforo são encontrados em maiores quantidades, enquanto os cátions, cálcio e magnésio em menores.

Na Tabela 3.1 está apresentado um resumo da composição química no lodo gerado em cinco ETEs do Brasil, sob diferentes sistemas de tratamento.

Tabela 3.1 - Teores na matéria seca de nutrientes e de substâncias orgânicas e inorgânicas em diferentes tipos de lodos produzidos no Brasil

Constituinte	Unidade	Estação de Tratamento de Esgoto – ETE			
		Jundiaí, SP ⁽¹⁾	Barueri, SP ⁽²⁾	Pacotuba, ES ⁽³⁾	Medianeira, PR ⁽⁴⁾
pH	-	7,9	6,9	5,2	2,6
Teor de água	dag kg ⁻¹	64,6	41,6	-	92,6
SVT	dag kg ⁻¹	57,1	43	-	13,3
COT	dag kg ⁻¹	27,4	27,8	16,0	27,2
NT	dag kg ⁻¹	2,9	3,3	0,6	-
Fósforo	g kg ⁻¹ de ST	8,2	2,9	0,4	4,3
Potássio	mg kg ⁻¹ de ST	2,8	150	0,2	5,9
Cálcio	g kg ⁻¹ de ST	15,7	1,3	-	-
Magnésio	g kg ⁻¹ de ST	1,2	0,21	-	-
Manganês	mg kg ⁻¹ de ST	-	192	-	30
Ferro	g kg ⁻¹ de ST	22,4	23,2	-	-
Arsênio	mg kg ⁻¹ de ST	< 0,01	-	< 0,5	-
Bário	mg kg ⁻¹ de ST	235	-	156	-
Boro	mg kg ⁻¹ de ST	231	-	-	-
Cádmio	mg kg ⁻¹ de ST	9,0	0,1	< 0,05	-
Chumbo	mg kg ⁻¹ de ST	168	107	29	40
Cobre	mg kg ⁻¹ de ST	562	1024	98	103
Cromo	mg kg ⁻¹ de ST	161	19	26	-
Enxofre	g kg ⁻¹ de ST	20,2	-	-	-
Mercúrio	mg kg ⁻¹ de ST	< 0,01	-	-	-
Molibdênio	mg kg ⁻¹ de ST	-	-	3,5	-
Níquel	mg kg ⁻¹ de ST	37,1	180	11	6,9
Selênio	mg kg ⁻¹ de ST	< 0,01	-	< 0,5	-
Zinco	mg kg ⁻¹ de ST	1321	5200	409	690

Fontes: ⁽¹⁾Costa *et al.* (2014); ⁽²⁾Silva *et al.* (2014); ⁽³⁾Delarmelina *et al.* (2013); ⁽⁴⁾Lopes (2015).

SVT: sólidos voláteis; COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total.

Nota: ⁽¹⁾Lodo produzido na ETE de Jundiaí-SP, que opera com digestão aeróbia e estabilização anaeróbia em lagoas de decantação, o lodo gerado é desaguado em leito de secagem; ⁽²⁾Lodo de esgoto de biodigestor; ⁽³⁾Sistema de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio de fluxo ascendente, valores originais em mg dm⁻³ estimados em dag kg⁻¹ e mg kg⁻¹, adotando-se a massa específica de 1.000 kg m⁻³; ⁽⁴⁾Lodo produzido na ETE de Medianeira-PR.

3.2 Tratamento de lodo de esgoto sanitário em SAC-EV

Os sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACs-EV) plantados constituem sistemas de tratamento naturais e descentralizados para o tratamento de lodos anaeróbios ou

aeróbios, com baixo custo de implantação, simplicidade operacional, baixo consumo energético e passíveis de serem implantados nas mais diversas situações, além de não necessitarem da adição de produtos químicos para se realizar o desaguamento do lodo (SUNTTI *et al.*, 2011).

O lodo de esgoto sanitário, quando disposto para tratamento em SAC-EV, passa pelo processo de desidratação, que ocorre de maneira natural, principalmente em decorrência da drenagem e evapotranspiração da água no meio suporte que, por sua vez, são fortemente influenciadas pelo teor de água e quantidade de sólidos totais (ST) no lodo.

Stefanakis e Tsihrintzis (2011b) observaram que a desidratação do lodo de esgoto é aumentada pela presença da vegetação na camada superior plantada no SAC-EV, as quais absorvem nutrientes e água pelas raízes, transpirando água pelas folhas. De acordo com Gagnon *et al.* (2012), as perdas de água por evapotranspiração estão diretamente associadas à produtividade de biomassa do vegetal.

A presença da vegetação pode influenciar no escoamento vertical descendente, uma vez que o movimento de tombamento do caule das plantas, decorrente da ação do vento, pode proporcionar fissuras na camada superficial do leito poroso, aumentando as perdas de água por evaporação. Isto foi observado por Nielsen (2011), em relatos da presença de fendas ao redor do caule das plantas na camada superior de um SAC-EV.

No tratamento do lodo de esgoto sanitário, quando aplicado em SAC-EV, uma parcela significativa de sua massa fica retida na camada superior do substrato de seu preenchimento, fica susceptível à estabilização e mineralização. Para adequada operação desses sistemas, torna-se necessária a remoção ou limpeza periódica dessa camada de resíduo orgânico, quando essa atingir a altura máxima de acúmulo no SAC-EV, para que o sistema possa voltar a receber material e visando-se obter aumento no desaguamento final e mineralização mais completa do resíduo orgânico retido, o que pode variar de um a vários anos (UGGETTI *et al.*, 2009; NIELSEN; LARSEN, 2016).

As alterações ocorridas no resíduo orgânico acumulado são dependentes do tipo de vegetação e tempo de permanência, resultando em um material humificado, mineralizado e desidratado. Assim, o lodo superficial, mais novo, apresenta coloração negra e é mais fresco e menos estabilizado, enquanto nas camadas mais profundas apresenta coloração amarronzada e com aparência próxima à de solo (STEFANAKIS *et al.*, 2011).

A estabilização dos lodos ocorre em decorrência de uma série de processos bioquímicos que ocorrem em áreas próximas às das raízes das plantas, sendo os ácidos orgânicos e o nitrogênio removidos por oxidação, amonificação, nitrificação e desnitrificação (UGGETI *et al.*, 2012). O efeito positivo das plantas na estabilização do lodo também foi observado por Peruzzi *et al.* (2013).

As principais características físicas e químicas encontradas no resíduo orgânico acumulado em SAC-EV seguem apresentadas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Concentração de compostos orgânicos e inorgânicos na camada de resíduo orgânico acumulado em SAC-EV

Variável	Unidade	Furtado, (2012) ⁽¹⁾	Stefanakis <i>et al.</i> (2012) ⁽²⁾			Matamoros <i>et al.</i> (2012) ⁽³⁾	
			0 - 20	0-10	10-20	0-10	20-30
Camada acumulada (cm)							
pH	-	5,81	6,5	-	-	-	-
Teor de água	dag kg ⁻¹ de ST	60,0	-	-	15,2	18,4	19,2
ST	dag kg ⁻¹ de ST	40,0	-	-	-	-	-
SVT	dag kg ⁻¹ de ST	11,0	-	-	-	-	-
COT	dag kg ⁻¹ de ST	17,3	-	-	28,5	26,2	24,3
NT	dag kg ⁻¹ de ST	1,57	3,0	2,9	3,35	2,95	2,76
Fósforo	dag kg ⁻¹ de ST	0,67	0,78	0,83	0,94	1,26	1,49
Potássio	dag kg ⁻¹ de ST	0,81	-	-	0,70	0,57	0,57
Cálcio	dag kg ⁻¹ de ST	0,77	-	-	4,04	3,69	3,67
Magnésio	dag kg ⁻¹ de ST	0,16	-	-	0,54	0,46	0,49
Sódio	dag kg ⁻¹ de ST	-	-	-	0,19	0,19	0,18
Manganês	mg kg ⁻¹ de ST	-	195,8	198,9	510	550	620
Ferro	mg kg ⁻¹ de ST	-	4103	4576	5900	4600	4500
Cádmio	mg kg ⁻¹ de ST	0,9	4,1	4,2	1,8	2,3	2,2
Chumbo	mg kg ⁻¹ de ST	-	30,5	38,7	61	78	87
Cobre	mg kg ⁻¹ de ST	151,3	123,6	104,8	184	251	251
Cromo	mg kg ⁻¹ de ST	5,9	116,5	144,5	42	56	55
Níquel	mg kg ⁻¹ de ST	13,0	33,2	36,5	30	43	41
Zinco	mg kg ⁻¹ de ST	759,0	424	506	1098	1443	1506

Em que, ST: sólidos totais; SVT: sólidos voláteis totais; COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total.

3.3 Lodo de reator UASB

Em Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB), a biomassa cresce e se multiplica às custas de matéria orgânica, que usualmente fica retida por um longo período de tempo, durante o qual ocorre a digestão anaeróbia do material celular, sendo o lodo biológico classificado como “lodo secundário ou excedente”, periodicamente descartado do sistema. A produção do lodo secundário ocorre em função da carga de demanda química de oxigênio (DQO) aplicada, sendo que se considerada a relação de 0,12 a 0,18 kg de sólidos em suspensão (SS) por kg de DQO, obtém-se uma produção *per capita* de cerca de 0,1 kg hab⁻¹ d⁻¹ de DQO, 150 g hab⁻¹ d⁻¹ de SS (ANDREOLI *et al.*, 2014).

Os processos anaeróbios, em geral, produzem quantidades menores de lodo, a produção de lodo é variável em função do tipo de tratamento adotado; no Brasil sistemas aeróbios de lodo ativado produzem 37 g de lodo hab⁻¹ d⁻¹, enquanto que sistemas anaeróbios apenas 15 g de lodo hab⁻¹ d⁻¹ (ANDREOLI *et al.*, 1997). Uma alternativa para melhorar as características do lodo excedente de digestão anaeróbia é utilizar as fases mesofílica e termofílica, o que proporciona a obtenção de um material com condições adequadas para que possa ser utilizado, sem restrições sanitárias, na agricultura (RUBIO-LOZA; NOYOLA, 2010).

Como o lodo secundário do sistema de tratamento preserva algumas características do afluente tratado, a presença de metais pesados nesse material está diretamente relacionada à contaminação do esgoto sanitário. As principais fontes de contaminação estão relacionadas ao despejo nas redes coletoras por indústrias de galvanoplastia, indústrias químicas e indústrias metálicas (SILVA *et al.*, 2014).

3.4 Disposição do lodo no solo

O lodo secundário aplicado no solo, por ser fonte de matéria orgânica e nutrientes para as plantas, apresenta características de condicionador e fertilizante de solos, podendo, desta forma, ser utilizado na recuperação de áreas degradadas (BETTIOL *et al.*, 1983) ou como adubação orgânica de solos agrícolas. No entanto, como, em sua composição, contém sais solúveis, metais pesados, compostos orgânicos persistentes e patógenos, o lodo pode estar sujeito a algumas restrições no seu manuseio e utilização no solo, pois, quando utilizado de forma inadequada, pode se tornar um risco ao ambiente (SOMMERS, 1997).

Outros efeitos indesejáveis da aplicação de lodo de esgoto sanitário no solo são a possibilidade de lixiviação de formas químicas mais solúveis para o subsolo e contaminar a água subterrânea, a volatilização de gases para a atmosfera, o desbalanço de nutrientes que pode causar a esse meio, e a introdução de agentes patogênicos ao solo. Entretanto, torna-se importante ressaltar que, de acordo com a USEPA (1995), os patógenos introduzidos no solo via lodo de esgoto sanitário permanecem na camada superficial do solo ou em pequenas profundidades e o tempo de sua sobrevivência no meio vai depender das características químicas, físicas e microbiológicas desse meio.

No Brasil, pesquisas sobre a disposição de lodo de esgoto no solo foram desenvolvidas no Programa de Pesquisa de Saneamento Básico - PROSAB (ANDREOLI *et al.*, 1999) e em Projetos de Reciclagem de Biossólidos (LARA, 2001), e apontam orientações para o grande potencial de disposição final desse resíduo, com destaque para sua aplicação no solo.

Ainda são escassas as informações sobre a geração e destinação do lodo de esgoto no Brasil e, segundo Sampaio (2013), o destino do lodo da maioria das ETEs em operação é o aterro sanitário. No entanto, a destinação agrícola vem crescendo nos últimos anos, principalmente nos estados de São Paulo, Paraná, Rio Grande do Sul e Distrito Federal, com uma quantidade anual destinada de, respectivamente, cerca de 8.500, 8.000 e 3.800 t ano⁻¹ de ST.

Machado *et al.* (2004), com base em informações das prestadoras de serviço de saneamento brasileiras responsáveis pelas ETEs, estimaram uma geração teórica de 151.724 t ano⁻¹ de lodo seco. Segundo esses autores, as informações referentes à produção real e à constituição dos biossólidos são escassas, pois, a maioria das operadoras de tratamento de esgoto não produzem as informações referentes ao lodo, de forma sistemática, dando enfoque somente ao esgoto tratado.

Na União Europeia (UE), parte do lodo de esgoto, depois de adequado tratamento químico e/ou biológico e higienização, é aplicado em áreas agrícolas para funcionar como condicionador, melhorando as características químicas, físicas e biológicas do solo, estimando-se que cerca de 40% do que é gerado tem tido essa destinação, conforme apresentado na Tabela 3.3.

Embora a utilização do lodo em terras agrícolas varie muito de país para país, verifica-se importante parcela com essa destinação final. Apesar das grandes quantidades utilizadas, ainda assim, são relativamente pequenas, em comparação com outros fertilizantes orgânicos e

inorgânicos, contribuindo com menos de 5% da quantidade total de adubo orgânico (de origem animal) utilizado sendo o lodo aplicado em menos de 5% das terras agrícolas da UE.

Tabela 3.3 - Produção anual de lodo e quantidades utilizadas na agricultura, em países da União Europeia

Países	Ano	Produção de lodo (t ano ⁻¹)	----- Agricultura -----	
			(t ano ⁻¹)	(%)
<i>Áustria (a)</i>	2006	252,800	38,400	16
<i>Bélgica</i>	2006	140,00	35,023	25
Bruxelas	2006	2,967	0	0
Região Flamenga	2006	101,913	0	0
Valónia (b)	2007	31,380	10,927	35
<i>Dinamarca</i>	2002	140,021	82,029	59
<i>Finlândia (c)</i>	2005	147,000	4,200	3
<i>França</i>	2007	1.125,000	787,500	70
<i>Alemanha (d)</i>	2007	2.056,486	592,552	29
<i>Grécia</i>	2006	125,977	56,4	< 1
<i>Irlanda</i>	2003	42,147	26,743	63
<i>Itália</i>	2006	1.070,080	189,554	18
<i>Luxemburgo (e)</i>	2005	8,200	3,780	46
<i>Holanda</i>	2003	550,000	34	< 1
<i>Portugal</i>	2006	401,000	225,300	56
<i>Espanha</i>	2006	1.064,972	687,037	65
<i>Suécia</i>	2006	210,000	30,000	14
<i>Reino Unido</i>	2006	1.544,919	1.050,526	68
<i>Bulgária</i>	2006	29,987	11,856	40
<i>Chipre</i>	2006	7,586	3,116	41
<i>República Checa (f)</i>	2007	231,000	59,983	26
<i>Estônia (g)</i>	2005	26,800	3,316	12
<i>Hungria</i>	2006	128,380	32,813	26
<i>Letônia</i>	2006	23,942	8,936	37
<i>Lituânia</i>	2007	76,450	24,716	32
<i>Malta (i)</i>		Nd	Nd	Nd
<i>Polônia</i>	2006	523,674	88,501	17
<i>Romênia</i>	2006	137,145	0	0
<i>Eslováquia</i>	2006	54,780	33,630	62
<i>Eslovênia</i>	2007	21,139	18	< 1
Total		10.135,745	3.995,523	39

Fonte: Milieu, WRc, RPA (2010)

3.5 Uso agrícola do lodo de esgoto sanitário

Rejeitos com características preponderantemente orgânicas, tais como os resíduos produzidos nas estações de tratamento de esgotos (ETEs), vêm sendo utilizados em diversos países, como nos Estados Unidos, na Inglaterra, na Austrália e no Japão, como condicionadores e, ou adubos orgânicos de solos agrícolas, entretanto, essa incorporação ao solo deve ser controlada e monitorada.

O lodo processado proveniente das ETEs, denominado biossólido quando devidamente higienizado, possibilita um manuseio seguro na agricultura, pois, além do alto teor de matéria orgânica, há, ainda, a presença de nutrientes essenciais às plantas, como o nitrogênio e o fósforo.

Considerando-se, entretanto, os riscos de contaminação ambiental pelos nutrientes e poluentes constituintes, além dos sanitários, a aplicação dos biossólidos na agricultura deve ser regulamentada, fixando-se suas condições e restrições, de forma a ser realizada de maneira segura para a população e o ambiente (ANDRADE, 2014). Para sua disposição final, deve-se considerar os aspectos relacionados à seu processo produtivo, qualidade do lodo em termos de metais pesados e contagem de microrganismos, teor de água, condições do solo, taxa de aplicação e tipo de culturas agrícolas a serem adubadas (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

Conforme já comentado, o lodo de esgoto sanitário disposto em áreas cultiváveis exerce importantes efeitos sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, agindo como condicionador e fertilizante, contribuindo, com isso, para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Gichangi *et al.* (2012) observaram que o lodo sanitário foi mais efetivo na recuperação dos atributos físico-hídricos da camada superficial do solo de uma área degradada que simplesmente a adição de adubação mineral, o que torna-se óbvio se for considerado que a matéria orgânica contida no lodo é importante agente de estruturação e, conseqüentemente, de melhoria nos referidos atributos do solo.

A aplicação de resíduos orgânicos em áreas agrícolas é, entretanto, ainda objeto de dúvidas, tendo em vista ser influenciada por grande número de fatores que interferem na dinâmica do C, N e organismos patogênicos no solo, como condições edafoclimáticas, características do resíduo e forma como ele é disposto no solo (PAULA *et al.*, 2013).

A mobilidade e disponibilidade de elementos químicos potencialmente tóxicos, como o Cádmio, o Cromo, o Chumbo, o Níquel e Zinco, no solo, causam maior preocupação pela frequência e concentração que podem estar presentes no lodo. Soriano-Disla *et al.* (2011), em estudo para examinar a influência das propriedades de diferentes classes de solo sobre a lixiviação de metais pesados, após uma única aplicação de lodo, encontraram que o pH do solo foi a propriedade mais importante para controlar essa mobilidade no meio.

No Brasil, o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgotos sanitários é disciplinado pela Resolução CONAMA N° 375/2006 (BRASIL, 2006). Nessa resolução, o lodo foi classificado como A e B (a partir de 2011, o B teve seu uso proibido em cultivos agrícolas). De acordo com o que está estabelecido na referida resolução, o lodo classe A pode ser utilizado na adubação de algumas culturas agrícolas, desde que se respeite a contagem máxima de organismos indicadores de agentes patogênicos, os quais são os coliformes termotolerantes, que devem estar presentes em contagem menor que 10^3 NMP/g de ST; ovos viáveis de helmintos, que devem ser de no máximo 0,25 ovo/g de ST; *Salmonella*, que deve estar ausente em 10 g de ST; e vírus, que deve apresentar contagem menor que 0,25 UFF/g de ST.

Em complemento a essa resolução, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento lançou as Instruções Normativas número 25 (BRASIL, 2009) e número 27 (BRASIL, 2006), regulamentando o registro de fertilizantes orgânicos para o uso agrícola, permitindo para lodo de esgoto sanitário e derivados apenas o uso classe A e excluindo-se a variável contagem de vírus, como limitante.

3.6 Mineralização da matéria orgânica no solo

A dinâmica dos resíduos orgânicos dispostos no solo está intimamente relacionada à sua taxa de mineralização e depende das características químicas do material, principalmente da relação carbono/nitrogênio e a forma de manejo e disposição. Conforme já comentado, o lodo de esgoto apresenta, em sua composição, nutrientes e elementos químicos necessários ao desenvolvimento e produção das plantas, os quais se encontram em sua grande parte na forma orgânica. Esses elementos químicos são liberados gradativamente no solo por processos oxidativos, de mineralização, fornecendo nutrientes ao longo do ano às plantas e reduzindo os riscos de poluição ambiental (MELO; MARQUES, 2000).

Os resíduos orgânicos aplicados no solo são gradativamente transformados, podendo interagir no processo de agregação do solo: em primeira etapa, ocorre a interação da fração mineral com a matéria orgânica do solo (MO) humificada, formando complexos organominerais; em segunda fase, com a inclusão de mais MO humificada e parte de MO transitória, há a formação de microagregados; e, finalmente, os microagregados são unidos uns aos outros, formando os macroagregados.

O aporte de materiais orgânicos ao solo estimula o desenvolvimento da população microbiana em razão da maior disponibilidade de carbono orgânico facilmente oxidável e nutrientes no meio (CAS, 2009). Na adição de resíduos orgânicos ao solo os microrganismos decompositores necessitam de 30 partes de C para cada parte de N, sendo 20 partes perdidas no processo, via CO₂, enquanto 10 partes irão compor a estrutura desses microrganismos (PEREIRA NETO, 1989). Quando o resíduo orgânico adicionado ao solo possuir relação C/N alta (maior que 30), pode ocorrer esgotamento do N no meio, em razão da grande demanda de N pela microbiota local, causando a imobilização desse nutriente. Por sua vez, materiais orgânicos possuidores de baixa relação C/N (menor que 20) tendem a mineralizar mais rapidamente o material orgânico nativo do solo, podendo causar depleção no teor de MO e, quando a relação C/N do resíduo orgânico se situa entre 20 e 30, têm-se um equilíbrio entre imobilização e mineralização (FONTANINE *et al.*, 2003).

Os lodos de esgoto apresentam, em sua composição, grande quantidade de carbono, evidenciando a participação expressiva da fração orgânica na massa seca total desse resíduo, com teores de MO entre 18 e 50% (BOYD *et al.*, 1980). As transformações que ocorrem na MO incorporada ao solo são dependentes da quantidade relativa de substratos ou componentes químicos, assim, a decomposição é favorecida pela composição bioquímica dos resíduos orgânicos com baixo teor de lignina ou compostos fenólicos, alto teor de materiais solúveis de nitrogênio, partículas de tamanho reduzido com baixa relação C/N, pelas condições físicas e químicas do solo que maximizem a atividade biológica, especialmente temperatura entre 30 e 35 °C e teor de água próximo ao da capacidade de campo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Hattori e Mukai (1986) observaram que a mineralização do carbono orgânico foi negativamente correlacionada com a soma do teor de matéria orgânica e lignina e positivamente com o teor de nitrogênio e proteína bruta no material orgânico do lodo; diante desses aspectos, os autores recomendaram que as taxas de aplicação de lodo no solo devam

ser determinadas levando-se em consideração a composição da matéria orgânica que o constitui.

Segundo Araújo *et al.* (2009) e Lobo (2010), o nitrogênio também se destaca na composição do lodo de esgoto, apresentando-se em concentrações relativamente altas, em média 31 g kg^{-1} ; este aspecto é de fundamental importância, pois o cálculo da dose de lodo com base no fornecimento de N às plantas é a forma de recomendação mais frequente utilizada (BRASIL, 2006). Durante o processo de decomposição da MO, há a mineralização do nitrogênio orgânico nela contido em nitrogênio mineral, cuja taxa depende da recalitrância e resistência do material à degradação proporcionada pelos microrganismos (CAMARGO *et al.*, 1997).

A mineralização do nitrogênio orgânico consiste no processo de conversão biológica do N ligado organicamente em proteínas, aminoaçúcares e ácidos nucleicos, em N inorgânico (HUTCHISON; WALWORTH, 2007) e, acontece de forma rápida em solos com alto teor de matéria orgânica, sendo dependente de fatores climáticos, físicos e biológicos. Durante a mineralização de resíduos orgânicos no solo, um dos produtos é o amônio (NH_4^+), que pode ser retido pelo solo, absorvido pelas plantas ou convertido em nitrato (NO_3^-). O nitrato, por sua vez, pode ser absorvido pelas plantas, lixiviado para fora da zona de absorção das raízes ou ser convertido em nitrogênio gasoso, sendo perdido para a atmosfera (BOEIRA, 2002).

A mineralização de materiais orgânicos tem sido comumente expressa pela variável denominada "fração de mineralização" (FM), que é a razão entre o que foi mineralizado e o que foi aplicado, num determinado tempo de degradação. Diversas são as maneiras de se quantificar FM, conforme apresentado por Paula *et al.* (2013), Pereira *et al.* (2015) e Diniz *et al.* (2016).

Moretti *et al.* (2015) avaliaram a mineralização da matéria orgânica do solo e do lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto a ele incorporado, por meio da evolução de C-CO₂. A incubação durou 135 dias, com teor de água equivalente ao de 70% da capacidade de campo, sob temperatura de $25 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ e ausência de luz. Os tratamentos foram constituídos de testemunha (solo controle) e, no ensaio I, as doses de 21,2; 42,4; 69,4; e 138,9 Mg ha^{-1} de lodo e composto de lodo na cultura da cana-de-açúcar, tendo havido tendência de aumento na evolução de C-CO₂ dos resíduos com o aumento nas doses de lodo incorporadas, tendo de 10,2% o valor máximo obtido com a aplicação da dose máxima aplicada ($138,9 \text{ Mg ha}^{-1}$). No

ensaio II, as doses foram de 120, 240, 360 e 480 Mg ha⁻¹. tendo sido observada a mesma tendência e a maior FM foi de 25,3%, obtida para a maior dose aplicada (480 Mg ha⁻¹).

Andrade *et al.* (2006) obtiveram valores de FM entre 5,4 e 27,2%, semelhantes em quatro lodos e um composto orgânico produzido à base de lodo de esgoto de diferentes sistemas de tratamento de esgoto, após a incorporação dos resíduos ao solo, em avaliação da degradabilidade da MO efetuada em condições de laboratório. Boyle e Paul (1989) obtiveram valores semelhantes em experimento sob condições controladas em laboratório, para dois tipos de lodo e pouco dependentes das doses aplicadas, o que pode ser atribuído à constituição do lodo de esgoto por materiais orgânicos persistentes no solo. Os valores de FM obtidos em laboratório são, no entanto, questionados por Pereira *et al.* (2015), que argumentaram que as condições impostas em laboratório não proporcionam a mesma degradabilidade obtida em condições de campo.

Frações de mineralização maiores que as encontradas nos experimentos em laboratório foram obtidas por Paula *et al.* (2013), ao investigar a mineralização do carbono e nitrogênio orgânicos de resíduos aplicados ao solo, em condições de campo. Esses autores observaram que a FM de carbono orgânico facilmente oxidável e nitrogênio orgânico estimadas, considerando-se as adições de material orgânico foi, após 120 dias de incorporação do resíduo, superiores a 89,3%, sejam nos resíduos que foram incorporados ao solo e os dispostos superficialmente e recomendaram sua estimativa a partir de dados de teor de carbono orgânico facilmente oxidável.

A fração de mineralização do nitrogênio orgânico no solo pode ser determinada experimentalmente, embora, na maioria dos países, sejam utilizados valores pré-definidos pela legislação, de acordo com cada processo de obtenção do lodo. Na Resolução nº 375 do CONAMA adotam-se os mesmos valores de fração de mineralização recomendados pela Agência Ambiental do EUA (United States Environmental Protection Agency, 1992), que variam de 40%, para lodos não digeridos, a 10%, para lodos compostados.

Diniz (2014), ao efetuar a disposição de lodos de esgoto sanitário digerido, não digerido e submetido a processos de compostagem e caleação, em condições de campo, nas formas superficial ou incorporada, recomendou que os valores de FM de lodo de esgoto sanitário, estabelecidos na Resolução CONAMA nº 375/2006, fossem revistos e sugeriu se considerar o valor de 97%, independente da forma de disposição desse resíduo no solo.

3.7 Dose de aplicação de lodo no solo

Os lodos devem ser aplicados de forma racional, com muita precaução, para que possa promover algum benefício real ao sistema solo-planta; a dose de aplicação é de fundamental importância, para que não ocorra o acúmulo de nutrientes no solo, podendo inviabilizar o cultivo agrícola ou proporcionar a possível percolação de alguns elementos químicos no solo, vindo a contaminar as águas subterrâneas.

De acordo com a Diretiva 86/278/EEC, a dose de aplicação no solo deve levar em conta as necessidades nutricionais das plantas, o pH do solo e a mobilidade de substâncias inorgânicas e a absorção pelas plantas (COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1986). Nos Estados Unidos, o órgão ambiental, *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 1993) desenvolveu normas regulamentando o uso e disposição segura de lodo de esgoto, incluindo o uso agrícola, com a taxa de aplicação baseada no fornecimento de N à cultura agrícola.

O Código Federal de Regulamentações, Título 40, Partes 257, 403 e 503 refere-se aos “Critérios para a utilização e disposição de lodo de esgoto” e foi finalizada em 1993. Em alguns países europeus define-se a dose com base na quantidade de matéria seca de lodo por hectare ao ano (1 a 4 t ha⁻¹ ano⁻¹) e em outros a dose de aplicação é baseada no fósforo aplicado.

No Brasil, em 2006, entrou em vigor a Resolução CONAMA n° 375/2006 (BRASIL, 2006) regulamentando uso de lodo em áreas agrícolas e a dose estabelecida na aplicação de N, baseada na utilizada nos EUA. Estabelece que a taxa de aplicação máxima (t ha⁻¹ ano⁻¹), em base seca, deve ser o menor valor calculado de acordo com os seguintes critérios:

- a) A aplicação máxima anual não deve exceder o quociente entre a quantidade de N recomendada para a cultura (em kg ha⁻¹), segundo a recomendação agrônômica oficial do Estado, e o teor de N disponível no lodo de esgoto (N_{disp} em kg t⁻¹), calculado de acordo com a fórmula de aplicação subsuperficial:

$$N_{disp} = (FM/100) \cdot (N_{kj} - N_{NH3}) + (N_{NO3} + N_{NO2}) \quad \text{Equação (1)}$$

em que,

FM: fração de mineralização do nitrogênio (%);

N_{kj} : nitrogênio Kjeldahl (g kg^{-1});

N_{NH_3} : nitrogênio amoniacal (mg kg^{-1}) e

$N_{NO_3} + N_{NO_2}$: nitrogênio nitrato e nitrito (mg kg^{-1}).

- b) O cálculo da taxa de aplicação máxima anual deverá levar em conta os resultados dos ensaios de elevação de pH provocado pelo lodo de esgoto, no solo predominante na região de modo a garantir que o pH final da mistura solo-lodo de esgoto não ultrapasse o limite de 7,0; e
- c) Deve-se observar os limites de carga total acumulada teórica no solo no que se refere à aplicação de substâncias inorgânicas.

Para o cálculo do nitrogênio disponível no lodo de esgoto ou produto derivado, as frações de mineralização a serem consideradas são:

Lodo não tratado primário e secundário	40%
Lodo digerido aerobiamente	30%
Lodo digerido anaerobiamente	20%
Lodo compostado	10%

Os valores apresentados acima têm sido questionados por Matos (2014), Paula *et al.* (2013), Pereira *et al.* (2015), Diniz *et al.* (2014), tendo em vista que esses autores consideram os valores excessivamente baixos e que não refletem a capacidade de mineralização de material orgânico em países de clima tropical.

Segundo Giacomini *et al.* (2015), em comparação do lodo de esgoto doméstico *in natura* e uma mistura com lodo e palha de aveia aplicado no solo, houve aumento na imobilização de nitrogênio microbiano na mistura, e a taxa de mineralização do nitrogênio no lodo *in natura* foi duas vezes maior do que a proposta na Resolução 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Matos (2014) sugere a utilização de outra equação para o cálculo das doses de aplicação de resíduos sólidos orgânicos em culturas agrícolas que, embora também adote o nitrogênio como nutriente referencial, desconta as quantidades disponibilizadas pela matéria orgânica do solo, de acordo com a dose a ser aplicada. Assim, de acordo com o método DEA/UFV,

sugerido por esse autor, a dose de resíduo sólido (Mg ha^{-1}), quando aplicado uma única vez na área, pode ser, então obtida por:

$$D_{res} = [N_{abs} - (T_{m1} \cdot MO \cdot \rho_s \cdot p \cdot 10^7 \cdot 0,05 \cdot n/12)] / [T_{m2} \cdot (n/12) \cdot N_{org} + (N_{amon} + N_{nitr}) \cdot PR] \quad \text{Equação (2)}$$

Em que,

N_{abs} - nitrogênio absorvido pela cultura (kg ha^{-1});

T_{m1} - taxa de mineralização da matéria orgânica anteriormente existente no solo ($\text{kg kg}^{-1} \text{ ano}^{-1}$): 0,01 a 0,15 $\text{kg kg}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sendo comum usar de 0,01 a 0,02 $\text{kg kg}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para material orgânico residual de cultivos agrícolas;

MO - matéria orgânica do solo (kg kg^{-1});

ρ_s - massa específica do solo (t m^{-3});

p - profundidade do solo considerada (m);

n - número de meses do ano;

T_{m2} - taxa de mineralização do Norg ($\text{kg kg}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

N_{org} - nitrogênio orgânico (g kg^{-1});

N_{amon} - nitrogênio amoniacal (g kg^{-1});

N_{nitr} - nitrogênio nítrico (g kg^{-1});

PR - proporção na recuperação do N mineral pela cultura (kg kg^{-1});

- Cultura de sistema radicular extensivo - 0,7
- Cultura anual - 0,5
- Arroz inundado - 0,3 a 0,5

Em aplicações sucessivas, numa mesma cultura e mesma área, a dose pode ser obtida por:

$$D_{res} = [N_{abs} - (T_{m1} \cdot MO \cdot \rho_s \cdot p \cdot 10^7 \cdot 0,05) \cdot (1 - T_{m2ACUM})] / [T_{m2} \cdot (n/12) \cdot N_{org} + (N_{amon} + N_{nitr}) \cdot PR] \quad \text{Equação (3)}$$

em que,

T_{m2ACUM} - é a massa de N disponibilizada com a mineralização do residual das adubações sucessivas, ao longo dos anos (kg kg^{-1}).

A taxa anual de mineralização do material orgânico dos resíduos é uma das variáveis que compõe as duas equações citadas e representam a variável fração de mineralização utilizada na equação apresentada na resolução CONAMA 375/2006.

3.8 Produtividade de culturas adubadas com lodo

Conforme já abordado, o lodo de esgoto pode ser utilizado como adubo orgânico, proporcionando melhorias físicas e químicas no solo e proporcionar aumento na produtividade agrícola, sendo crescente o interesse no aproveitamento desses resíduos orgânicos, nos últimos anos. Espera-se que os resíduos orgânicos, tais como lodo de esgoto sanitário, possam fornecer nutrientes aos vegetais e matéria orgânica para a atividade microbiana, preservando a biomassa natural do solo. Assim, a adubação com resíduos renováveis tem como objetivo aumentar a produtividade das culturas sem causar impacto ambiental (NASCIMENTO *et al.*, 2004; SOUZA *et al.*, 2005; BASSO *et al.*, 2004).

Tecnicamente, qualquer cultura agrícola pode ser adubada com lodo de esgoto, entretanto, dependendo da forma como o produto agrícola é produzido e consumido, a qualidade sanitária, estabelecida de acordo com o tratamento de higienização, deverá ser observado.

As gramíneas forrageiras tropicais constituem a base da dieta do rebanho bovino brasileiro em virtude do seu baixo custo de produção, alto potencial produtivo e da sua boa adaptação aos diversos ecossistemas brasileiros (ANUALPEC, 2008). Neste contexto, o capim-tifton 85 tem sido uma pastagem muito utilizada por produtores brasileiros e resultou do cruzamento da Tifton-68 (*Cynodon nlemfuensis Vanderyst*) com a *Cynodon dactylon L., Pers.*

O capim-tifton 85 apresenta alta produtividade de matéria seca, resposta à adubação e digestibilidade (VIELMO, 2008), além de maior teor de proteína bruta e boa relação cálcio/fósforo. Estas características favorecem a produção animal, sendo utilizado nos mais diversos sistemas produtivos (HANCOCK *et al.*, 2010).

A alta produtividade do capim-tifton 85 adubado com resíduos orgânicos tem sido observada em vários artigos científicos. Em trabalho realizado por Matos *et al.* (2008), o capim-tifton 85, cultivado por quatro meses, apresentou elevadas produtividades acumuladas de matéria seca (15 t ha^{-1}) e proteína bruta ($3,7 \text{ t ha}^{-1}$), e relativamente grande capacidade de remover nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio) e sódio da água residuária de laticínios aplicada como fertirrigação na cultura.

Matos *et al.* (2013) avaliaram o efeito da produtividade e composição química do capim-tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolato de resíduo sólido urbano e observaram aumento no rendimento de matéria seca, nível de proteína bruta e teores de

nitrogênio, potássio, sódio, cálcio, magnésio, manganês, cádmio, chumbo e ferro no solo, com o aumento nas doses de aplicação desse percolado.

Entretanto, caso sejam aplicadas doses acima das recomendáveis, podem ocorrer problemas para a qualidade do solo e das águas subterrâneas e, às vezes, até às plantas cultivadas. De acordo com Matos *et al.* (1997), os materiais reciclados devem ser usados com cuidado para evitar contaminação das águas superficiais, subterrâneas, contaminação das plantas e para evitar efeitos negativos sobre a qualidade do solo.

Silva *et al.* (2010) avaliaram as mudanças na disponibilidade de sódio em solo cultivado com capim-tifton 85 com a aplicação de percolado de resíduo sólido urbano e encontraram alterações nos valores de sódio do solo, tendo sido observado seu acúmulo em todas as camadas de solo analisadas, embora isto não tenha causado prejuízo à produtividade do capim.

Dentre os elementos essenciais às plantas e encontrados no lodo de esgoto, o potássio se apresenta em quantidades muito pequenas no material, sendo geralmente necessário sua complementação, de modo a evitar reflexos negativos na produtividade das culturas (SILVA *et al.*, 2011; ANDREOLI, 1999).

Nazário *et al.* (2013) observaram acúmulo de fósforo ($48,01 \text{ mg dm}^{-3}$), potássio ($89,0 \text{ mg dm}^{-3}$) e cálcio ($1,67 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no solo, quando aplicada uma dose equivalente a $39,54 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de esgoto doméstico proveniente de fossa séptica, valores acima dos mencionados em literatura (WERNER *et al.*, 1996; ERTHAL *et al.*, 2010). Os autores concluíram, entretanto, que a aplicação de esgoto doméstico nessa gramínea é uma importante alternativa para aproveitamento e destinação deste resíduo.

3.9 Modelos matemáticos para a predição do decaimento da MO

Para fins de descrever o comportamento da matéria orgânica (MO), após ser incorporada ao solo, no que se refere ao seu grau de degradação/mineralização ao longo do tempo, podem ser utilizados modelos matemáticos. Um dos primeiros modelos, para simular a dinâmica da matéria orgânica no solo foi proposto por Stanford e Smith (1972), para estimar a mineralização do N-orgânico por 30 semanas de incubação aeróbia da mistura solo e areia, com temperatura e teor de água controlados. O mesmo modelo pode ser adaptado para se

descrever a degradação/mineralização da matéria orgânica, em função do tempo de incubação, de forma acumulada, utilizando-se a equação 4 .

$$MO_{min} = MO_{pot} \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad \text{Equação (4)}$$

Em que,

MO_{min} - massa de matéria orgânica mineralizada do resíduo, de forma acumulada, em determinado período de tempo (M);

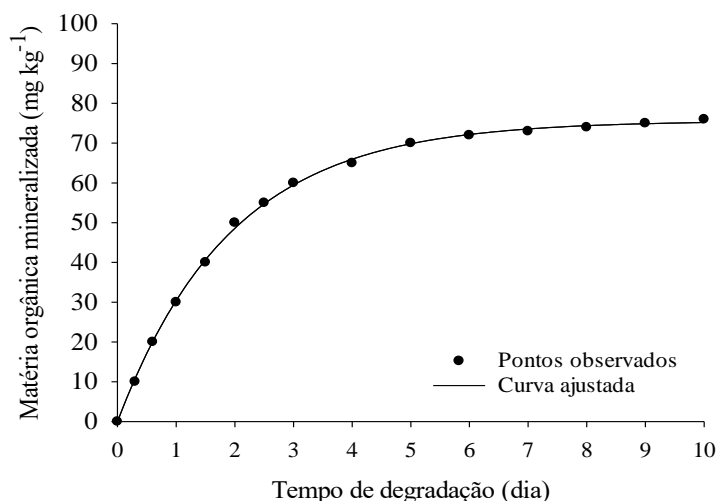
MO_{pot} - massa de matéria orgânica potencialmente mineralizável do resíduo (M);

k - coeficiente de degradação/mineralização da matéria orgânica do resíduo (T^{-1});

t - tempo (T).

Desta forma, o modelo empregado de cinética química de primeira ordem baseia-se no princípio de que a taxa de decomposição de determinado resíduo, em determinado instante de tempo, é diretamente proporcional à quantidade de resíduo presente neste mesmo momento (LATHAN, 1974). A taxa de mineralização é máxima no início do período de degradação resultado do maior aporte de substrato e diminui com o tempo, conforme apresentado na Figura 3.1.

Figura 3.1 - Material orgânico mineralizado (MO_{min}) com o tempo de monitoramento



A mineralização acumulada segue uma curva assintótica que tende a se estabilizar com o tempo. Isto ocorre em razão de prevalecerem, no início, compostos orgânicos de fácil degradação e, no decorrer do tempo, diminui essa concentração, aumentando-se a de

compostos recalcitrantes, menos suscetíveis à decomposição, o que justifica a adoção de modelos não lineares para o estudo do fenômeno.

O modelo exponencial de cinética de primeira ordem tem sido utilizado em diversos experimentos e, em diferentes condições de manejo, culturas e condições climáticas (MARIANO *et al.*, 2013). Segundo Andrade *et al.* (2006) o processo de degradação da MO ocorre em duas etapas: a primeira, intensa e de curta duração (média de 8 dias), em que compostos mais lábeis de carbono são exauridos e a segunda etapa, menos intensa e responsável por mais de 65% do total de carbono orgânico degradado durante o período de 70 dias de avaliação.

O modelo exponencial de duas etapas proposto por Inobushi *et al.* (1985) foi desenvolvido com a premissa de ajustar o N potencialmente mineralizável em solos alagados no Japão e Filipinas, num período de incubação anaeróbia de 12 semanas. Os resultados obtidos por estes autores demonstraram que existe uma relação linear entre o $\log(\Delta N/\Delta t)$ no tempo inicial da incubação e que gradualmente se aproximava de uma relação linear com o tempo. Portanto foi proposta a existência de dois compartimentos de mineralização, um de mais fácil mineralização e outro de mais difícil mineralização. E apresenta duas componentes: onde a primeira descreve a parte da matéria orgânica que é facilmente decomposta (fração lábil), enquanto a segunda está relacionada com os compostos da matéria orgânica recalcitrantes, isto é, os compostos que dificilmente são degradados/mineralizados (Figura 3.2). O modelo é descrito pela seguinte equação 5:

$$MO_{min} = MO_{fac} \cdot (1 - e^{-k_q \cdot t}) + MO_{dif} (1 - e^{-k_s \cdot t}) \quad \text{Equação (5)}$$

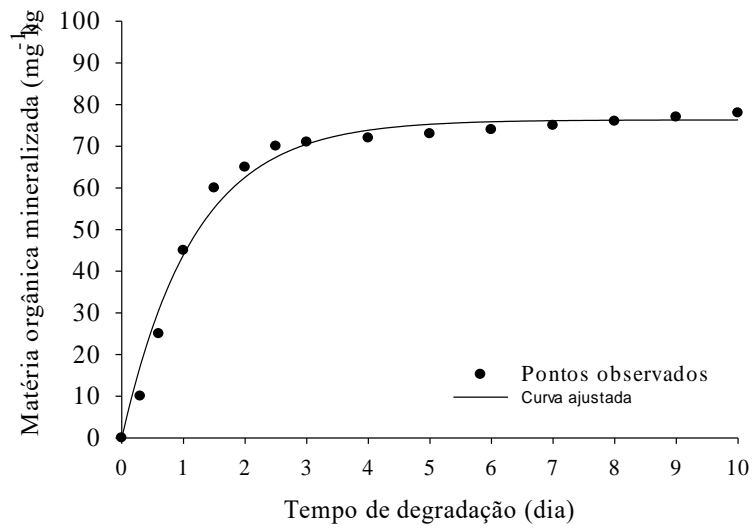
Em que,

MO_{fac} - massa de matéria orgânica facilmente mineralizável potencial do resíduo (M);

MO_{dif} - massa de matéria orgânica dificilmente mineralizável (recalcitrante) potencial do resíduo (M);

k_q e k_s - coeficientes de degradação/mineralização da matéria orgânica do resíduo (T^{-1}).

Figura 3.2 - Material orgânico mineralizado (MO_{min}) com o tempo de monitoramento



4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta dos lodos e resíduo orgânico utilizados nos experimentos

Os quatro resíduos utilizados no experimento de campo e laboratório, para verificar a mineralização da matéria orgânica no solo, foram coletados na Estação de Tratamento de Esgoto da Bacia do Ribeirão Arrudas (ETE-Arrudas), município de Belo Horizonte, Minas Gerais, sob as coordenadas geográficas: 19°53'42" S e 43°52'42" W e no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS-UFMG/COPASA), localizado na ETE-Arrudas. Sendo três lodos provenientes do CePTS-UFMG, o primeiro resíduo orgânico acumulado no SAC-EV coletado em três profundidades, o segundo lodo proveniente de tanque séptico desaguado em leito de secagem, o terceiro lodo proveniente de reator UASB desaguado em leito de secagem e o quarto lodo coletado em digestor anaeróbio que não sofreu desaguamento gerado no sistema de tratamento de esgoto doméstico da ETE-Arrudas.

O SAC-EV foi construído no ano de 2007, com as características típicas de um sistema francês de escoamento vertical (três unidades em paralelo, com alimentação alternada), com parâmetros de projeto para o tratamento de esgoto sanitário de uma população de 100 habitantes. Nas três unidades foi plantado o capim-tifton 85 (*Cynodon dactylon Pers*) e desde o início da operação, em novembro de 2008, as três unidades receberam esgoto oriundo de tratamento preliminar para alimentação do sistema. Em 27 de setembro de 2013, uma das unidades foi isolada e passou a receber lodo de tanque séptico, que era coletado em caminhão limpa fossa (Figura 4.1) e desaguado no sistema uma vez por semana e com volume variável, em média de 8,0 m³.

Figura 4.1 - Descarga de lodo de esgoto sanitário de tanque séptico no SAC-EV



Desde o início da operação com lodo de esgoto sanitário, a unidade plantada não apresentava acúmulo de sólidos na superfície do leito. No entanto, decorridos dois anos e oito meses de operação do sistema, ocorreu o acúmulo de uma camada de resíduo sólido orgânico, com características parecidas às de um solo, e com aproximadamente 15 cm de espessura, fato que proporcionou algumas alterações nas condições do meio, conforme apresentado na Figura 4.2.

Figura 4.2 - Detalhes da localização do resíduo orgânico acumulado, da sua coleta no SAC-EV e do seu manejo para uso no experimento



No dia 25 de maio de 2016 foi realizada a coleta do resíduo orgânico proveniente do SAC-EV, efetuada em três profundidades (camadas de 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 15 cm), conforme apresentado na Figura 4.2. As amostras foram coletadas aleatoriamente em distintas posições e profundidades da unidade, sendo esse material coletado em cada uma das respectivas profundidades homogeneizado, para obtenção de uma amostra composta.

O segundo resíduo, ou seja, o lodo de tanque séptico, foi coletado no CePTS-UFMG/COPASA, após efetuado o desaguamento de uma carga de caminhão limpa fossa, em leito de secagem, onde permaneceu por um período de duas semanas, para diminuir seu conteúdo de água (Figura 4.3).

Figura 4.3 - Lodo de esgoto sanitário



O terceiro resíduo, lodo gerado em reatores de fluxo ascendente (UASB) do CePTS-UFMG, tendo sido disposto em leito de secagem, onde foram coletadas amostras aleatórias, para obtenção de uma amostra composta (Figura 4.4).

Figura 4.4 - Lodo de reator UASB



Nos experimentos, também, foi utilizado o lodo efluente de digestores anaeróbios (quarto resíduo), utilizados no tratamento do lodo excedente do sistema de lodos ativados (ETE-Arrudas). O efluente foi coletado na canalização de saída aos digestores (Figura 4.5).

Figura 4.5 - Lodo de digestor anaeróbio



As amostras compostas de todos os resíduos coletados foram encaminhadas para análise no Laboratório de Análise Físico-Química da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG e preservadas a 4 °C até sua caracterização e incorporação no solo.

4.2 Caracterização física e química dos lodos e resíduo orgânico

4.2.1 Caracterização da matéria úmida

Essas análises foram executadas assim que os resíduos foram encaminhados ao laboratório, para preservar as características do material assim que foi coletado. O potencial hidrogeniônico foi medido em suspensão preparada com solução CaCl_2 ($0,01 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$). A quantificação dos sólidos totais (ST), sólidos voláteis totais (SVT) e conteúdo de água, seguiu-se o método gravimétrico, efetuadas de acordo com a metodologia descrita em Matos (2015).

Para quantificação do nitrogênio na forma inorgânica, utilizou-se o extrato do resíduo ou do solo com a solução de KCl ($0,2 \text{ mol L}^{-1}$). O extrato obtido foi destilado primeiramente com a adição de óxido de magnésio e recolhido em solução de ácido bórico, na presença de indicadores para a determinação de nitrogênio na forma de amônio (NH_4^+), posteriormente, adicionou-se uma porção de liga de devarda ao extrato, que também é arrastada pelo vapor de água e recolhida em solução de ácido bórico contendo a mistura de indicadores, para a

determinação do nitrogênio na forma de nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-), seguindo metodologia descrita por Raji *et al.* (2001), conforme apresentado na Figura 4.6.

Figura 4.6 - Destilador de Kjeldahl utilizado na quantificação do teor de nitrogênio (total/inorgânico) nas amostras



4.2.2 Caracterização da matéria seca

Após a secagem das amostras em estufa, sob temperatura de 65 °C, até ser obtida massa constante, foi possível quantificar os teores de nitrogênio total (NT), carbono orgânico compostável (COfo) e carbono orgânico total (COT).

A quantificação do teor de NT nas amostras foi realizada pelo método Kjeldahl. A digestão ácida da amostra foi feita com a adição de ácido salicílico, para se poder quantificar, também, as formas nítricas, possibilitando-se, então, a conversão de todo o nitrogênio presente na amostra, em amônio (NH_4^+) e, posteriormente, em amônia (NH_3), no processo de destilação. A amônia arrastada pelo vapor de água é recolhida em solução de ácido bórico contendo a mistura de indicadores, sendo a quantificação de NT obtida de acordo com a metodologia descrita em Matos (2012).

O carbono orgânico facilmente oxidável foi quantificado pela oxidação do material orgânico em reação com o dicromato de potássio, em meio sulfúrico, não havendo a utilização de fonte externa de aquecimento (método Walkley e Black) e seguida a metodologia descrita em Matos (2015).

O teor de carbono orgânico total foi quantificado no Analisador de Carbono Total (TOC- V_{CPN}) (Figura 4.7), este instrumento promove a oxidação do carbono presente na amostra

sólida, convertendo-o em dióxido de carbono (CO₂) por combustão e o CO₂ produzido é quantificado diretamente. A quantidade de CO₂ presente na amostra é diretamente proporcional ao teor de carbono nela contido.

Figura 4.7 - Detalhe do equipamento utilizado na quantificação do teor de carbono orgânico total



Os resultados de caracterização física e química da matéria seca e úmida dos lodos e resíduo orgânico estão apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Resultados da caracterização física e química dos lodos e resíduo orgânico utilizados no experimento

	Unidades	LSAC 0 - 5cm	LSAC 5 - 10cm	LSAC 10 - 15cm	LTS	LRU	LDA
pH ⁽¹⁾		5,2	5,8	5,5	5,3	5,9	7,4
U ⁽²⁾	dag kg ⁻¹	37,47	36,26	39,79	32,9	39,26	97,56
ST ⁽³⁾	dag kg ⁻¹	61,45	62,86	59,47	60,04	56,25	2,37
SVT ⁽⁴⁾	dag kg ⁻¹	38,63	25,64	22,84	42,38	33,94	66,46
COT ⁽⁵⁾	dag kg ⁻¹	27,84	18,33	15,99	62,91	43,13	48,45
COfo ⁽⁶⁾	dag kg ⁻¹	15,75	10,05	9,45	36,00	23,55	27,30
COfo/COT ⁽⁷⁾		0,57	0,55	0,59	0,57	0,55	0,56
NT ⁽⁸⁾	dag kg ⁻¹	2,17	1,26	1,24	3,40	3,67	5,24
C/N ⁽⁹⁾		9,4	10,4	9,9	13,8	8,3	6,8

⁽¹⁾pH: determinado em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹; ⁽²⁾U: teor de água a 65 °C; ⁽³⁾ST: sólidos totais, quantificados após secagem em estufa sob temperatura de 105 °C; ⁽⁴⁾SVT: sólidos voláteis, quantificados após carbonização da matéria seca (ST) em mufla, sob temperatura de 550 °C; ⁽⁵⁾COT: carbono orgânico total quantificado utilizando-se o Analisador de Carbono Total (TOC-V_{CPN}); ⁽⁶⁾COfo: carbono orgânico facilmente oxidável, quantificado pelo método Walkley-Black; ⁽⁷⁾COfo/COT: relação carbono facilmente oxidável/carbono orgânico total; ⁽⁸⁾NT: nitrogênio total, quantificado utilizando-se o método Kjeldahl; ⁽⁹⁾C/N: relação carbono/nitrogênio; LSAC: lodo do sistema alagado construído nas três respectivas camadas (0 - 5, 5 - 10 e 10 - 15 cm); LTS: lodo de tanque séptico; LRU: lodo de reator UASB; LDA: lodo de digestor anaeróbio.

4.3 Experimento de campo

O experimento de campo foi iniciado na primeira semana do mês de junho de 2016, sendo encerrado na segunda semana do mês de janeiro de 2017, totalizando 215 dias de monitoramento e cultivo do capim, tendo sido instalado em área situada no Campus Pampulha da UFMG, localizado no município de Belo Horizonte (coordenadas 19° 52' 23,71" S e 43° 57' 52,87" W), no Estado de Minas Gerais. Essa região apresenta o clima do tipo tropical, caracterizado por apresentar uma estação seca bem definida como tipo AW, de acordo com classificação climática de Köppen e Geiger (1965), com média anual de temperatura e precipitação respectivamente de 20,5 °C e 1.430 mm (Figura 4.8).

Figura 4.8 - Localização da área experimental



4.3.1 Caracterização do solo

Considerando-se que a área disponível para a instalação do experimento era de aterro, optou-se por efetuar o enchimento das covas da área experimental, assunto a ser detalhado em sequência, com material retirado de área em que o solo se apresentasse mais desenvolvido e com características pedogenéticas perceptíveis. Em área contígua à da área experimental encontrou-se um solo que atendia às expectativas e, portanto, foi o escolhido. Nesse solo, foi confeccionada uma trincheira para a coleta de material a ser utilizado no preenchimento das covas (Figura 4.9). A caracterização física e química de amostras desse material, retirado na camada de 0 a 20 cm da superfície do solo, está apresentada na Tabela 4.2 e classificado como Argissolo Vermelho Amarelo (OLIVEIRA et al., 1992).

Figura 4.9 - Detalhe do perfil de solo de onde foi retirado material para enchimento das covas da área experimental



Para caracterização física e química das amostras de solo coletadas na trincheira aberta no solo existente na área, foi quantificado o parâmetro: granulometria, realizada no Departamento de Solos, Laboratório de Análise de Solo Tecido Vegetal e Fertilizantes - UFV, de acordo com metodologia recomendada pela EMBRAPA (1997). No Laboratório de Análise Físico-Química da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG. Os parâmetros analisados foram: pH, teor de água, sólidos totais, sólidos voláteis totais, carbono orgânico total, carbono orgânico facilmente oxidável e nitrogênio total. Os resultados das análises para os parâmetros físicos e químicos realizados na caracterização do solo até a profundidade de 0 - 20 cm estão indicados na Tabela 4.2.

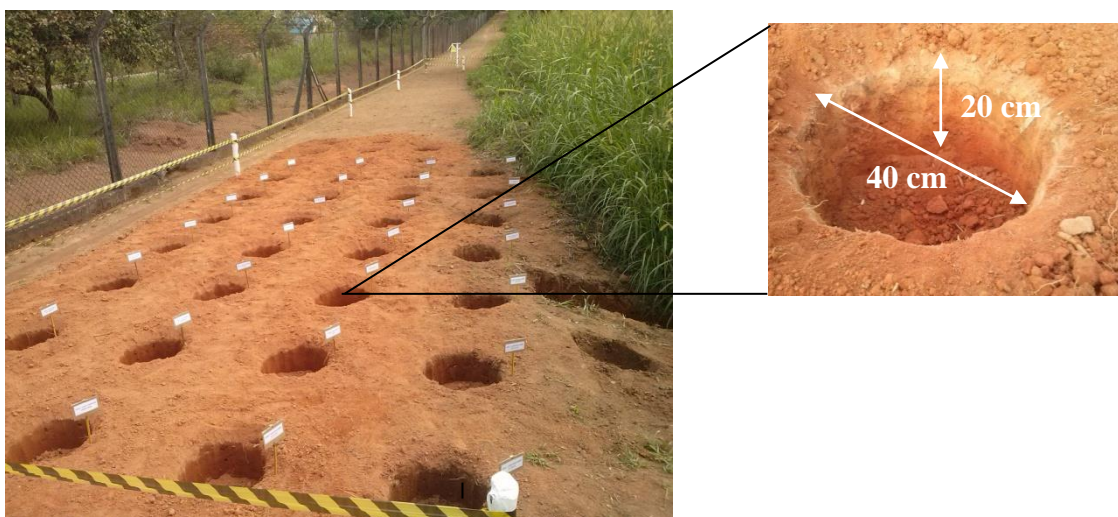
Tabela 4.2 - Características físicas e químicas do solo

Camada 0 - 20 cm									
pH	COT	CO _{fo}	NT	P	K	Cu	Mn	Fe	Zn
-	----- dag kg ⁻¹ -----			----- mg dm ⁻³ -----					
4,61	1,60	1,23	0,13	2,4	141	0,87	30,4	112,8	3,43
Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	t	T	v	m	P-Rem
----- cmol _c dm ⁻³ -----			----- % -----		----- mg L ⁻¹ -----				
2,29	0,47	0,10	3,3	3,12	3,22	6,42	48,6	3,1	32,0
Areia grossa		Areia fina	Silte	Argila	Classificação textural		Teor de água		
----- kg kg ⁻¹ -----		-----		Argila arenosa		--- dag kg ⁻¹ ---			
0,382		0,135	0,083	0,400			12,43		

4.3.2 Delineamento experimental e dose de aplicação dos lodos e resíduo orgânico

Na área experimental, foram feitas covas (buracos de formato cilíndrico de 40 cm de diâmetro e 20 cm de profundidade) que foram preenchidas com, aproximadamente, 25 dm³ da mistura (próprio solo retirado da área + lodo ou resíduo orgânico), além do reacondicionamento do próprio solo, no tratamento controle. Um total de 56 unidades experimentais foram preparadas (Figura 4.10), sendo 28 unidades para avaliar o decaimento na concentração do carbono e nitrogênio orgânicos e as outras 28 unidades subsequentes, para avaliar a produtividade de biomassa aérea do capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) plantado nas áreas receptoras dos materiais orgânicos em avaliação. Como planejamento experimental, adotou-se o delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com parcelas subdivididas no tempo, com quatro repetições e seis tratamentos.

Figura 4.10 - Área onde o experimento de campo foi implantado e detalhe das covas utilizadas como unidade experimental



As doses adicionadas em cada unidade foram calculadas de forma a se fornecer 300 kg ha⁻¹ de N, dose recomendada para a manutenção de pastagens (RIBEIRO *et al.*, 1999), considerando 100% de mineralização do N-total contido nos resíduos. As doses (em relação à matéria úmida) aplicadas de resíduos orgânicos no solo foram de 22,68 Mg ha⁻¹ (286,0 g/unidade amostral) de lodo do SAC-EV, coletados às profundidades de 0 a 5 cm (LSAC 0 - 5 cm); 35,79 Mg ha⁻¹ (451 g/unidade amostral) do coletado de 5 a 10 cm (LSAC 5 - 10 cm); e 36,48 Mg ha⁻¹ (460,0 g/unidade amostral) do coletado de 10 a 15 cm (LSAC 10 - 15 cm); 258,44 Mg ha⁻¹ (3256,3 g/unidade amostral) do lodo de digestor anaeróbico (LDA); 23,15 Mg ha⁻¹ (292,0 g/unidade amostral) do lodo efluente do reator UASB (LRU); e 35,42 Mg ha⁻¹ (446,3

g/unidade amostral) do lodo de tanque séptico (LTS). Considerou-se, para o cálculo da massa de resíduo em cada unidade experimental, uma quantidade de solo igual a 2.000.000 kg por hectare (massa de solo correspondente à camada 0,00-0,20 m de profundidade, sendo sua massa específica de $1,0 \text{ kg dm}^{-3}$).

A mistura dos lodos ou resíduo orgânico ao solo foi realizada em tabuleiro de madeira (Figura 4.11), antes de sua disposição nas covas, como estratégia para proporcionar melhor homogeneização na distribuição do material no solo. A mistura do lodo de digestor anaeróbio, em razão de seu alto teor de água, foi efetuada tal como fertirrigação, conforme apresentado na Figura 4.11d.

Figura 4.11 - Detalhe do processo de mistura dos lodos e resíduo orgânico no solo que sofreram desaguamento (sólido) (a e b) e não desaguado (líquido) (c e d), antes de sua disposição nas covas



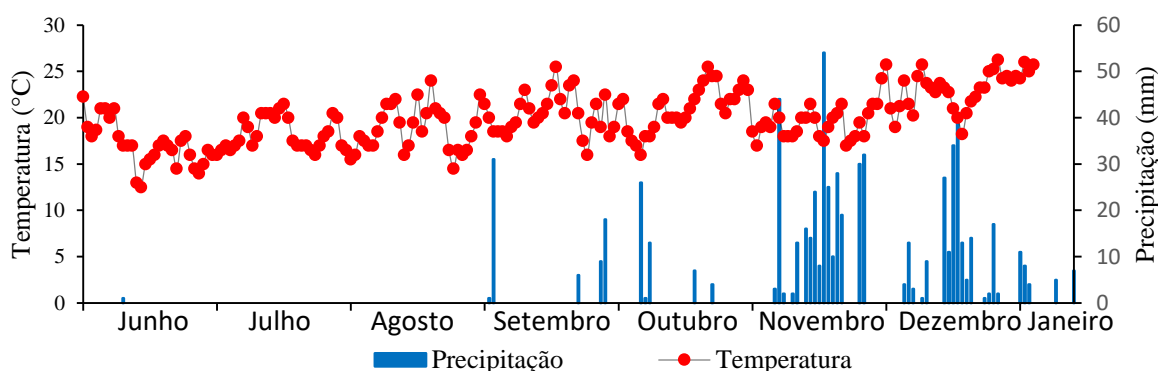
Após o preenchimento das covas, que são as unidades experimentais, com a mistura dos lodos ou resíduo orgânico no solo, do próprio local (Figura 4.12) foram realizadas coletas de amostras aos 0, 1, 2, 5, 11, 23, 47, 100 e 215 dias, em todo o perfil de cada unidade experimental, aos 20 cm de profundidade, com auxílio de um amostrador tubular. Em todas as coletas realizadas foram realizadas as análises já descritas, para monitorar o decaimento do carbono e nitrogênio orgânicos, conforme metodologias descritas nos itens 4.2.1 e 4.2.2, e se poder estimar a fração de mineralização dos lodos e resíduo orgânico no solo.

Figura 4.12 - Detalhe do preenchimento das covas (a) e coleta das amostras (b)



A temperatura do solo foi determinada utilizando-se termômetro digital, tipo termopar, posicionado a 20 cm de profundidade em relação à superfície. Dados climáticos mensais de precipitação e temperatura do ar relativos ao período de junho de 2016 a janeiro de 2017, foram obtidos no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017), referentes a estação automática: Belo Horizonte - Pampulha - A521, localizada sob as coordenadas geográficas: 19° 53' 2,20" S e 43° 58' 9,83" W, apresentados na Figura 4.13.

Figura 4.13 - Média diária dos dados climáticos de precipitação e temperatura média do ar, obtidos no período de condução do experimento



4.4 Coeficientes de decaimento do carbono e nitrogênio orgânicos no solo

Os dados foram analisados primeiro com a obtenção da média dos dados e posteriormente análise de regressão. Para o fator quantitativo, o modelo exponencial simples de cinética química de primeira ordem, proposto por Stanford e Smith (1972), foi adotado para descrever a mineralização do COT e COfo (Equação 6) e do NO (Equação 7) no solo.

$$CO_{min} = CO_{pot} \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad \text{Equação (6)}$$

Em que,

CO_{min} - massa de carbono orgânico mineralizada dos lodos e resíduo orgânico, por unidade de massa do solo, em determinado período de tempo ($M M^{-1}$);

CO_{pot} - massa de carbono orgânico potencialmente mineralizável dos lodos e resíduo orgânico, por unidade de massa do solo ($M M^{-1}$);

k - coeficiente de degradação/mineralização do CO dos lodos e resíduo orgânico (T^{-1});

t - tempo (T).

$$NO_{min} = NO_{pot} \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad \text{Equação (7)}$$

Em que,

NO_{min} - massa de nitrogênio orgânico mineralizada de forma acumulada, por unidade de massa do solo, em determinado período de tempo ($M M^{-1}$);

NO_{pot} - massa de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável, por unidade de massa do solo ($M M^{-1}$);

Também foi utilizado o modelo exponencial de duas fases proposto por Inobushi *et al* (1985), para descrever a mineralização COT e COfo (Equação 8) e do NO (Equação 9).

$$CO_{min} = CO_{pot(L)} \cdot (1 - e^{-k_L \cdot t}) + CO_{pot(R)} \cdot (1 - e^{-k_R \cdot t}) \quad \text{Equação (8)}$$

Em que,

CO_{min} - massa de carbono orgânico mineralizada dos lodos e resíduo orgânico, por unidade de massa do solo, em determinado período de tempo ($M M^{-1}$);

$CO_{pot(L)}$ - massa de carbono orgânico potencialmente mineralizável da fração mais lábil dos lodos e resíduo orgânico, por unidade de massa do solo ($M M^{-1}$);

$CO_{pot(R)}$ - massa de carbono orgânico potencialmente mineralizável da fração mais recalcitrante dos lodos e resíduo orgânico, por unidade de massa do solo ($M M^{-1}$);

k_L - coeficiente de degradação/mineralização da fração mais lábil dos lodos e resíduo orgânico (T^{-1});

k_R - coeficiente de degradação/mineralização da fração menos lábil dos lodos e resíduo orgânico (T^{-1});

$$NO_{min} = NO_{pot(L)} \cdot (1 - e^{-k_L \cdot t}) + NO_{pot(R)} \cdot (1 - e^{-k_R \cdot t}) \quad \text{Equação (9)}$$

Em que,

NO_{min} - massa de nitrogênio orgânico mineralizada dos lodos e resíduo orgânico, por unidade de massa do solo, em determinado período de tempo ($M M^{-1}$);

$NO_{pot(L)}$ - massa de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável da fração mais lábil dos lodos e resíduo orgânico, por unidade de massa do solo ($M M^{-1}$);

$NO_{pot(R)}$ - massa de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável da fração mais recalcitrante dos lodos e resíduo orgânico, por unidade de massa do solo ($M M^{-1}$);

A cinética de mineralização, os potenciais de mineralização (CO_{pot} e NO_{pot}) e o coeficiente de mineralização (k) do CO e NO dos materiais avaliados foram obtidos a partir dos valores mineralizados acumulados de carbono orgânico total (COT), carbono orgânico facilmente oxidável (COfo) e nitrogênio orgânico (NO), os quais foram ajustados ao modelo matemático, por regressão não linear, empregando-se o programa Sigma Plot 13.0.

4.5 Fração de mineralização do carbono e do nitrogênio orgânicos dos lodos e resíduo orgânico no solo

As frações de mineralização do carbono orgânico total (FMCOT), carbono orgânico facilmente oxidável (FMCOfo) e nitrogênio orgânico (FMNO) foram quantificadas de diferentes formas, de forma semelhante ao que foi feito por Paula *et al.* (2013), Pereira *et al.* (2015) e Diniz *et al.* (2016).

A primeira forma de estimativa de FM é baseada na utilização de teores quantificados nas amostras coletadas em campo, conforme apresentado nas equações 10, 11 e 12, e de acordo com Diniz *et al.* (2016):

$$FMCOT_{(obs)} = 100. \frac{[(COT_{(trat)in} - COT_{(cont)in}) - (COT_{(trat)fin} - COT_{(cont)fin})]}{(COT_{(trat)in} - COT_{(cont)in})} \quad \text{Equação (10)}$$

Em que,

$COT_{(trat)in}$ e $COT_{(trat)fin}$ = teor de carbono orgânico total nas misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo, respectivamente no início e no final do período de experimento (dag kg⁻¹);

$COT_{(cont)in}$ e $COT_{(cont)fin}$ = teor de carbono orgânico total no solo, respectivamente no início e no final do período de experimento (dag kg⁻¹);

$$FMCOfo_{(obs)} = 100. \frac{[(COfo_{(trat)in} - COfo_{(cont)in}) - (COfo_{(trat)fin} - COfo_{(cont)fin})]}{(COfo_{(trat)in} - COfo_{(cont)in})} \quad \text{Equação (11)}$$

Em que,

$COfo_{(trat)in}$ e $COfo_{(trat)fin}$ = teor de carbono orgânico facilmente oxidável nas misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo, respectivamente no início e no final do período de experimento (dag kg⁻¹);

$COfo_{(cont)in}$ e $COfo_{(cont)fin}$ = teor de carbono orgânico facilmente oxidável no solo, respectivamente no início e no final do período de experimento (dag kg⁻¹);

$$FMNO_{(obs)} = 100. \frac{[(NO_{(trat)in} - NO_{(cont)in}) - (NO_{(trat)fin} - NO_{(cont)fin})]}{(NO_{(trat)in} - NO_{(cont)in})} \quad \text{Equação (12)}$$

Em que,

$NO_{(trat)in}$ e $NO_{(trat)fin}$ = teor de nitrogênio orgânico nas misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo, respectivamente no início e no final do período de experimento (dag kg⁻¹);

$NO_{(cont)in}$ e $NO_{(cont)fin}$ = teor de nitrogênio orgânico no solo, respectivamente no início e no final do período de experimento (dag kg⁻¹).

Considera-se que valores pontuais de teor no solo estão sujeitos a erros, típicos da amostragem de um material que, por mais que se esmere na mistura, ainda é heterogêneo. Por essa razão, tem sido obtido maior sucesso nas quantificações de FM quando se utiliza as equações matemáticas ajustadas para obtenção das estimativas da massa mineralizada, já que nas mesmas ajusta-se a tendência dos dados de campo possibilitando-se a eliminação dos efeitos de análises pontuais do material em avaliação.

Os valores de fração de mineralização denominados "calculados" (FM_(calc)) foram obtidos pela razão entre a massa de COT_{min}, COfo_{min} e NO_{min}, estimadas utilizando-se os modelos de cinética de primeira ordem (equações 6 e 7) e de duas fases (equações 8 e 9) e valores adicionados (COT_{aplic}, COfo_{aplic} e NO_{aplic}) em cada cova ou potencialmente mineralizáveis

(COT_{pot} , $COfo_{pot}$ e NO_{pot}), que são parâmetros ajustados nas referidas equações matemáticas.

As equações utilizadas no cálculo de $FM_{(calc)}$ foram, então:

$$FMCOT_{(calc\ 1)} = (COT_{min} / COT_{aplic}) \cdot 100 \quad \text{Equação (13)}$$

$$FMCOT_{(calc\ 2)} = (COT_{min} / COT_{pot}) \cdot 100 \quad \text{Equação (14)}$$

$$FMCOfo_{(calc\ 1)} = (COfo_{min} / COfo_{aplic}) \cdot 100 \quad \text{Equação (15)}$$

$$FMCOfo_{(calc\ 2)} = (COfo_{min} / COfo_{pot}) \cdot 100 \quad \text{Equação (16)}$$

$$FMNO_{(calc\ 1)} = (NO_{min} / NO_{aplic}) \cdot 100 \quad \text{Equação (17)}$$

$$FMNO_{(calc\ 2)} = (NO_{min} / NO_{pot}) \cdot 100 \quad \text{Equação (18)}$$

Em que,

$FMCOT_{(calc\ 1)}$ - fração de mineralização calculada pela razão entre COT_{min} estimado utilizando-se as equações ajustadas de cinética primeira ordem e de duas fases e COT_{aplic} em cada cova (%);

COT_{min} - massa de COT mineralizada dos lodos e resíduo orgânico, por unidade de massa de solo, estimada utilizando-se as equações ajustadas de cinética de primeira ordem e de duas fases ($dag\ kg^{-1}$).

COT_{aplic} - massa de COT aplicada, por unidade de solo, via lodo e resíduo orgânico, em cada cova ($dag\ kg^{-1}$);

$FMCOT_{(calc\ 2)}$ - fração de mineralização calculada pela razão entre COT_{min} estimado e COT_{pot} ajustado às equações de cinética primeira ordem e de duas fases (%);

COT_{pot} - massa de COT potencialmente mineralizável, por unidade de massa de solo, estimada utilizando-se as equações ajustadas de cinética de primeira ordem e de duas fases ($dag\ kg^{-1}$);

$FMCOfo_{(calc\ 1)}$ - fração de mineralização calculada pela razão entre $COfo_{min}$ estimado utilizando-se as equações ajustadas de cinética primeira ordem e de duas fases e $COfo_{aplic}$ em cada cova (%);

$COfo_{min}$ - massa de $COfo$ mineralizada dos lodos e resíduo orgânico, por unidade de massa de solo, estimada utilizando-se as equações ajustadas de cinética de primeira ordem e de duas fases ($dag\ kg^{-1}$).

$COfo_{aplic}$ - massa de $COfo$ aplicada, por unidade de solo, via lodo e resíduo orgânico, em cada cova ($dag\ kg^{-1}$);

$FMCOfo_{(calc\ 2)}$ - fração de mineralização calculada pela razão entre $COfo_{min}$ estimado e $COfo_{pot}$ ajustado às equações de cinética primeira ordem e de duas fases (%);

$COfo_{pot}$ - massa de $COfo$ potencialmente mineralizável, por unidade de massa de solo, estimada utilizando-se as equações ajustadas de cinética de primeira ordem e de duas fases ($dag\ kg^{-1}$);

$FMNO_{(calc\ 1)}$ - fração de mineralização calculada pela razão entre NO_{min} estimado utilizando-se as equações ajustadas de cinética primeira ordem e de duas fases e NO_{aplic} em cada cova (%);

NO_{min} - massa de NO mineralizada dos lodos e resíduo orgânico;

lodo, por unidade de massa de solo, estimada utilizando-se as equações ajustadas de cinética de primeira ordem e de duas fases ($dag\ kg^{-1}$).

NO_{aplic} - massa de NO aplicada, por unidade de solo, via lodo e resíduo orgânico ($dag\ kg^{-1}$);

$FMNO_{(calc\ 2)}$ - fração de mineralização calculada pela razão entre NO_{min} estimado e NO_{pot} ajustado às equações de cinética primeira ordem e de duas fases (%);

NO_{pot} - massa de NO potencialmente mineralizável, por unidade de massa de solo, estimada utilizando-se as equações ajustadas de cinética de primeira ordem e de duas fases ($dag\ kg^{-1}$);

4.6 Produtividade do capim-tifton 85

Para a avaliação da produtividade de biomassa aérea do capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*), foram plantadas 10 mudas do capim por unidade experimental e, aos 180 dias após o plantio, foi realizado o corte da parte aérea do vegetal, a uma altura de 3 - 5 cm em relação à superfície do solo (Figura 4.14), para quantificação da produtividade de matéria seca.

Figura 4.14 - Detalhe do crescimento do capim-tifton 85 nas covas preenchidas com a mistura de lodo e resíduo orgânico no solo



Os resultados foram analisados por meio de análise de variância e as médias comparadas realizando-se o teste de Tukey, adotando-se 5% de significância.

4.7 **Degradabilidade do carbono orgânico sob condições controladas em laboratório**

Em condições controladas de laboratório, foi avaliada a dinâmica de biodegradação da matéria orgânica dos lodos e resíduo orgânico em dois ensaios: ensaio I - degradabilidade do carbono orgânico, considerando-se a mineralização de 100% da dose aplicada com base no nitrogênio, e ensaio II - degradabilidade do carbono orgânico, considerando-se a mineralização de 50% da dose aplicada. Este experimento se embasou na incubação das amostras em recipientes herméticos e sob condições controladas de temperatura e teor de água, de acordo com o método respirométrico de Bartha (CETESB, 1999), modificado, que se baseia na captura do dióxido de carbono emanado pela atividade microbiana durante o processo de decomposição da matéria orgânica, em solução padronizada de hidróxido de sódio (NaOH, 0,25 mol L⁻¹), conforme apresentado na Figura 4.15. Os ensaios I e II foram conduzidos com três e duas repetições, respectivamente, totalizando 35 respirômetros para incubação das amostras. Em cada respirômetro foi colocado uma mistura de 100 g de solo coletado na camada de 0 a 0,2 m na área experimental que foi misturado com os lodos.

Figura 4.15 - Respirômetro de Bartha



A quantidade de material misturado ao solo nos ensaios I e II correspondeu à dose necessária para se obter 300 kg ha⁻¹ de N, considerando-se fração de 100% e 50% de mineralização do N-total, respectivamente. As doses de matéria úmida aplicadas no ensaio I foram de 22,68 Mg ha⁻¹ (1,42 g/respirômetro) do LSAC 0-5 cm; 35,79 Mg ha⁻¹ (2,08 g/respirômetro) do LSAC 5-10 cm; 36,48 Mg ha⁻¹ (2,12 g/respirômetro) do LSAC 10-15 cm; 258,44 Mg ha⁻¹ (13,0

g/respirômetro) do LDA; 23,15 Mg ha⁻¹ (1,46 g/respirômetro) do LRU e 35,42 Mg ha⁻¹ (1,79 g/respirômetro) do LTS. No ensaio II, as doses foram de 45,36 Mg ha⁻¹ (2,49 g/respirômetro) do LSAC 0-5 cm; 71,58 Mg ha⁻¹ (2,08 g/respirômetro) do LSAC 5-10 cm; 72,96 Mg ha⁻¹ (3,82 g/respirômetro) do LSAC 10-15 cm; 516,88 Mg ha⁻¹ (26,26 g/respirômetro) do LDA; 46,30 Mg ha⁻¹ (2,54 g/respirômetro) do LRU e 70,84 Mg ha⁻¹ (3,79 g/respirômetro) do LTS.

Adicionaram-se as doses de lodo e resíduo orgânico ao solo e efetuou-se sua incubação sob temperatura de 26 ± 2 °C (ABNT, 1999), conteúdo de água ajustado a 70% e sob condições de ausência de luz em estufa, conforme apresentado na Figura 4.16.

Figura 4.16- Detalhe da estrutura utilizada na incubação dos lodos e do resíduo orgânico no solo



Em cada recipiente, foi adicionado 20 mL de solução de NaOH 0,25 mol L⁻¹, sendo as trocas e as medições da condutividade elétrica efetuadas periodicamente nessas soluções, conforme apresentado na Figura 4.17a.

No momento em que era realizada a troca da solução, os respirômetros foram aerados com uma bomba de aquário por um tempo de 2 minutos, para se obter a limpeza completa do interior do respirômetro, conforme apresentado na Figura 4.17b. As estimativas das quantidades de CO₂ emanado, calculadas a partir de dados de condutividade elétrica na solução de NaOH, foram obtidas de acordo com o proposto por Rodella e Saboya (1999). A paralisação total dos experimentos ocorreu depois de decorridos 140 dias de análises.

Figura 4.17 - Detalhamento do equipamento utilizado na medição da condutividade elétrica na solução contida (a) e aeração os respirômetros (b)



No momento em que era realizada a troca da solução, os respirômetros foram aerados com uma bomba de aquário por um tempo de 2 minutos, para se obter a limpeza completa do interior do respirômetro, conforme apresentado na Figura 4.17b. As estimativas das quantidades de CO_2 emanado, calculadas a partir de dados de condutividade elétrica na solução de NaOH, foram obtidas de acordo com o proposto por Rodella e Saboya (1999). A paralisação total dos experimentos ocorreu depois de decorridos 140 dias de análises.

Para descrever o processo de degradação da matéria orgânica adicionada, via lodo ou resíduo orgânico, ao solo, os dados de C- CO_2 (acumulado líquido) produzidos durante o processo de biodegradação, transformados em COT (CO-degradado), foram relacionados aos do tempo de incubação (dias) das amostras. Os dados foram ajustados, aos modelos de cinética química de primeira ordem e o de duas fases para estimar os parâmetros de degradabilidade do carbono orgânico dos lodos e do resíduo orgânico, tal como já apresentado, respectivamente, nas equações 6 e 8.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados serão apresentados e discutidos por tópicos, apresentando-se, primeiramente, aqueles relacionados aos dados referentes ao monitoramento do decaimento do carbono e nitrogênio orgânicos, ao longo do tempo, em condições de campo, em seguida os dados obtidos durante o tempo de monitoramento da degradação do carbono orgânico, em condições climáticas controladas, em laboratório e, por fim, os resultados da produtividade do capim-tifton 85.

5.1 *Caracterização física e química dos resíduos orgânicos*

Com base nas características físicas e químicas dos resíduos orgânicos (Tabela 4.1), pode-se verificar que o LSAC-EV foi o que apresentou as maiores quantidades de carbono orgânico total potencialmente mineralizável (COT_{pot}) nas camadas mais superficiais e menor quantidade quanto mais profunda a camada coletada, respectivamente para o LSAC 0 - 5 cm, LSAC 5 - 10 cm e LSAC 10 - 15 cm. A sequência de mineralização observada está de acordo com o que foi obtido por Matamoros *et al.* (2012), que verificaram diminuição em profundidade no conteúdo de matéria orgânica na camada acumulada de 0 - 130 cm, em SAC-EV. Esses autores quantificaram valor de 52% na camada superficial e 40% na camada mais profunda, resultados semelhantes aos relatados por Uggeti *et al.* (2009), que verificaram teores, em superfície, de 55% e na camada mais profunda de 40%, indicando que, quanto mais profunda a camada em relação a superfície, mais estabilizado será o resíduo orgânico acumulado e, com isso, quando incorporado ao solo, resultará em menor mineralização.

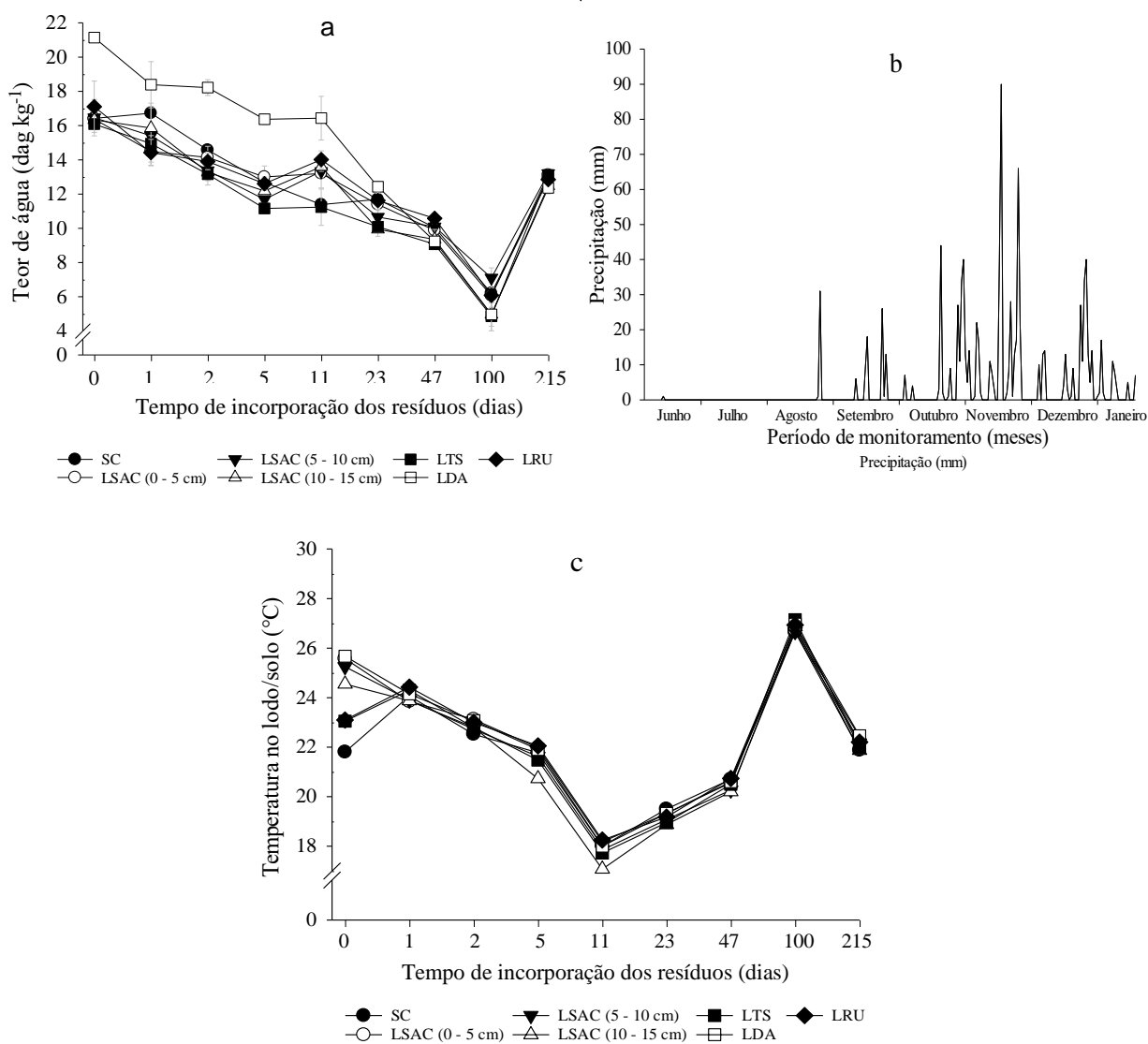
Considerando-se a fração de carbono orgânico facilmente oxidável (CO_{fo}) presente nos resíduos orgânicos, que representa entre 55 e 60% do COT, espera-se baixa mineralização da MO após serem aplicados ao solo. De acordo com Fernandes *et al.* (2005), a aplicação de lodo de esgoto ao solo implica no aumento do estoque de carbono, no entanto solos tratados com esses resíduos podem apresentar menor quantidade de C lábil (C-carboidratos) e maior presença de compostos recalcitrantes de difícil degradação.

5.2 *Conteúdo de água e temperatura em amostras da mistura dos lodos e do resíduo orgânico ao solo*

Na Figura 5.1a estão apresentados os dados de conteúdo de água monitorados na mistura dos lodos e do resíduo orgânico ao solo contidas nas unidades experimentais (covas) amostradas, no período de 215 dias de experimento. O conteúdo de água do solo esteve entre 14,0 a 22,0

dag kg⁻¹ no dia em que os materiais orgânicos foram incorporados ao solo (tempo zero) e decorridos 100 dias, ocorreu o decaimento no conteúdo de água para faixa entre 4 a 8 dag kg⁻¹. Este comportamento tem relação ao período de estiagem ocorrido entre junho a setembro de 2016, conforme apresentado na Figura 5.1b.

Figura 5.1 - Conteúdo de água nas misturas lodos e resíduo orgânico ao solo na camada de 0 - 20 cm (a) e índices pluviométricos (b) no período de 215 dias de monitoramento após incorporação das misturas



SC - solo controle; LDA - lodo de digestor anaeróbio; LTS - lodo de tanque séptico; LRU - lodo de reator UASB; LSAC (0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm) - lodo coletado nas respectivas camadas: 0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm acumulada no sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV).

A última coleta de amostras de solo, efetuada na primeira semana do mês de janeiro de 2017 (215 dias após a incorporação dos lodos e do resíduo orgânico ao solo), apresentou teor de água com valores de 12 a 14 dag kg⁻¹, superiores aos observados na coleta efetuada aos 100

dias, o que reporta à maior incidência de chuvas de setembro de 2016 a janeiro de 2017, proporcionando maior teor de água nas misturas.

No tempo zero, a temperatura das misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo esteve na faixa de 21 a 27 °C (Figura 5.1c), nos primeiros 5 dias, decrescendo entre o quinto e o quadragésimo sétimo dia e, posteriormente, aumentando até os 100 dias, quando ocorreu a temperatura máxima (27 °C) no solo. Avaliando-se as variações de teor de água (Figura 5.1a) e temperatura (Figura 5.1c) no solo, verifica-se que o teor mais baixo de água coincidiu com o de mais alta temperatura, o que decorre do aumento do calor específico do solo com a diminuição no seu teor de água.

No início do período de monitoramento tanto o decréscimo na temperatura como no teor de água concorreram para redução na degradabilidade da matéria orgânica das misturas, entretanto, do 11º ao 100º dia, passaram a favorecer a degradação desse material. A condição de relativamente altos teores de água combinados com altas temperatura favoreceu ao aumento na degradabilidade dos materiais, conforme ficará evidente nos resultados a serem apresentados em sequência.

Variações no conteúdo de água e temperatura na mistura de materiais orgânicos ao solo estão entre os principais fatores que influenciam a taxa de degradação de compostos orgânicos nesse meio, tendendo o teor de matéria orgânica do solo a um valor de equilíbrio, dependendo das condições ambientais a que o resíduo foi exposto (FERREIRA *et al.*, 2012; PATERSON e SIM, 2013). Em análises de degradação de biossólidos, tem sido verificado que as características químicas e físicas do resíduo, bem como as condições de temperatura e teor de água, são mais determinantes para a taxa de degradação do que o tipo de solo (TERRY *et al.*, 1979).

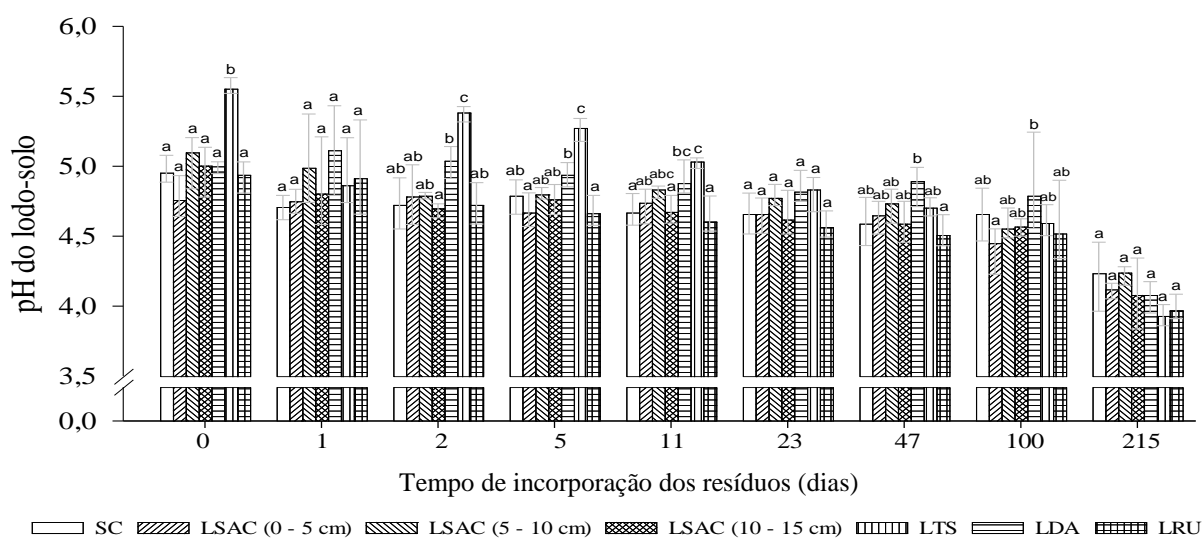
5.3 Comportamento do pH nas misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo

O pH das misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo coletado nas unidades experimentais no tempo zero, apresentou valores entre 4,79 e 5,58, de acordo com o tipo de material incorporado no solo. Na Figura 5.2, pode-se observar que LDA foi, de maneira geral, o material que proporcionou os maiores aumentos nos valores do pH, tendo sido observado valor próximo a 5,6.

Tal comportamento indica que o LDA disponibilizou rapidamente bases no solo, proporcionando aumento no pH do meio, o que está de acordo com os resultados obtidos por Korcak (1980). Segundo Asik *et al.* (2015), o lodo com altas concentrações de bases trocáveis contribuem para o aumento do pH do solo, dependendo da dose aplicada.

Os valores do pH do solo, após os 215 dias da incorporação dos materiais orgânicos no solo, não foram diferentes entre os materiais coletados nas unidades experimentais receptoras dos lodos e do resíduo orgânico, além do solo controle, tendo se apresentado na faixa de 4,0 a 4,5, reafirmando o poder-tampão do meio em relação às alterações de pH, em longo prazo.

Figura 5.2 - Valores de pH dos lodos e resíduo orgânico no solo na camada de 0 - 20 cm no período de 215 dias de experimento



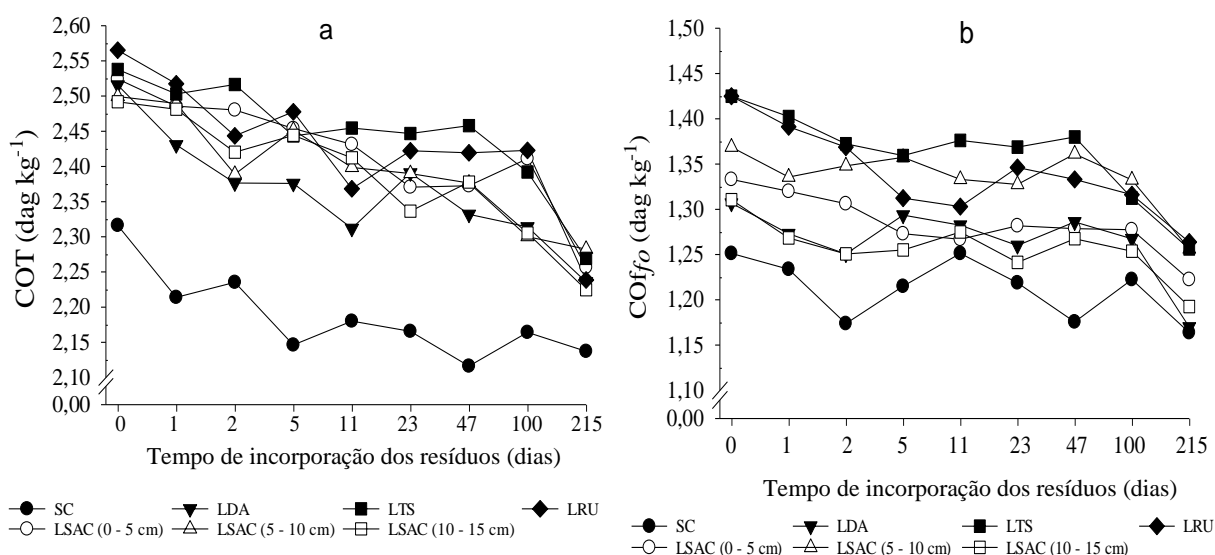
SC - solo controle; LDA - lodo de digestor anaeróbico; LTS - lodo de tanque séptico; LRU - lodos de reator UASB; LSAC (0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm) - resíduo orgânico coletado nas respectivas camadas: 0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm acumulada no sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV). Médias dentro de cada tempo, seguidas por letras iguais, não diferem entre si a 5% de significância, pelo teste de Tukey.

Destaca-se, nesse caso, a incorporação do LDA ao solo, lodo com pH alcalino (7,4), conforme apresentado na Tabela 4.1, e que até 5 dias após a incorporação ao solo foi maior que o das outras misturas. Embora não tenha sido observada diferença significativa, aos 215 dias o LDA já passou a proporcionar os menores valores de pH na mistura lodo-solo. Estes valores mais baixos observados aos 215 dias podem ser decorrentes da transformação do NH_4^+ por (oxidação) a NO_3^- e liberação H^+ por esse processo e pela acidificação natural do meio, ao longo do tempo (SILVA *et al.* 1999).

5.4 Teor inicial e decaimento do COT e COfo nas misturas de lodos e do resíduo orgânico ao solo coletadas nas unidades experimentais

Apesar dos materiais orgânicos apresentarem características físicas e químicas similares ao reportado na literatura, a sua incorporação ao solo, na dose de aplicação de 300 kg ha⁻¹ de N, como apresentado na Figura 5.3a proporcionou, no tempo zero, a obtenção dos teores de carbono orgânico total (COT) de 2,52; 2,50; 2,42; 2,43; 2,57; 2,54 dag kg⁻¹, respectivamente para LSAC 0 - 5 cm; LSAC 5 - 10 cm; LSAC 10 - 15 cm; LDA; LRU; LTS, teores pouco superiores aos presentes no solo controle, que foi de 2,30 dag kg⁻¹. Esses resultados indicam que, ao se restringir a aplicação de lodo e do resíduo orgânico ao solo com base numa dose máxima de 300 kg ha⁻¹ de N, não se proporciona alterações significativas nos teores de matéria orgânica do solo.

Figura 5.3 - Teores de carbono orgânico total (a) e carbono orgânico facilmente oxidável (b) em amostras da mistura lodo e do resíduo orgânico ao solo, coletadas na camada de 0 - 20 cm, nas unidades experimentais, no período de 215 dias



SC - solo controle; LDA - lodo de digestor anaeróbico; LTS - lodo de tanque séptico; LRU - lodo de reator UASB; LSAC (0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm) - resíduo orgânico coletado nas respectivas camadas: 0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm acumulada no sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV).

Pode ser observado, na Figura 5.3a, que houve o decaimento nos teores de COT da sua aplicação ao solo em relação aos 215 dias de degradação no solo, tendo sido apresentados valores de 2,34; 2,31; 2,22; 2,24; 2,24; 2,27 e 2,15 dag kg⁻¹, respectivamente para LSAC 0 - 5 cm; LSAC 5 - 10 cm; LSAC 10 - 15 cm; LDA; LRU; LTS e SC. O decaimento inicial do material orgânico ocorreu de forma mais lenta que o observado por outros autores, que constataram maior degradação nos primeiros dois meses de incorporação dos materiais orgânicos no solo. Paula *et al.* (2013), ao realizarem o estudo de mineralização da matéria

orgânica no solo em condições de campo, no período de dezembro de 2010 a novembro de 2011, observaram maior taxa de mineralização dos resíduos orgânicos nos primeiros dois meses de sua incorporação no solo. Acredita-se que, neste experimento, a menor taxa de degradação tenha sido decorrente dos baixos conteúdos de água no solo, em razão dos baixos índices pluviométricos no período, conforme pode ser verificado na Figura 5.1b.

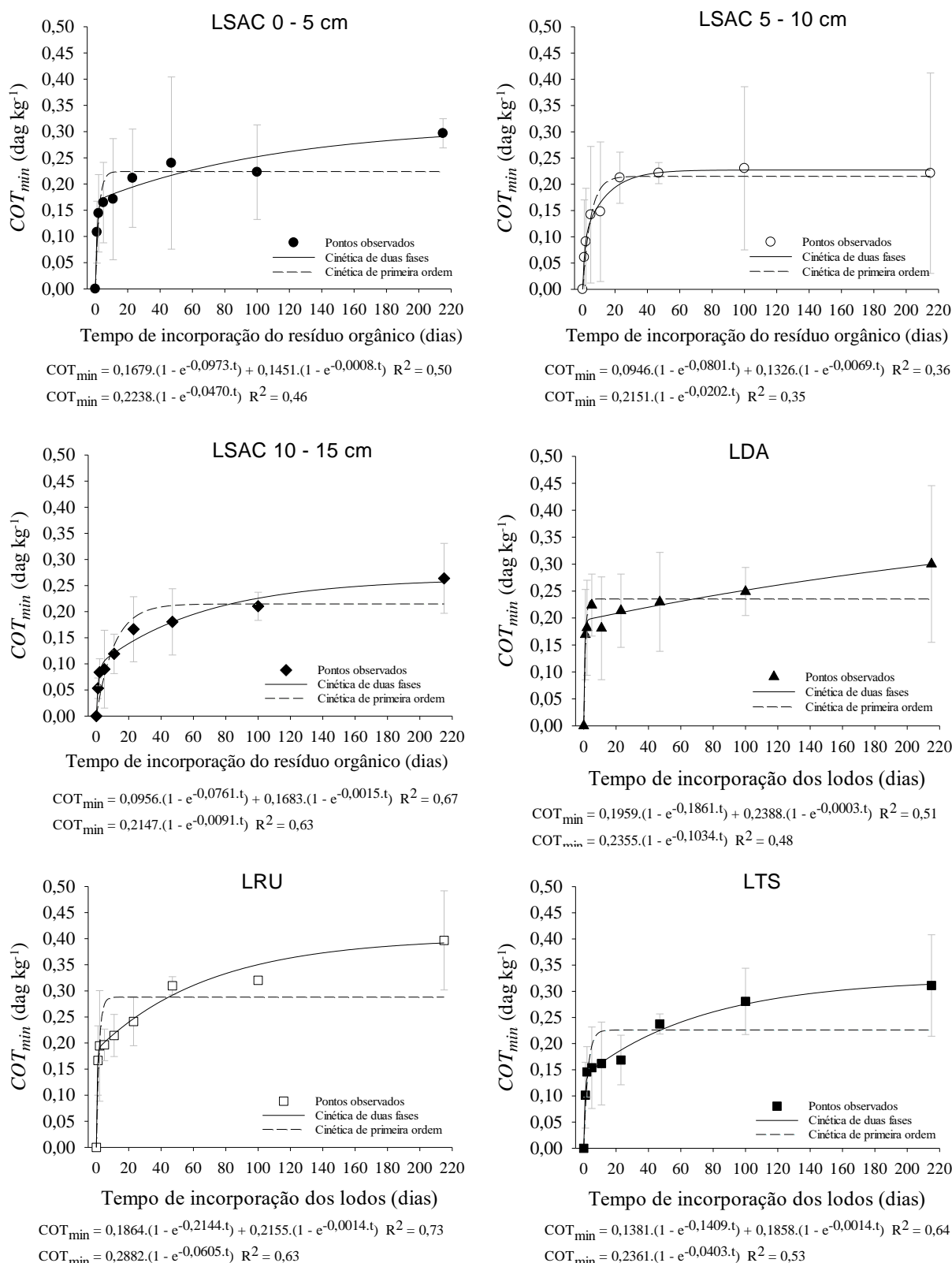
Na Figura 5.3b, referente ao teor de carbono orgânico facilmente oxidável (CO_{fo}) foram obtidos no tempo zero, os valores de 1,33; 1,37; 1,31; 1,35; 1,43; 1,43 e 1,24 dag kg⁻¹, respectivamente para o LSAC 0 - 5 cm; LSAC 5 - 10 cm; LSAC 10 - 15 cm; LDA; LRU; LTS e SC. Aos 215 dias, pode ser verificado o decaimento nesses teores, com valores de 1,22; 1,26; 1,19; 1,17; 1,26; 1,26 e 1,17dag kg⁻¹, respectivamente para o LSAC 0 - 5 cm; LSAC 5 - 10 cm; LSAC 10 - 15 cm; LDA; LRU; LTS e SC. Como verificado, teores de COT e CO_{fo} nas diferentes amostras das misturas lodo-solo coletadas nas unidades experimentais permaneceram próximas às do solo controle, indicando pequeno aumento na MO do solo. Bueno *et al.* (2011) observaram alterações nos teores de matéria orgânica, pela incorporação de lodo de esgoto ao solo na dose de aplicação de 80 kg ha⁻¹ de N, apenas após aplicações sucessivas desse resíduo, por 7 anos consecutivos.

5.5 Cinética de degradação do carbono orgânico total e carbono orgânico facilmente oxidável dos lodos e do resíduo orgânico incorporados ao solo

Nas Figura 5.4 e Figura 5.5 estão apresentadas as curvas e as equações de cinética da degradação de Standford e Smith (1972) (Equação 6) e de cinética de duas fases, proposta por Inobushi *et al.* (1985) (Equação 8), ajustadas aos dados da massa mineralizada de COT e CO_{fo} em amostras das misturas dos materiais orgânicos ao solo, coletadas nos dias 0, 1, 2, 5, 11, 23, 47, 100 e 215 dias, após a incorporação dos respectivos lodos ao solo. O comportamento típico dos dados é de alta taxa de mineralização do material orgânico nos primeiros 20 dias, certa estabilidade até os 100 dias, seguida de fase de aumento até os 215 dias.

Embora tenham sido obtidos coeficientes de determinação razoáveis, verifica-se, pelo comportamento das curvas, que o modelo de cinética de primeira ordem não descreveu adequadamente os dados obtidos, conforme apresentado na Figura 5.4.

Figura 5.4 - Massa mineralizada de carbono orgânico total dos lodos e do resíduo orgânico, por unidade de massa do solo, e respectivas curvas ajustadas aos dados obtidos, durante o tempo de 215 dias de monitoramento, após sua incorporação ao solo



LSAC (0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm) - resíduo orgânico coletado nas respectivas camadas: 0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm acumulada no sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV); LDA - lodo de digestor anaeróbio; LRU - lodo de reator UASB; LTS - lodo de tanque séptico.

Considerando as equações ajustadas, apresentadas na Figura 5.4, obtidas para a mineralização acumulada dos seis materiais incorporados ao solo, pode-se constatar que o modelo de cinética de duas fases proporcionou melhores ajustes que o modelo de primeira ordem. O modelo de cinética de duas fases possibilita melhores ajustes por ser mais flexível no ajuste do valor do coeficiente de degradação, já que há o ajuste de um valor para a fase de maior degradabilidade da matéria orgânica e outro de menor, coincidente com o da presença residual da fração recalitrante. Com o ajuste de dois termos independentes, proporciona-se que a curva acompanhe melhor as mudanças no comportamento dos dados.

Entende-se que essas mudanças nas taxas de mineralização do material orgânico incorporado ao solo sejam decorrentes da inicialmente mais rápida mineralização do MO e de variações nas condições climáticas locais. No primeiro caso, a mais intensa atividade de mineralização é decorrente da disponibilidade de MO lábil, mais facilmente degradável pelos microrganismos do solo. No segundo, se deve à melhoria nas condições ambientais para que a atividade de microrganismos se intensifique, o que explicaria o aumento na taxa de mineralização do MO da mistura próximo ao final do período de monitoramento (215 dias), coincidente com o período de maior ocorrência de chuva, no local (Figura 5.1b).

Em estudo da taxa de degradação do material orgânico de lodo de esgoto sanitário em Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico, Diniz (2014) obteve ajustes mais adequados do modelo de cinética de primeira ordem aos dados obtidos de incorporação e disposição sobre o solo de lodo de esgoto processados de diferentes formas. Andrade *et al.* (2006) obtiveram resultados satisfatórios no estudo de cinética de degradação da matéria orgânica de biossólido aplicado ao solo, em condições controladas de laboratório.

Com base nos modelos ajustados, pode-se verificar que, dos LSAC-EVs, a camada superficial (LSAC 0 - 5 cm) apresentou as maiores quantidades de COT_{pot} , no caso da equação de cinética de primeira ordem, ou $COT_{pot(L)} + COT_{pot(R)}$, no caso da cinética em duas fases, seguida das mais profundas (LSAC 10 - 15 cm e LSAC 5-10 cm). Esses resultados são corroborados por Matamoros *et al.* (2012) e Uggeti *et al.* (2009), que também verificaram maior estabilidade da MO do resíduo orgânico acumulado nas camadas inferiores de um SAC-EV, e de se encontrar maior quantidade de compostos orgânicos estáveis com o tempo de tratamento do resíduo (BERTONCINNI *et al.*, 2002).

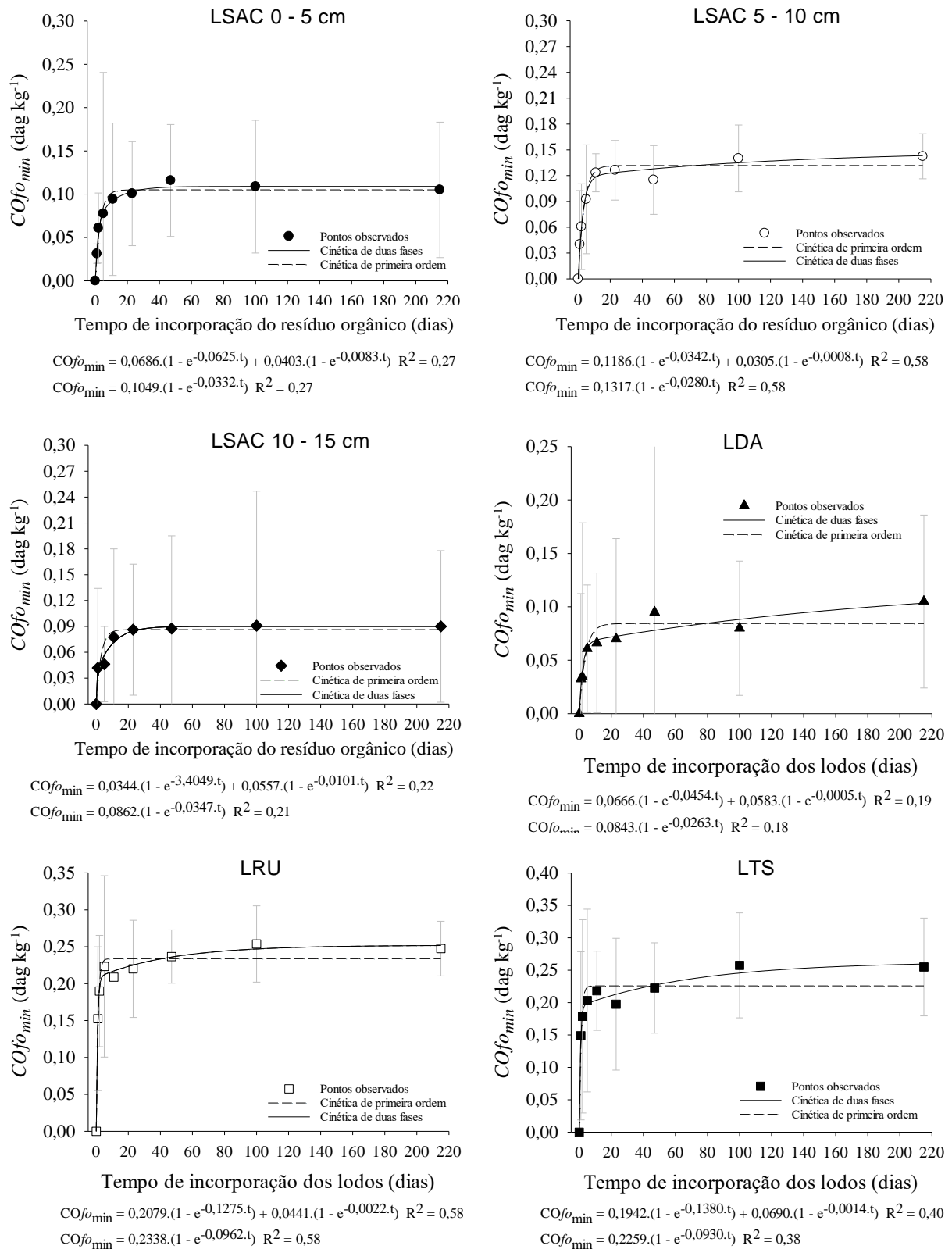
Os valores de $COT_{pot(L)} + COT_{pot(R)}$ no LRU e LDA estão entre os mais altos, dentre todos os materiais orgânicos analisados, o que está associado à menor estabilidade da sua matéria orgânica, confirmada pela grande proporção de SVT no material (Tabela 4.1).

Considerando-se a equação de cinética de duas fases (Equação 8), ajustadas aos dados de COT, verifica-se que os valores de k_L ficaram na faixa de 0,0761 a 0,2144 dia^{-1} , tendo sido os menores valores obtidos nos LSAC-EVs e os maiores nos demais lodos (LDA, LRU e LTS). Esses resultados são justificados pelo fato de serem os LSAC-EVs os materiais orgânicos mais estabilizados, dentre os avaliados, conforme pode ser confirmado pelas suas baixas concentrações iniciais de CO_{fo} , apresentadas na Tabela 4.1. Em relação ao k_R , os coeficientes forem menores, estando na faixa de 0,0003 a 0,0069 dia^{-1} , o que está relacionado à maior intensidade na mineralização do material orgânico dos materiais orgânicos nos primeiros dias após sua incorporação no solo.

Martines *et al.* (2006) encontraram valores de k de 0,0924 dia^{-1} , quando da aplicação de lodo de esgoto em LVAd típico, na dose de 6 $Mg\ ha^{-1}$, valores que comparados aos obtidos no ajuste de equação de cinética de primeira ordem está na faixa encontrada, nesta pesquisa, que foi de 0,0202 a 0,1034 dia^{-1} .

Analisando-se as equações ajustadas apresentadas na Figura 5.5, verifica-se que, dentre os LSAC-EVs, o $CO_{fo_{pot}}$ foi maior no LSAC 5 - 10 cm, em seguida no LSAC 0 - 5 cm e, por último, no LSAC 10 - 15 cm. Os resultados observados apresentam ordem de mineralização diferente da observada em relação ao COT_{pot} (Figura 5.4), já que foi verificado maior valor de $CO_{fo_{pot}}$ no LSAC 5 - 10 cm, em relação ao obtido no LSAC 0 - 5 cm. Esta variação pode estar relacionada às características do lodo que foi desaguado no leito, mas independente disso, torna-se importante ressaltar que os resultados confirmam a maior estabilidade do LSAC 10 - 15 cm, como consequência da sua exposição, por longo período de tempo, às condições aeróbias no SAC-EV. Os valores de $CO_{fo_{(pot)}}$ ajustados confirmaram que o LRU e o LTS, possuem maior quantidade de MO de fácil degradação. Segundo Andrade *et al.* (2006), a MO dos bio sólidos é constituída, predominantemente de materiais recalcitrantes e, são dependente da intensidade dos processos biológicos para sua estabilização nas estações de tratamento de esgoto e isso ficou demonstrado nos resultados obtidos neste experimento.

Figura 5.5 - Massa mineralizada de carbono orgânico facilmente oxidável do material, por unidade de massa da mistura solo-resíduo, e respectivas curvas ajustadas aos dados obtidos, durante o tempo de 215 dias de monitoramento, após efetuada a incorporação dos resíduos



LSAC (0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm) - resíduo orgânico coletado nas respectivas camadas: 0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm acumulada no sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV); LDA - lodo de digestor anaeróbio; LRU - lodo de reator UASB; LTS - lodo de tanque séptico.

Com base nas equações ajustadas para os dados de COT_{min} e $COfo_{min}$ na mistura dos lodos e do resíduo orgânico ao solo, verifica-se que, em ambas, as maiores taxas de mineralização (k_L) ocorreram na primeira fase de degradação (primeiros 20 dias de incorporação no solo). Na segunda fase, os valores de k_R foram mais baixos, tendo sido a degradação mais lenta. Dossa *et al.* (2008) observaram que a mineralização de carbono, nitrogênio e fósforo orgânicos de resíduos de arbustos, em solo do semiárido, ocorreram em maior intensidade no primeiro mês, período que estão disponíveis componentes de mais fácil degradação.

Conforme já discutido, não deve ser descartada, também, a influência das chuvas na degradação do material orgânico e, com isso, nos valores dos parâmetros ajustados às equações. Os resultados dos $COfo_{pot}$ e COT_{pot} obtidos neste estudo estão inferiores aos valores observados no estudo realizado por Diniz (2014), que encontrou o valor para $COfo_{pot}$ de $0,59 \text{ dag kg}^{-1}$ e $1,26 \text{ dag kg}^{-1}$ para COT_{pot} na incorporação ao solo de lodo de esgoto digerido anaerobiamente, aplicando-se a dose de $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N. Paula *et al.* (2013), encontraram valor de $0,67 \text{ dag kg}^{-1}$ para o $COfo_{pot}$ pela incorporação de lodo de esgoto digerido anaerobiamente ao solo com dose de aplicação de $330 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N.

Nas Tabelas 5.1 e Tabela 5.2 estão apresentados os parâmetros COT_{min} e $COfo_{min}$ das equações de cinética de primeira ordem e cinética de duas fases ajustados para cada tipo de material orgânico, em 215 dias de degradação no solo. Também estão apresentados os valores de COT_{aplic} e $COfo_{aplic}$, calculados de acordo com a massa aplicada ao solo, os valores das frações de mineralização observada ($FMCOT_{(obs)}$; $FMCOfo_{(obs)}$), calculadas utilizando-se as, equações 10 e 11, e os valores estimados das frações de mineralização ($FMCOT_{(calc 1)}$, $FMCOT_{(calc 2)}$, $FMCOfo_{(calc 1)}$ e $FMCOfo_{(calc 2)}$) calculados utilizando-se as equações 13, 14, 15 e 16.

Analisando-se os resultados apresentados na Tabela 5.1, relativos às quantidades de $COT_{min(215d)}$ em relação às quantidades de COT_{aplic} de todos os materiais orgânicos em cada cova, verifica-se que, em muitas situações, o mineralizado foi maior que o aplicado, sendo indicativo de que todos os lodos e o resíduo orgânico incorporado ao solo proporcionaram o efeito *priming*, que é o de estimular a degradação da matéria orgânica nativa do solo (PAULA *et al.*, 2013), decorrente da forte atividade microbiana induzida pela aplicação de material orgânico de esgoto com altos teores de substâncias orgânicas lábeis, as quais proporcionaram a mineralização do carbono nativo do solo (SORIANO-DISLA *et al.*, 2010).

Tabela 5.1 - Parâmetros das equações de decaimento segundo a cinética de primeira ordem e a cinética de duas fases, para a estimativa da fração de mineralização do carbono orgânico total (FMCOT) na mistura dos lodos e do resíduo orgânico, obtidos após 215 dias de incorporação ao solo

	LSAC 0 - 5	LSAC 5 - 10 cm	LSAC 10 - 15 cm	LDA	LRU	LTS
COT _{aplic} (g kg ⁻¹)	1,99	2,11	1,77	1,54	2,92	2,58
COT _{min(215 d)} (g kg ⁻¹)	2,968	2,211	2,638	2,984	3,968	3,110
FMCOT _(obs) (%)	43	21	50	51	58	41
Parâmetros	----- Cinética de primeira ordem -----					
COT _{pot} (g kg ⁻¹)	2,238	2,151	2,147	2,355	2,882	2,361
k (d ⁻¹)	0,4700	0,2022	0,0906	1,0338	0,6049	0,4025
R ²	0,46	0,35	0,63	0,48	0,63	0,53
COT _{min(calc)} (g kg ⁻¹)	2,238	2,151	2,147	2,355	2,882	2,361
FMCOT _(calc 1) (%)	100	100	100	100	98,7	91,5
FMCOT _(calc 2) (%)	100	100	100	100	100	100
	----- Cinética de duas fases -----					
COT _{pot(L)} (g kg ⁻¹)	1,679	0,946	0,956	1,959	1,864	1,381
k _L (d ⁻¹)	0,9731	0,8008	0,7609	1,8608	2,1438	1,4091
COT _{pot(R)} (g kg ⁻¹)	1,451	1,326	1,683	2,388	2,155	1,858
k _R (d ⁻¹)	0,0084	0,0693	0,0148	0,0027	0,0143	0,0135
R ²	0,50	0,36	0,67	0,51	0,73	0,64
COT _{min(calc)} (g kg ⁻¹)	2,892	2,272	2,569	3,011	3,919	3,137
FMCOT _(calc 1) (%)	100	100	100	100	100	100
FMCOT _(calc 2) (%)	92,4	100	97,3	69,3	97,5	96,9

COT_{aplic} - massa de carbono orgânico total aplicada nas unidades experimentais (g kg⁻¹); COT_{min} - carbono orgânico total mineralizado acumulado obtido com base nos dados observados nos 215 dias (g kg⁻¹); COT_{pot} - carbono orgânico total, potencialmente mineralizável (g kg⁻¹); COT_{pot(L)} - carbono orgânico total, potencialmente mineralizável, de fácil mineralização (g kg⁻¹); COT_{pot(R)} - carbono orgânico total, potencialmente mineralizável, de difícil mineralização (g kg⁻¹); k_L - coeficiente de mineralização do carbono orgânico total de fácil mineralização (d⁻¹); k_R - coeficiente de mineralização do carbono orgânico total de difícil mineralização (d⁻¹) R² - coeficiente de determinação; fração de mineralização - FMCOT_(obs) = 100.[(COT_{(trat)in} - COT_{(cont)in}) - (COT_{(trat)fin} - COT_{(cont)fin}) / (COT_{(trat)in} - COT_{(cont)in})];

FMCOT_(calc 1) = 100.(COT_(min)/COT_(aplic)); FMCOT_(calc 2) = 100.(COT_(min)/COT_(pot)).

O efeito *priming* provocado pelo aumento na mineralização de MO do solo nativo, como consequência da incorporação de resíduos orgânicos, tem sido observado em muitos estudos, tanto em campo como em laboratório (PAZ FERREIRO *et al.* 201); ZAVALLONI *et al.*, 2009; ZIMMERMAN *et al.*, 2011). Em estudo para avaliar o efeito *priming*, Terry *et al.* (1979) incorporaram lodo de esgoto ao solo, na dose de 22 t ha⁻¹, tendo observado que, ao

final de 336 dias de incubação das amostras, houve aumento de 100% a degradação da MO original do solo.

Como apresentado na Tabela 5.1, pode ser observado que as frações de mineralização do COT dos diferentes materiais incorporados ao solo, quando calculadas considerando-se a Equação 10, apresentaram fração de mineralização observada ($FMCOT_{(obs)}$) entre 21 e 50% nos LSAC-EV e de 51, 58 e 41%, respectivamente nos LDA, LRU e LTS. Ao se analisar a fração de mineralização ($FMCOT_{(calc\ 1)}$) calculada utilizando-se a Equação 13, os LSAC-EVs e LDA incorporados ao solo apresentaram 100% de mineralização e os LRU e LTS, respectivamente 99 e 92%. Calculando-se a fração de mineralização obtida com estimativa obtida a partir da Equação 14 ($FMCOT_{(calc\ 2)}$), pode-se verificar que os LSAC-EV apresentaram valores de 100%. Os coeficientes estimados utilizando-se a Equação 8 e a fração de mineralização calculada utilizando-se a Equação 14, proporcionaram a obtenção de fração de mineralização no LSAC-EV entre 92 e 100% e no LDA, LRU e LTS os valores foram, respectivamente, de 69, 98 e 97%.

Considerando a $FMCOT_{(obs)}$ para todos os materiais orgânicos incorporados ao solo que obtiveram valores menores, comparado com as frações de mineralização calculadas pela Equação 13 e Equação 14, é possível afirmar que a diferença está relacionada com a forma de cálculo que utilizou apenas os dados relativos ao tempo zero e o tempo de 215 dias, ao contrário quando se realiza o cálculo da fração mineralizada para o COT_{min} a partir dos dados acumulados os valores são superiores. Ao contrário do resultado obtido neste estudo, Pereira *et al.* (2015) encontrou fração de mineralização com base nos dados observados próximo aos calculados, e afirma que os dois métodos podem ser utilizados para a obtenção desses indicadores de mineralização do material orgânico no solo.

Com base nos dados apresentados na Tabela 5.1, obtidos pela utilização da equação de cinética de duas fases (Equação 8), pode-se concluir que as frações de mineralização do COT, calculadas por meio da Equação 13 e Equação 14, nos LSAC-EVs incorporado ao solo, nos 215 dias de experimento, foram na faixa de 92 a 100%. No que se refere ao LDA, foi de cerca de 69% e nos LRU e LTS, em torno de 97%. Concordando com as avaliações do k_L e k_R , as maiores frações mineralizadas ocorreram nos primeiros 20 dias, entretanto as curvas acusam certo aumento nas taxas de mineralização após os 100 dias de incorporação no solo, o que coincidiu, conforme já evidenciado, com o período de maior ocorrência de chuvas no local.

Ao analisar os resultados apresentados na Tabela 5.2 para as estimativas dos coeficientes do $COfo_{min}$ ajustados a partir da equação de cinética de duas fases (Equação 8), os coeficientes k_L e k_R e $COfo_{pot}$ estimados, indicam que as maiores frações de mineralização do $COfo$ ocorreram nos primeiros dias de incorporação dos materiais orgânicos no solo.

Tabela 5.2 - Parâmetros das equações de decaimento segundo a cinética de primeira ordem e a cinética de duas fases, para a estimativa da fração de mineralização do carbono orgânico facilmente oxidável (FMCOfo) na mistura dos lodos e do resíduo orgânico, obtidos após 215 dias de incorporação ao solo

	LSAC 0-5 cm	LSAC 5-10 cm	LSAC 10 - 15 cm	LDA	LRU	LTS
$COfo_{aplic}$ (g kg ⁻¹)	1,13	1,16	1,05	2,66	1,59	1,47
$COfo_{min(215\ d)}$ (g kg ⁻¹)	1,050	1,425	0,90	1,050	2,475	2,550
FMCOfo _(obs) (%)	28	22	52	88	43	47
Parâmetros	----- Cinética de primeira ordem -----					
$COfo_{pot}$ (g kg ⁻¹)	1,049	1,317	0,862	0,843	2,338	2,259
k (d ⁻¹)	0,3317	0,2795	0,3468	0,2632	0,9620	0,9303
R ²	0,27	0,58	0,21	0,18	0,58	0,38
$COfo_{min(calc)}$ (g kg ⁻¹)	1,049	1,317	0,862	0,843	2,338	2,259
FMCOfo _(calc 1) (%)	92,8	100	82,1	31,7	100	100
FMCOfo _(calc 2) (%)	100	100	100	100	100	100
	----- Cinética de duas fases -----					
$COfo_{pot(L)}$ (g kg ⁻¹)	0,686	1,186	0,344	0,666	2,079	1,942
k_L (d ⁻¹)	0,6250	0,3419	34,0494	0,4539	1,2748	1,3796
$COfo_{pot(R)}$ (g kg ⁻¹)	0,403	0,305	0,557	0,583	0,441	0,690
k_R (d ⁻¹)	0,0832	0,0077	0,1008	0,0047	0,0216	0,0137
R ²	0,27	0,58	0,22	0,19	0,58	0,40
$COfo_{min(calc)}$ (g kg ⁻¹)	1,089	1,433	0,901	1,037	2,516	2,596
FMCOfo _(calc 1) (%)	96,4	100	85,8	39,0	100	100
FMCOfo _(calc 2) (%)	100	96,1	100	83,0	99,8	98,6

$COfo_{aplic}$ - massa de carbono orgânico facilmente oxidável aplicada nas unidades experimentais (g kg⁻¹); $COfo_{min}$ - carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado acumulado obtido com base nos dados observados nos 215 dias (g kg⁻¹); $COfo_{pot}$ - carbono orgânico facilmente oxidável, potencialmente mineralizável (g kg⁻¹); $COfo_{pot(L)}$ - carbono orgânico facilmente oxidável, potencialmente mineralizável, de fácil mineralização (g kg⁻¹); $COfo_{pot(R)}$ - carbono orgânico facilmente oxidável, potencialmente mineralizável, de difícil mineralização (g kg⁻¹); k_L - coeficiente de mineralização do carbono orgânico facilmente oxidável, de fácil mineralização; k_R - coeficiente de mineralização do carbono orgânico facilmente oxidável, de difícil mineralização; (d⁻¹); R² - coeficiente de determinação; fração de mineralização - $FMCOfo_{(obs)} = 100.[(COfo_{(trat)in} - COfo_{(cont)in}) - (COfo_{(trat)fin} - COfo_{(cont)fin}) / (COfo_{(trat)in} - COfo_{(cont)in})]$; $FMCOfo_{(calc\ 1)} = 100.(COfo_{(min)}/COfo_{(calc)})$; $FMCOfo_{(calc\ 2)} = 100.(COfo_{(min)}/COfo_{(pot)})$.

Os valores obtidos de FMCOfo, calculados a partir da Equação 11, foram inferiores aos obtidos quando se utilizou as equações 15 e 16 e, utilizando-se estimativas obtidas com a

última faixa de valores ficou entre 96 e 100% nos LSAC-EVs, tendo sido de apenas 83% no LDA, enquanto nos LRU e LTS ficou na faixa de 99 a 100%. Como valores de FM maiores que 100% também foram apresentados, neste texto, como sendo de 100%, confirmou-se, em relação à variável COfo, evidências na ocorrência do efeito *priming*.

Considerando os resultados apresentados na Tabela 5.2 obtidos a partir da Equação 9, e analisando as frações mineralizadas calculadas utilizando-se as equações 15 e 16, é possível concluir que os resíduos orgânicos coletados no SAC-EV, apesar de sabidamente mais estabilizados, ainda apresentaram altas FMCOfo, o que não deixa de ser uma virtude caso a destinação seja a de ser utilizado como fertilizante agrícola.

5.6 Fração mineralizada do COT e COfo do material orgânico nas unidades experimentais

Na Tabela 5.3 estão apresentadas as frações de mineralização do COT e COfo, ($FMCOT_{(calc\ 1)}$, $FMCOT_{(calc\ 2)}$, $FMCOfo_{(calc\ 1)}$ e $FMCOfo_{(calc\ 2)}$), considerando-se um tempo de degradação de 365 dias, o que fornece a fração de mineralização anual a ser utilizada no cálculo da dose de lodo esgoto a ser aplicada em solos agrícolas, conforme a resolução CONAMA 375°2006.

Tabela 5.3 - Estimativa para fração mineralizada de carbono orgânico total e carbono orgânico facilmente oxidável nas misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo coletadas nas unidades experimentais, aos 365 dias

Tipo de lodo	$FMCOT_{(calc\ 1)}$	$FMCOT_{(calc\ 2)}$	$FMCOfo_{(calc\ 1)}$	$FMCOfo_{(calc\ 2)}$
	----- 365 dias ----- ----- % -----			
LSAC 0-5 cm	100	97,8	96,4	100
LSAC 5-10 cm	100	100	100	98,8
LSAC 10-15 cm	100	99,7	85,8	100
LDA	100	79,5	43,0	91,6
LRU	100	99,7	100	100
LTS	100	99,6	100	99,8

fração de mineralização - $FMCOT_{(obs)} = 100.[(COT_{(trat)in} - COT_{(cont)in}) - (COT_{(trat)fin} - COT_{(cont)fin}) / (COT_{(trat)in} - COT_{(cont)in})]$; $FMCOT_{(calc\ 1)} = 100.(COT_{(min)} / COT_{(aplic)})$; $FMCOT_{(calc\ 2)} = 100.(COT_{(min)} / COT_{(pot)})$;
 fração de mineralização - $FMCOfo_{(obs)} = 100.[(COfo_{(trat)in} - COfo_{(cont)in}) - (COfo_{(trat)fin} - COfo_{(cont)fin}) / (COfo_{(trat)in} - COfo_{(cont)in})]$; $FMCOfo_{(calc\ 1)} = 100.(COfo_{(min)} / COfo_{(cal)})$; $FMCOfo_{(calc\ 2)} = 100.(COfo_{(min)} / COfo_{(pot)})$.

Observa-se que, na forma como quantificadas, as frações de mineralização, no tempo de 365 dias de degradação, foram superiores a 98%, a não ser no LDA que foi de 80%, resultados muito superiores aos apresentados na resolução CONAMA 375/2006 para lodos semelhantes.

No que se refere ao teor de carbono orgânico facilmente oxidável (COfo), as frações mineralizadas, após o tempo de incorporação ao solo de 365 dias, utilizando-se as estimativas de mineralização a partir da Equação 16, foram superiores a 92%, da mesma forma como comentado em relação à FMCOT, muito superiores ao que está estabelecido na resolução CONAMA 375/2006.

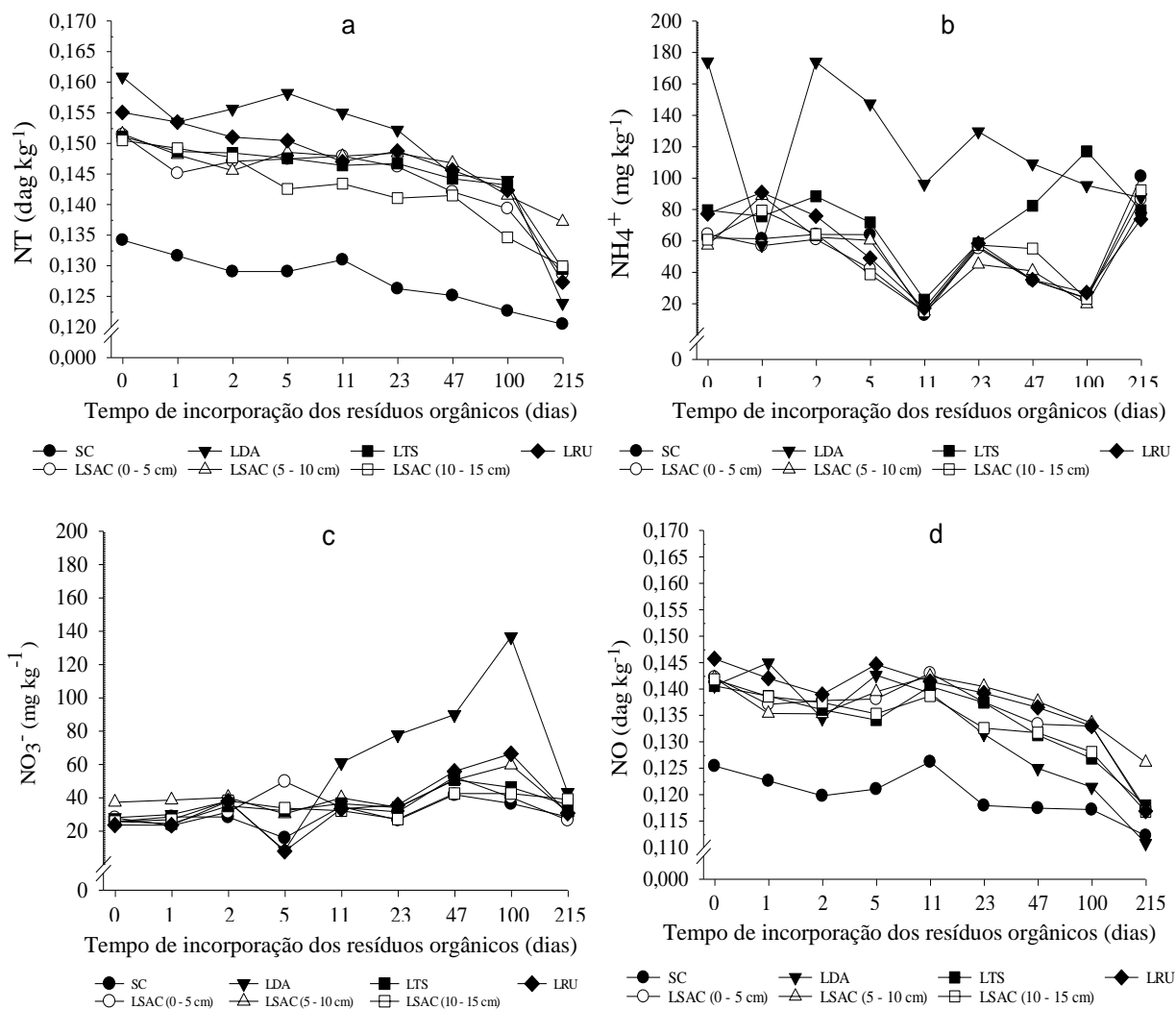
5.7 Decaimento do nitrogênio orgânico dos lodos e do resíduo orgânico incorporado ao solo

Na Figura 5.6a, os teores de nitrogênio total (NT) indicaram que a incorporação dos resíduos orgânicos proporcionou aumento nos teores desse nutriente, logo após sua incorporação, para 0,150; 0,149; 0,150; 0,162; 0,154; 0,150 dag kg⁻¹, respectivamente, no LSAC 0 - 5 cm; LSAC 5 - 10 cm; LSAC 10 - 15 cm; LDA; LRU; LTS, sendo o teor inicial no SC de 0,134 dag kg⁻¹. Decorridos 215 dias da incorporação dos materiais orgânicos ao solo nas parcelas experimentais, observou-se um decréscimo nos teores de nitrogênio total no solo.

As transformações ocorridas durante os 215 dias de monitoramento das formas orgânicas para inorgânicas, conforme reportado por Malavolta (1980) e Fageria *et al.* (2011), são de difícil quantificação, uma vez que, na Figura 5.6b observa-se o decaimento nos teores de nitrogênio amoniacal nas misturas para LSAC 0 - 5 cm; LSAC 5 - 10 cm; LSAC 10 - 15 cm; LDA e LRU, nos primeiros 100 dias de monitoramento e ocorrendo respectivo aumento para LTS. Aos 215 dias ocorreu aumento nas concentrações de LSAC 0 - 5 cm; LSAC 5 - 10 cm; LSAC 10 - 15 cm e LRU com decaimento para LDA e LTS. Em relação aos teores de nitrato e nitrito, apresentados na Figura 5.6c, pode-se verificar pequeno aumento, ao longo dos 100 dias de monitoramento. Esse aumento é decorrente da mineralização do nitrogênio orgânico em amoniacal e, em ambiente oxidante, em nitrato.

Na Figura 5.6d são apresentados os teores de nitrogênio orgânico (NO) ao longo dos 215 dias de monitoramento, obtido a partir do NT subtraído das formas inorgânicas (NH₄⁺ e NO₃⁻). Os teores de NO no tempo zero foi de 0,117, 0,142, 0,141, 0,141, 0,146 e 0,141 dag kg⁻¹, respectivamente, no LSAC 0 - 5 cm; LSAC 5 - 10 cm; LSAC 10 - 15 cm; LDA; LRU e LTS, sendo o teor inicial no SC de 0,125 dag kg⁻¹. Transcorridos 215 dias observou-se o decaimento nos teores de NO.

Figura 5.6 - Teores de nitrogênio total e nitrogênio orgânico em amostras da mistura dos lodos e do resíduo orgânico ao solo, coletadas na camada de 0 - 20 cm, nas unidades experimentais, no período de 215 dias



SC - solo controle; LDA - resíduo de digester anaeróbio; LTS - resíduo de tanque séptico; LRU - resíduo de reator UASB; LSAC (0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm) - resíduo coletado nas respectivas camadas: 0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm acumulada no sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV).

Lodo de esgoto geralmente apresenta baixa relação C/N e riqueza em material proteico, de fácil degradação pelos microrganismos (LERCH *et al.*, 1993), essas características possibilitam sua rápida mineralização e liberação de N-inorgânico (EPSTEIN *et al.*, 1978). Todavia, se o lodo contiver pequena quantidade de compostos facilmente degradável, predominando compostos orgânicos parcialmente estabilizados (CASTELLANOS; PRATT, 1981), isto implica em modestas taxas de degradação do material orgânico no solo (Bernal *et al.*, 1998), o que proporciona aumentos no estoque de carbono e a benefícios, como melhoria na retenção de água e capacidade de troca catiônica.

5.8 Cinética de mineralização do nitrogênio orgânico do resíduo orgânico incorporado ao solo

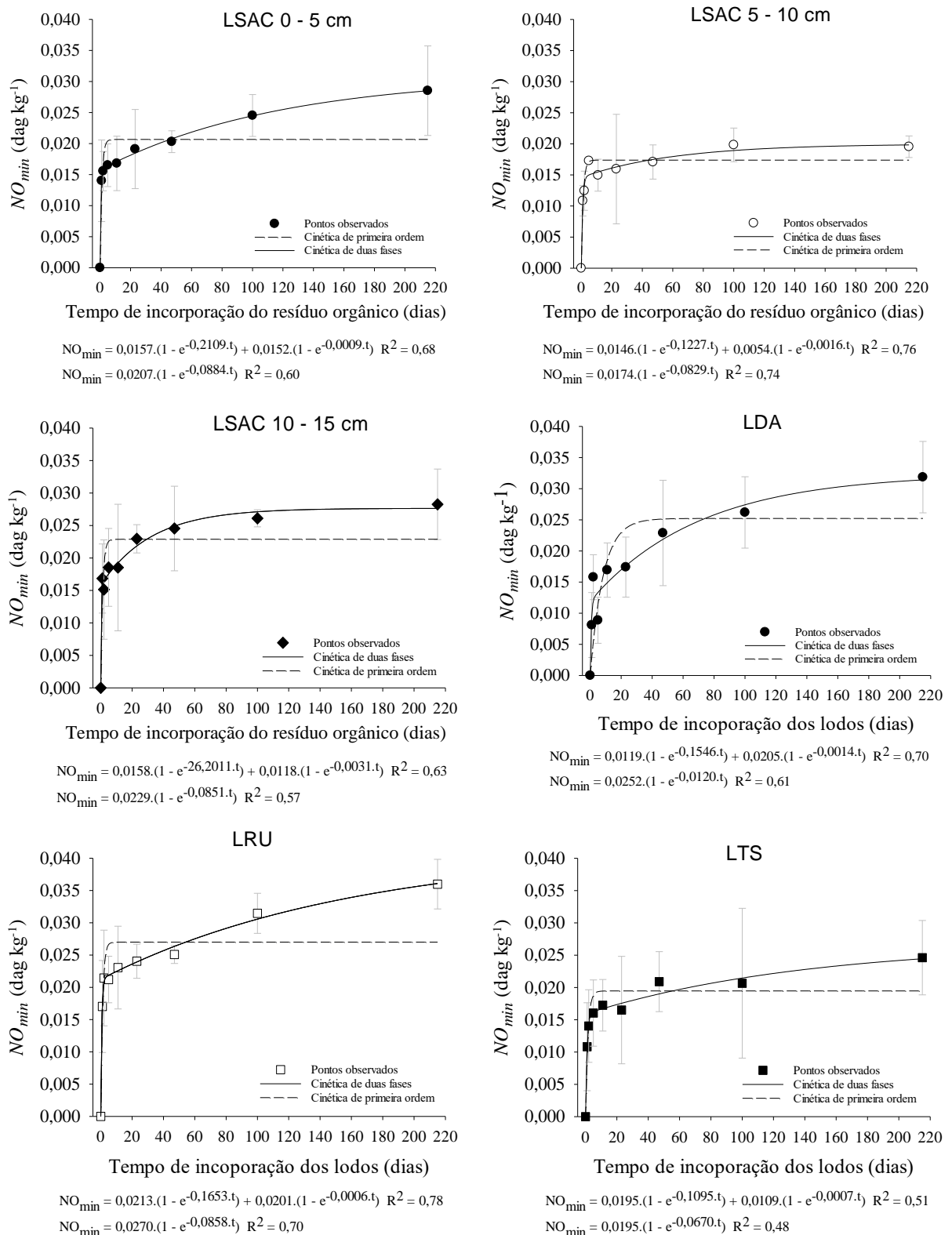
Analisando-se os modelos ajustados e apresentados na Figura 5.7, pode-se observar que o modelo de cinética de primeira ordem (Equação 7), para todas as misturas resíduo orgânico-solo, as curvas não se adequam aos pontos observados, o que representa a não obtenção de bons resultados para a estimativa dos parâmetros. Silva *et al.* (2008) verificaram que os modelos exponenciais simples foram os mais eficientes em estimar o N potencialmente mineralizável (NO_{pot}) e a taxa de mineralização (k) em diferentes solos de várzea. Em estudo para a mineralização do N em seis solos chineses, Li *et al.* (2003) observaram que o comportamento de mineralização do nitrogênio se realiza em duas fases: a primeira, de 0 - 14 dias, considerada rápida e a outra a partir do 14º dia, considerada lenta.

Assumindo que os resultados seguem o comportamento de dois compartimentos de mineralização, os dados foram ajustados ao modelo matemático proposto por Inobushi *et al.* (1985) e proporcionou a obtenção de moderados valores de coeficiente de determinação (R^2), valores superiores aos obtidos pelo modelo de cinética de primeira ordem.

Analisando os modelos ajustados, pode-se verificar que os LSAC-EVs apresentaram as maiores quantidades de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável (NO_{pot}), seguindo a mesma potencialidade de mineralização verificada em relação ao COT_{pot} . No que se refere aos valores estimados de NO_{pot} nos LRU e LDA, os valores obtidos apresentaram-se superiores aos observados no LTS e demonstram que parte do nitrogênio dos resíduos constitui material lábil.

Segundo Camargo *et al.* (1997), durante o processo de decomposição da MO, há a transformação do nitrogênio orgânico em nitrogênio mineral, sendo a taxa dessa transformação dependente da sua recalcitrância e resistência ao ataque microbiano. No que se referem a todos os resíduos orgânicos analisados neste experimento, evidencia-se alta labilidade do material orgânico.

Figura 5.7 - Mineralização acumulada do nitrogênio orgânico dos resíduos orgânicos incorporados ao solo e respectivas curvas ajustadas aos dados obtidos durante o tempo de 215 dias de monitoramento



LSAC (0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm) - resíduo orgânico coletado nas respectivas camadas: 0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm acumulada no sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV); LDA - lodo de digestor anaeróbico; LRU - lodo de reator UASB; LTS - lodo de tanque séptico.

Na Tabela 5.4 estão apresentados os parâmetros das equações de cinética de primeira ordem (Equação 7) e cinética de duas fases (Equação 9) ajustados para cada tipo de material orgânico aos dados obtidos de NO_{min} acumulados no período de 215 dias de experimento. Também estão apresentados os valores de NO_{aplic} , calculados de acordo com a massa de material aplicada ao solo, além dos valores das fração de mineralização ($FMNO_{(obs)}$) calculadas a partir dos dados observados (Equação 12) e dos valores estimados utilizando-se as equações 17 ($FMNO_{(calc 1)}$) e 18 ($FMNO_{(calc 2)}$).

Tabela 5.4 - Parâmetros das equações de decaimento segundo a cinética de primeira ordem e cinética de duas fases para a estimativa da fração de mineralização do nitrogênio orgânico no solo

	LSAC 0 - 5 cm	LSAC 5 - 10 cm	LSAC 10 - 15 cm	LDA	LRU	LTS
NO_{aplic} (g kg ⁻¹)	0,15	0,14	0,14	0,17	0,25	0,22
$NO_{min(215 d)}$ (g kg ⁻¹)	0,2855	0,1955	0,2828	0,3185	0,3598	0,2462
$FMNO_{(obs)}$ (%)	70	17	72	100	77	62
Parâmetros	----- Cinética de primeira ordem -----					
NO_{pot} (g kg ⁻¹)	0,207	0,174	0,229	0,252	0,270	0,195
k (d ⁻¹)	0,8836	0,8288	0,8510	0,1204	0,8575	0,6697
R ²	0,60	0,74	0,57	0,61	0,70	0,48
$NO_{min(calc)}$ (g kg ⁻¹)	0,207	0,174	0,229	0,252	0,270	0,195
$FMNO_{(calc 1)}$ (%)	100	100	100	100	100	88,6
$FMNO_{(calc 2)}$ (%)	100	100	100	100	100	100
	----- Cinética de duas fases -----					
$NO_{pot(L)}$ (g kg ⁻¹)	0,157	0,146	0,158	0,119	0,213	0,195
k_L (d ⁻¹)	2,1086	1,2271	262,0111	1,5459	1,6529	1,0946
$NO_{pot(R)}$ (dag kg ⁻¹)	0,152	0,054	0,118	0,205	0,201	0,109
k_R (d ⁻¹)	0,0086	0,0162	0,0310	0,0141	0,0062	0,0072
R ²	0,68	0,76	0,63	0,70	0,78	0,51
$NO_{min(calc)}$ (g kg ⁻¹)	0,285	0,198	0,276	0,314	0,361	0,281
$FMNO_{(calc 1)}$ (%)	100	100	100	100	100	100
$FMNO_{(calc 2)}$ (%)	92,2	99,0	100	96,9	87,2	92,4

NO_{aplic} - massa de nitrogênio orgânico aplicada nas unidades experimentais (g kg⁻¹); NO_{min} - quantidade de nitrogênio orgânico mineralizado (dag kg⁻¹) na mistura do material orgânico no solo no período de 215 dias; NO_{pot} - nitrogênio orgânico, potencialmente mineralizável (g kg⁻¹); $NO_{pot(L)}$ - nitrogênio orgânico, potencialmente mineralizável, de fácil mineralização (g kg⁻¹); $NO_{pot(R)}$ - nitrogênio orgânico, potencialmente mineralizável, de difícil mineralização (dag kg⁻¹); k_L - coeficiente de mineralização do nitrogênio orgânico, de fácil mineralização; k_R - coeficiente de mineralização do nitrogênio orgânico, de difícil mineralização; (d⁻¹); R² - coeficiente de determinação; fração de mineralização - $FMNO_{(obs)} = 100.[(NO_{(trat)in} - NO_{(cont)in}) - (NO_{(trat)fin} - NO_{(cont)fin}) / (NO_{(trat)in} - NO_{(cont)in})]$; $FMNO_{(calc 1)} = 100.(NO_{(min)}/NO_{(aplic)})$; $FMNO_{(calc 2)} = 100.(NO_{(min)}/NO_{(pot)})$.

Com base nos coeficientes de mineralização (k) e NO_{pot} obtidos ao se utilizar a Equação 9, pode ser verificado que a mineralização do NO dos lodos e do resíduo orgânico foi caracterizada por uma fase inicial com elevada taxa de mineralização dos compostos orgânicos (k_L), ocorrida nos primeiros 20 dias de sua incorporação ao solo, seguida de fase de taxa de mineralização reduzida (k_R). Esses resultados são corroborado por semelhante comportamento do COT e COfo.

Avaliando a degradação do lodo de esgoto após 112 dias de sua incorporação às amostras de solo tropical incubadas, Boeira *et al.* (2002) observaram taxa de mineralização do NO maior no início da incubação e decréscimo com o tempo, corroborando as observações obtidas neste trabalho. Andrade *et al.* (2013), de forma semelhante ao que foi verificado neste experimento, observaram que a mineralização do nitrogênio orgânico, após sucessivas aplicações de lodo de esgoto ao solo, ocorreu com maior intensidade no período inicial de 28 dias após a incubação.

Analisando as frações de mineralização (FMNO) calculadas utilizando-se as equações 17 e 18, com estimativa dos valores mineralizados obtidos a partir de estimativas feitas com a equação de cinética de duas fases, observa-se que nos LSAC-EVs os valores foram de 92 a 100%, assim como foram altas as frações de mineralização no LDA e LTS, que foram, respectivamente, de 97 e 92%. A menor fração de mineralização foi obtida no LRU, tendo sido de 87%.

Em estudo de mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo, em condições de campo, Paula *et al.* (2013) estimaram frações de mineralização do NO de 89% para diferentes resíduos orgânicos, após terem sido dispostos superficialmente ou incorporados no solo, por 120 dias, valores próximos aos observados na maioria dos lodos e do resíduo orgânico analisados neste experimento.

Considerando os resultados apresentados na Tabela 5.4 obtidos ao se utilizar as equações 17 e 18, é possível concluir que mais de 92% do NO presente no LSAC-EV, LDA e LTS incorporado ao solo, em condições de campo, foram mineralizados nos 215 dias de experimento. No que se refere ao LRU, cerca de 87% foi mineralizado.

5.9 Fração de mineralização do nitrogênio orgânico dos lodos e do resíduo orgânico incorporado ao solo

As frações de mineralização estimadas a partir dos da Equação 9, para o tempo de 365 dias $FMNO_{(calc\ 1)}$ e $FMNO_{(calc\ 2)}$ estão apresentados na Tabela 5.5. As frações mineralizadas aos 365 dias foram superiores a 95% em todos os materiais orgânicos analisados neste experimento, estando superiores aos obtidos, em condições controladas de laboratório, por Boeira *et al.* (2002), que observaram que a FMNO de 16 a 32% em lodos incubados por 105 dias ao solo.

Tabela 5.5 - Estimativa para fração mineralizada do nitrogênio orgânico nas misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo coletadas nas unidades experimentais, aos 365 dias

Tipo de lodo	$FMNO_{(calc\ 1)}$	$FMNO_{(calc\ 2)}$
	----- 365 dias -----	
	----- % -----	
LSAC 0 - 5 cm	100	98,0
LSAC 5 - 10 cm	100	99,9
LSAC 10 - 15 cm	100	100
LDA	100	99,6
LRU	100	94,9
LTS	100	97,4

$$\text{fração de mineralização} - FMNO_{(calc\ 1)} = 100 \cdot (NO_{(min)}/NO_{(aplic)});$$

$$FMNO_{(calc\ 2)} = 100 \cdot (NO_{(min)}/NO_{(pot)}).$$

Os valores apresentados na literatura de fração de mineralização em amostras de lodos de esgoto sanitário incubados no período entre 70 e 150 dias em laboratório estão entre 5 e 38% (ALCÂNTARA *et al.*, 2007); 14 e 43% (BOEIRA; MAXIMILIANO, 2009); 10 e 52% (CORRÊA *et al.*, 2012); e 7 a 16% (ANDRADE *et al.*, 2013). Novamente, há de se ressaltar que as condições de laboratório não proporcionam iguais condições de mineralização que o campo. A ação da chuva, luz e aquecimento proporcionados pelo sol, a água e nutrientes do solo e, principalmente, a quantidade e diversidade de micro e meso-organismos tornam esses dois ambientes muito diferentes, tal como também reportado por Pereira *et al.* (2015).

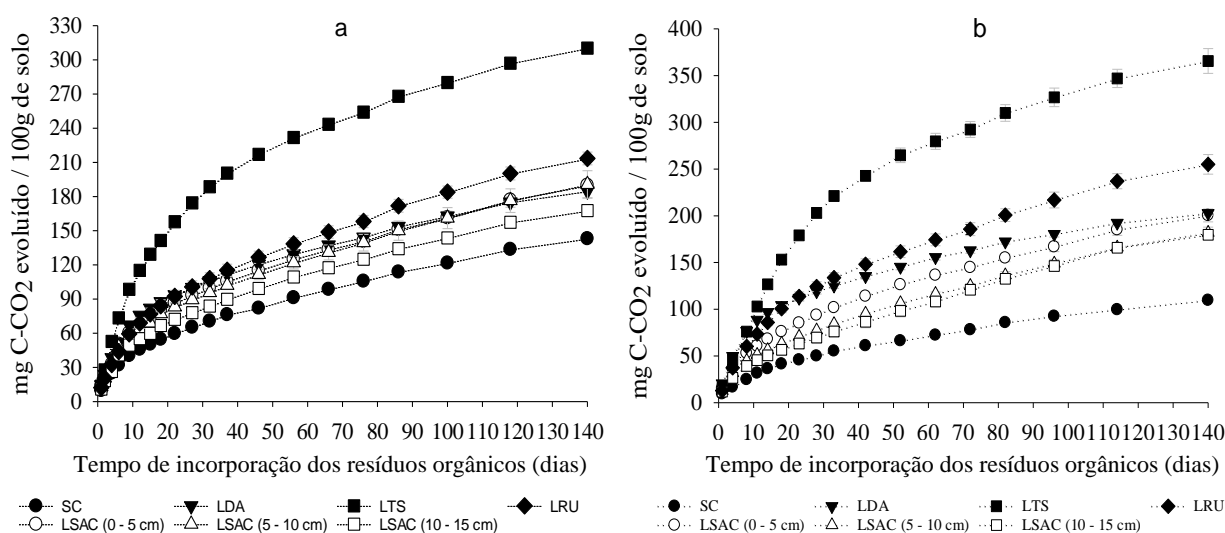
No cálculo do N disponível em lodo não tratado (primário e secundário), lodo digerido aerobiamente e de esgoto digerido anaerobiamente, a fração mineralizada a ser utilizada nos cálculos da dose para aplicação no solo é, respectivamente, de 40, 30 e 20% (Brasil, 2006). Considerando que os materiais orgânicos incorporados ao solo apresentaram valores de FM

superiores a 95%, corrobora-se os resultados obtidos por Paula *et al.* (2013), Matos (2014), Pereira *et al.* (2015) e Diniz *et al.* (2016) que afirmaram que os valores estabelecidos na resolução CONAMA 375/2006 não condizem com o que se observa em condições de campo em ambiente tropical.

5.10 Degradabilidade do material orgânico dos lodos e do resíduo orgânico incubados no solo em condições de laboratório

Nos experimentos conduzidos em laboratório, realizados a partir da incubação de material orgânico de esgoto sanitário misturado em solo, sob condições climáticas controladas, foram obtidas quantidades acumuladas de carbono emanado (C-CO₂) crescentes, desde o início da incubação das amostras, durante o período de 140 dias (experimento I, Figura 5.8a e experimento II, Figura 5.8b), considerando-se as doses de aplicação relativas a 100 % e 50 % de mineralização do N-total, respectivamente.

Figura 5.8 - Quantidade de carbono emanado acumulado, na forma de CO₂ (C-CO₂), das misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo e solo controle, durante o período de 140 dias de incubação das amostras



SC - solo controle; LDA - lodo de digestor anaeróbio; LTS - lodo de tanque séptico; LRU - lodo de reator UASB; LSAC (0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm) - resíduo orgânico coletado nas respectivas camadas: 0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm acumulada no sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV).

Houve aumento na quantidade de C-CO₂ emanado com o aumento na dose de material orgânico incorporado ao solo (Figura 5.8b). Comparando-se as quantidades totais acumuladas de C-CO₂ emanadas a partir dos materiais incubados, durante o período de 140 dias no experimento I: LSAC 0 - 5 cm (177,04 mg/100 g de solo), LSAC 5-10 cm (176,56 mg/100 g de solo), LSAC 10-15 cm (162,22 mg/100 g de solo), LRU (207,37 mg/100 g de solo), LDA

(174,12 mg/100 g de solo), LTS (295,74 mg/100 g de solo) e SC (133,65 mg/100 g de solo), pode ser verificado que os tratamentos, tanto aeróbio quanto anaeróbio, a que os resíduos orgânicos foram submetidos, proporcionaram quantidades emanadas de C-CO₂ menores, em relação ao LTS *in natura*. O mesmo comportamento foi apresentado no experimento II com valores: LSAC 0 - 5 cm (185,26 mg/100 g de solo), LSAC 5-10 cm (166,01 mg/100 g de solo), LSAC 10-15 cm (165,65 mg/100 g de solo), LRU (250,42 mg/100 g de solo), LDA (192,43 mg/100 g de solo), LTS (379,02 mg/100 g de solo) e SC (99,55 mg/100 g de solo), durante o período de 140 dias. Os resultados obtidos nesses experimentos confirma a maior labilidade do LTS, tendo em vista se tratar de material orgânico praticamente bruto, pois nesses sistemas não ocorre a estabilização da matéria orgânica, devido ao curto tempo de permanência nos tanques sépticos e, por isso, em sua composição ainda há a presença de compostos orgânicos lábeis de fácil degradação.

Comparando-se as quantidades totais de C-CO₂ emanadas a partir das amostras da mistura de solo com LSAC 0 - 5 cm, LSAC 5 - 10 cm e LSAC 10 - 15 cm e com LRU e LDA, pode-se verificar que os resíduos orgânicos oriundos de sistema aeróbio (LSAC) obtiveram quantidades menores de C-CO₂ emanadas em relação aos lodos de tratamento anaeróbio (LRU, LDA). Isto se justifica pois resíduos de sistema aeróbio tem atividade microbiana mais ativa na remoção e degradação da matéria orgânica presente, o que não ocorre, em contrapartida, nos sistemas anaeróbios que produzem lodos menos estabilizados e com maior carga de materiais orgânicos.

Torna-se importante ressaltar as diferenças marcantes na quantidade de C-CO₂ emanadas nas três diferentes camadas LSAC (0 - 5 cm) > LSAC (5 - 10 cm) > LSAC (10 - 15 cm). Acredita-se que o grau de mineralização seja maior quanto mais profunda for a camada e com mais tempo de permanência do material acumulado no SAC-EV.

5.11 Taxa de degradação da matéria orgânica dos lodos e do resíduo orgânico de esgoto sanitário

A taxa de degradação do COT dos materiais orgânicos provenientes de esgoto sanitário misturados ao solo na dose de 300 kg ha⁻¹, nos 140 dias de incubação, teve a seguinte ordem de mineralização LTS > LDA > LRU > LSAC (5 - 10 cm) > LSAC (0 - 5 cm) > LSAC (10 - 15 cm) (Tabela 5.6). O valor médio de FMCOT no LTS foi 65% valor superior ao obtido com a incubação do LDA e LRU (27 e 19%). Os menores valores de FMCOT foram de 19, 20 e

12%, respectivamente, obtidos para LSAC 0 - 5 cm, LSAC 5 - 10 cm e LSAC 10 - 15 cm corroboram a maior estabilidade desses lodos e, por isso, menor FMCOT.

Tabela 5.6 - Fração de mineralização do carbono orgânico dos lodos e do resíduo orgânico, nos experimentos I e II

Material orgânico	Dose ⁽¹⁾ -- kg ha ⁻¹ de N --	COT-adicionado ⁽²⁾ ----- mg kg ⁻¹ -----	COTmin ⁽³⁾	FMCOT _(obs) ----- % -----
Experimento I				
LSAC 0 - 5 cm	300	2472	469,7 (± 72)	19,0 (± 3)
LSAC 5 - 10	300	2430	475,0 (± 166)	19,5 (± 7)
LSAC 10 - 15	300	2041	246,4 (± 81)	12,1 (± 4)
LDA	300	1539	419,0 (± 48)	27,2 (± 3)
LRU	300	3645	705,2 (± 185)	19,3 (± 5)
LTS	300	2584	1673,6 (± 58)	64,8 (± 2)
Experimento II				
LSAC 0 - 5 cm	600	4335	890,8(± 96)	20,5 (± 2)
LSAC 5 - 10	600	4463	725,6 (± 54)	16,3 (± 5)
LSAC 10 - 15	600	3745	694,4 (± 75)	18,5 (± 2)
LDA	600	3104	873,8 (± 34)	28,1 (± 1)
LRU	600	6342	1445,6 (± 29)	22,8 (± 5)
LTS	600	5472	2534,9 (± 58,81)	46,3 (± 11)

⁽¹⁾Dose aplicada de 300 kg ha⁻¹ de N, considerando 100% de mineralização (experimento I) e 50% de mineralização desse nutriente (experimento II); ⁽²⁾massa de carbono orgânico total aplicado, por unidade de massa de solo, em cada respirômetro; ⁽³⁾ quantidade de carbono mineralizada na forma de CO₂ (mg kg⁻¹); ⁽⁴⁾fração de mineralização do COT.

Com o aumento na dose de material orgânico para 600 kg ha⁻¹ de N, as frações mineralizadas do LSAC 0 - 5 cm, LSAC 5- 10 cm, LSAC 10 - 15 cm, LDA, LRU e LTS passaram a ser, respectivamente, de 21, 16, 19, 28, 23 e 46%, valores não superiores e, até, inferiores aos obtidos quando se aplicou a dose de 300 kg ha⁻¹ de N. Wong *et al.* (1998) afirmaram que a incorporação de elevadas doses de matéria orgânica ao solo, pode suplantam a capacidade microbiana de degradação, o que pode ocasionar decréscimo na taxa de degradação.

5.12 Cinética de degradação da matéria orgânica dos lodos e do resíduo orgânico de esgoto sanitário misturados com solo

O ajuste nos resultados de respirometria ao modelo de cinética química de primeira ordem, proposto por Stanford e Smith (1972) e modelo de cinética de duas fases proposto por Inobushi *et al.* (1985), proporcionaram a obtenção dos parâmetros apresentados nas Figuras 5.9 e Figura 5.10 e Tabela 5.7 e Tabela 5.8. De maneira geral, o modelo de cinética de primeira ordem ajustou-se eficientemente aos dados experimentais, corroborando com as observações semelhantes de outros autores (ANDRADE *et al.*, 2006; REIS; RODELLA,

2002; TELES *et al.*, 2009). O modelo de cinética de duas fases também proporcionou bons ajustes tendo sido obtidos valores de R^2 próximos aos determinados por Andrade *et al.* (2006), no ajuste de equação de cinética de duas fases ajustada aos dados de degradação de biossólidos incubados em solo.

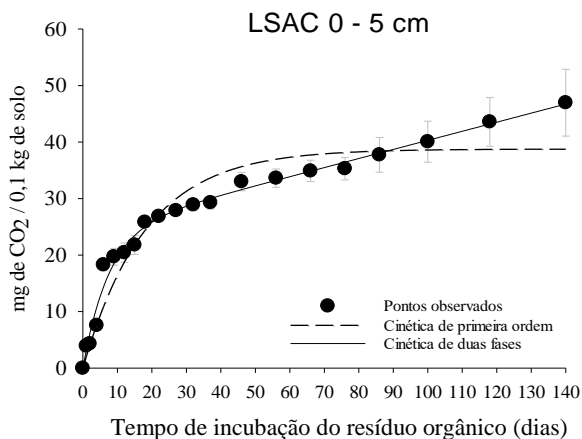
Na Figura 5.9 estão apresentadas as curvas de respirometria para a concentração acumulada de C-CO₂ emanado em função do tempo de monitoramento do sistema (140 dias após a mistura dos materiais orgânicos com o solo), no experimento I, de todos os lodos incubados.

De acordo com a Figura 5.9, os valores estimados de massa de C-CO₂ potencialmente liberada das misturas (CO_{pot}) utilizando-se a equação de cinética de primeira ordem foram maiores no LTS, o que é decorrente de se tratar do material menos estabilizado bioquimicamente, se for considerada o alto valor de CO_{fo} que possui (Tabela 4.1). Sabe-se que a degradação de materiais orgânicos adicionados ao solo depende, dentre outros fatores, de sua relação C/N (Zilbilske, 1987), da forma em que se encontra o seu carbono (Rodella *et al.*, 1983), das características físico-químicas e biológicas do solo e da temperatura nesse meio (ALEXANDER, 1967).

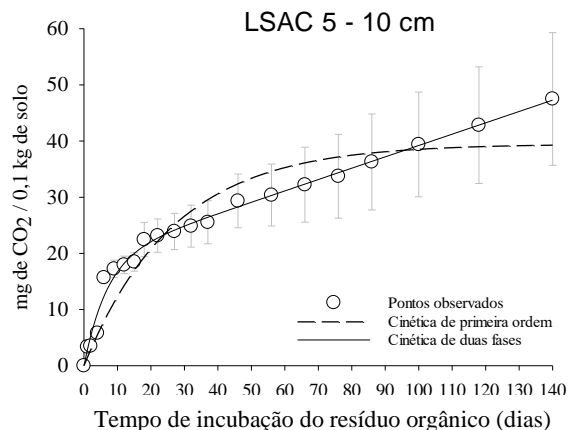
Em relação aos LSAC-EVs, os valores de CO_{pot} se comportaram igualmente ao que foi observado no experimento em campo em relação ao COT_{pot}. Os menores valores de CO_{pot} foram observados para o LDA, pelo fato de se tratar de material mais recalcitrante, dificultando a ação da atividade microbiana. Materiais recalcitrantes, podem formar complexos altamente resistentes com proteínas durante a decomposição de resíduos, resultando em redução na taxa de sua mineralização (SAUVESTY *et al.*, 1992).

No experimento II embora o efeito do aumento na dose de N aplicada, via lodo e resíduo orgânico, na mineralização do material orgânico não tenha ficado claro, já que variaram de material para material, Moretti *et al.* (2015), em estudo de decomposição de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto em Nitossolo Háptico Álico, textura argilosa, observou aumento nas evoluções de C-CO₂ quando aumentou a dose de lodo aplicada ao solo.

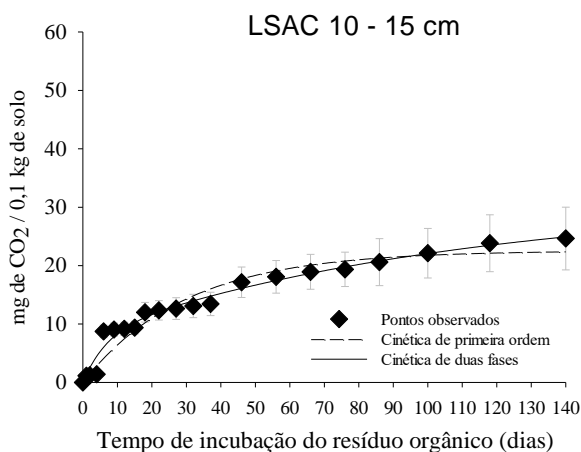
Figura 5.9 - Massa acumulada de C-CO₂ evoluído, por unidade de massa das misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo, considerando-se a dose de 300 kg ha⁻¹ de N, no tempo de 140 dias de incubação das amostras



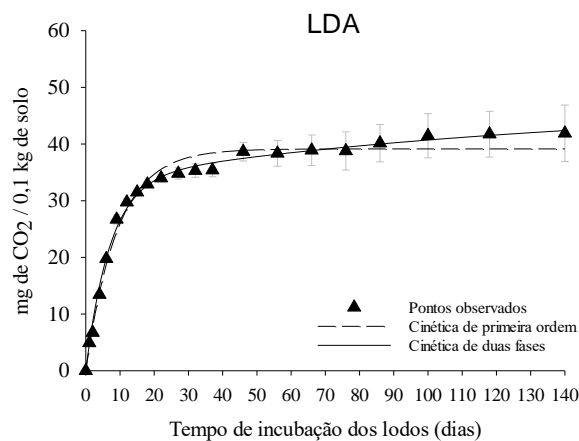
$C-CO_2 = 38,7646.(1 - e^{-0,0550.t})$ $R^2 = 0,94$
 $C-CO_2 = 24,2508.(1 - e^{-0,1348.t}) + 204,9829.(1 - e^{-0,0008.t})$ $R^2 = 0,96$



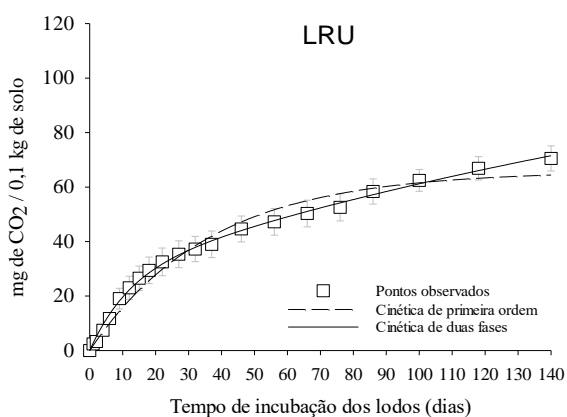
$C-CO_2 = 39,4922.(1 - e^{-0,0374.t})$ $R^2 = 0,82$
 $C-CO_2 = 19,0194.(1 - e^{-0,1480.t}) + 124,6673.(1 - e^{-0,0001.t})$ $R^2 = 0,85$



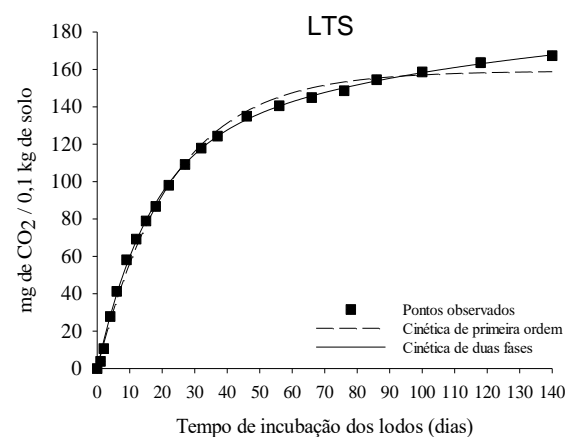
$C-CO_2 = 22,5569.(1 - e^{-0,0334.t})$ $R^2 = 0,87$
 $C-CO_2 = 8,1347.(1 - e^{-0,1483.t}) + 23,2454.(1 - e^{-0,0091.t})$ $R^2 = 0,89$



$C-CO_2 = 39,1524.(1 - e^{-0,1088.t})$ $R^2 = 0,96$
 $C-CO_2 = 33,6270.(1 - e^{-0,1424.t}) + 13,6711.(1 - e^{-0,0073.t})$ $R^2 = 0,97$



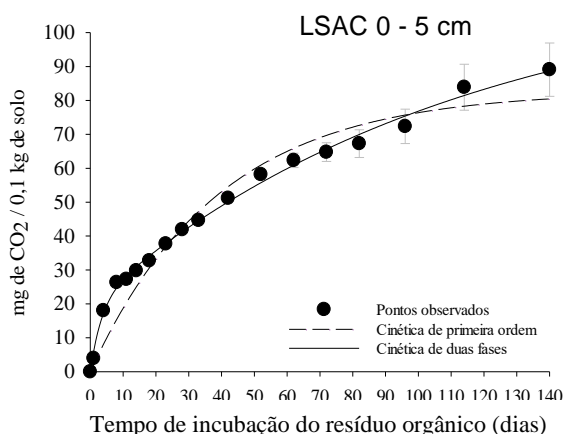
$C-CO_2 = 65,8779.(1 - e^{-0,0274.t})$ $R^2 = 0,95$
 $C-CO_2 = 27,4592.(1 - e^{-0,0843.t}) + 106,8356.(1 - e^{-0,0038.t})$ $R^2 = 0,97$



$C-CO_2 = 159,1574.(1 - e^{-0,0436.t})$ $R^2 = 0,99$
 $C-CO_2 = 115,1936.(1 - e^{-0,0626.t}) + 75,5036.(1 - e^{-0,0085.t})$ $R^2 = 0,99$

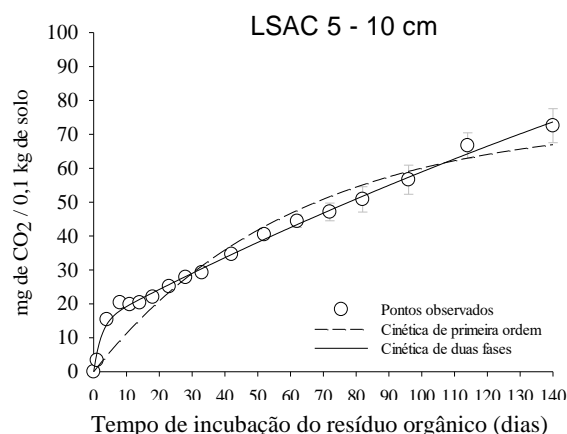
LSAC (0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm) - resíduo orgânico coletado nas respectivas camadas: 0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm acumulada no sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV); LDA - lodo de digestor anaeróbico; LRU - lodo de reator UASB; LTS - lodo de tanque séptico.

Figura 5.10 - Massa acumulada de C-CO₂ evoluído, por unidade de massa das misturas resíduo orgânico-solo incorporadas ao solo, considerando-se a dose aplicada de 600 kg ha⁻¹ de N, no tempo de 140 dias de incubação das amostras



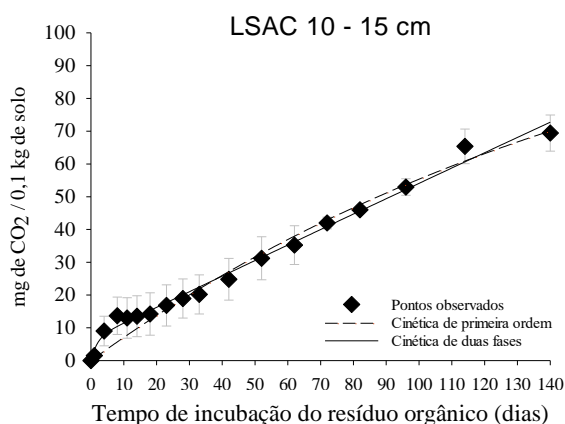
$$C-CO_2 = 82,7787 \cdot (1 - e^{-0,0257 \cdot t}) \quad R^2 = 0,97$$

$$C-CO_2 = 19,9248 \cdot (1 - e^{-0,2947 \cdot t}) + 96,1344 \cdot (1 - e^{-0,0090 \cdot t}) \quad R^2 = 0,99$$



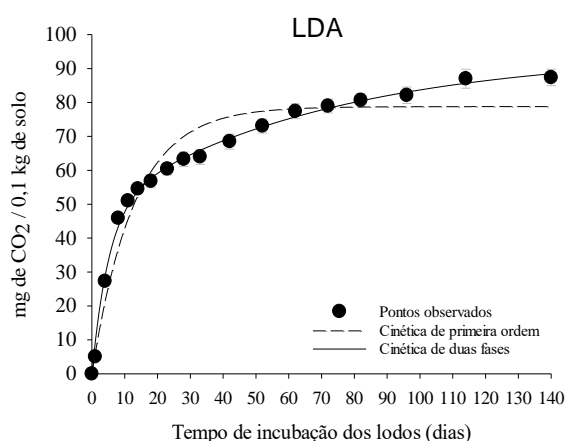
$$C-CO_2 = 74,4358 \cdot (1 - e^{-0,0165 \cdot t}) \quad R^2 = 0,96$$

$$C-CO_2 = 14,3741 \cdot (1 - e^{-0,4433 \cdot t}) + 190,6679 \cdot (1 - e^{-0,0027 \cdot t}) \quad R^2 = 0,99$$



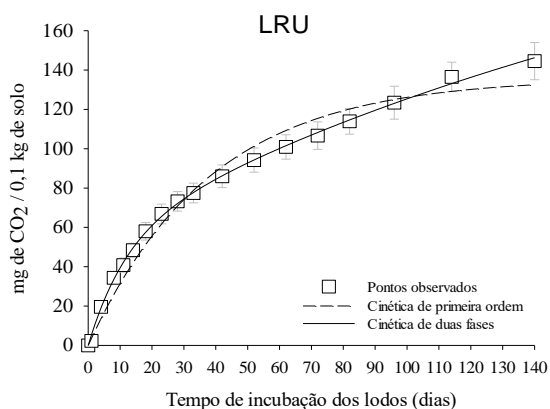
$$C-CO_2 = 127,6533 \cdot (1 - e^{-0,0057 \cdot t}) \quad R^2 = 0,96$$

$$C-CO_2 = 199,6853 \cdot (1 - e^{-0,0020 \cdot t}) + 6,6661 \cdot (1 - e^{-0,5309 \cdot t}) \quad R^2 = 0,96$$



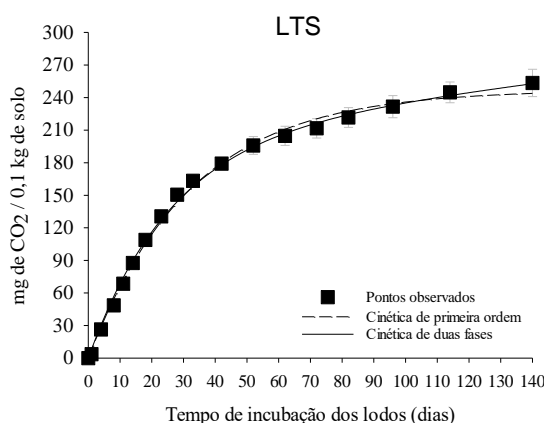
$$C-CO_2 = 78,7845 \cdot (1 - e^{-0,0785 \cdot t}) \quad R^2 = 0,97$$

$$C-CO_2 = 48,6417 \cdot (1 - e^{-0,1936 \cdot t}) + 45,9980 \cdot (1 - e^{-0,0144 \cdot t}) \quad R^2 = 0,99$$



$$C-CO_2 = 136,0175 \cdot (1 - e^{-0,0263 \cdot t}) \quad R^2 = 0,98$$

$$C-CO_2 = 53,8989 \cdot (1 - e^{-0,0848 \cdot t}) + 201,5411 \cdot (1 - e^{-0,0044 \cdot t}) \quad R^2 = 0,99$$



$$C-CO_2 = 247,1579 \cdot (1 - e^{-0,0310 \cdot t}) \quad R^2 = 0,99$$

$$C-CO_2 = 203,5793 \cdot (1 - e^{-0,0384 \cdot t}) + 250,2646 \cdot (1 - e^{-0,5201 \cdot t}) \quad R^2 = 0,99$$

LSAC (0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm) - resíduo orgânico coletado nas respectivas camadas: 0 - 5; 5 - 10 e 10 - 15 cm acumulada no sistema alagado construído de escoamento vertical (SAC-EV); LDA - lodo de digestor anaeróbico; LRU - lodo de reator UASB; LTS - lodo de tanque séptico.

Nas Tabelas 5.7 e Tabela 5.8 estão apresentados os parâmetros das equações de cinética de primeira ordem e de cinética de duas fases, ajustados para cada tipo de lodo aos dados de C-CO₂ degradados no período de 140 dias de incorporação dos lodos. Também estão apresentados os valores estimados das frações de mineralização, calculadas a partir das Equações 13 e 14, baseada nos valores do COT_{pot} potencialmente degradado obtidos nas referidas equações ajustadas.

Tabela 5.7 - Parâmetros das equações de decaimento segundo a cinética de primeira ordem e cinética de duas fases para a estimativa da biodegradabilidade das misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo

	LSAC 0 - 5 cm	LSAC 5 - 10 cm	LSAC 10 - 15 cm	LDA	LRU	LTS
COT _{aplic} (mg C 0,1 kg ⁻¹)	247,20	243,02	204,10	153,92	364,53	258,44
COT _{min(140 d)} (mg C-CO ₂)	46,97	47,50	24,64	41,90	70,52	167,36
FMCOT _(obs) (%)	19,0	19,5	12,1	27,2	19,3	64,8
Parâmetros	----- Cinética de primeira ordem -----					
COT _{pot} (mg C-CO ₂)	38,7646	39,4922	22,5569	39,1524	65,877	159,1574
k (d ⁻¹)	0,0550	0,0374	0,0334	0,1088	0,0274	0,0436
R ²	0,94	0,82	0,87	0,96	0,95	0,99
COT _{min(calc)}	38,7646	39,4922	25,5569	39,1524	65,877	159,1574
FMCOT _(calc 1) (%)	100	100	100	100	100	100
FMCOT _(calc 2) (%)	82,5	83,1	91,5	93,4	93,4	95,2
	----- Cinética de duas fases -----					
COT _{pot(L)} (mg C-CO ₂)	24,2508	19,0194	8,1347	33,6270	27,4592	115,193
k _L (d ⁻¹)	0,1348	0,1480	0,1483	0,1424	0,0843	0,0626
COT _{pot(R)} (mg C-CO ₂)	204,9839	124,6673	23,2454	13,6711	106,83	75,5036
k _R (d ⁻¹)	0,0008	0,0001	0,0091	0,0073	0,0038	0,0085
R ²	0,96	0,85	0,89	0,97	0,97	0,99
COT _{min(calc)}	153,3710	72,476	24,878	42,3781	71,536	167,7276
FMCOT _(calc 1) (%)	62,0	29,8	12,2	27,5	19,6	64,9
FMCOT _(calc 2) (%)	66,9	50,4	79,3	89,6	53,3	88,0

C-CO₂ - quantidade de carbono degradado (mg C 0,1 kg⁻¹) na mistura resíduo orgânico-solo no período de 140 dias de incubação; COT_{pot} - carbono orgânico total, potencialmente mineralizável (mg C-CO₂); COT_{pot(L)} - carbono orgânico total, potencialmente mineralizável, de fácil mineralização (mg C-CO₂); COT_{pot(R)} - carbono orgânico total, potencialmente mineralizável, de difícil mineralização (mg C-CO₂); k_L - coeficiente de mineralização do carbono orgânico total de fácil mineralização (d⁻¹); k_R - coeficiente de mineralização do carbono orgânico total de difícil mineralização (d⁻¹) R² - coeficiente de determinação; fração de mineralização - FMCOT_(obs) = 100.[(COT_{(trat)in} - COT_{(cont)in}) - (COT_{(trat)fin} - COT_{(cont)fin})/ (COT_{(trat)in} - COT_{(cont)in})]]; FMCOT_(calc 1) = 100.(COT_(min)/COT_(aplic)); FMCOT_(calc 2) = 100.(COT_(min)/COT_(pot)).

As frações de mineralização calculadas utilizando-se a Equação 14 (FMCOT_(calc 2)), para os coeficientes ajustados utilizando-se a equação de cinética de primeira ordem, estiveram acima de 82%, enquanto os calculados utilizando-se a equação de cinética de duas fases foram mais

baixos e estiveram entre 50 e 88%. A obtenção de maiores valores de FMCOT quando calculados utilizando-se a equação de cinética de primeira ordem está associado ao fato de que o valor de COT(pot) foi forçadamente superestimado, em razão de um aumento ocasional nos dados de COT obtidos aos 110 e 140 dias, no ensaio por respirometria. Considerando-se que, nos ensaios em laboratório, as equações se ajustaram bem aos dados de cinética de primeira ordem, diferentemente do que foi estabelecido para o experimento de campo, os resultados obtidos utilizando-se esse modelo matemático pode ser aceito.

Os valores de fração de mineralização de biossólidos após serem incorporados ao solo, no tempo de incubação de 130 dias, têm-se situado na faixa de 20 a 60% do total de C adicionado (HSIEH *et al.*, 1981; PIRES *et al.*, 1979; SANTOS *et al.*, 2002), valores menores que os obtidos neste experimento.

Na Tabela 5.8 estão apresentados os parâmetros ajustados do modelo de cinética de primeira ordem e de duas fases, para a dose de aplicação de 600 kg ha⁻¹ de N (experimento II). Houve diferenças nos valores de COT_{pot} entre as misturas dos materiais orgânico ao solo, tendo sido os maiores obtidos no LTS e os menores nos lodos LSACs, LRU e o LDA, sendo esses valores superiores aos observados no experimento I. Frações de degradação crescentes com o aumento nas doses de lodo de esgoto foram encontradas por Roig *et al.* (2012), em área com sucessivas aplicações de lodo de esgoto, elevando a dose acumulada no solo, mesmo comportamento observado no experimento II.

Considerando a FMCOT_(calc 1) e FMCOT_(calc 2) calculados utilizando-se a Equação 8, tanto quando se utilizou a equação de cinética de primeira ordem ou a de cinética de duas fases, observa-se que foram menores nos LSAC-EVs que nos lodos. Os baixos valores de FMCOT_(calc 2) calculados utilizando-se as estimativas da equação de cinética de duas fases podem ser indicativos de possível influência do excesso de nitrogênio aplicado ao solo, que trouxe prejuízos à degradação do material orgânico. Esses resultados também indicaram maior estabilidade do material orgânico à medida que se aprofundou na camada de resíduos orgânico acumulada no SAC-EV. Segundo Mattazzo *et al.* (1998) e Santos *et al.* (2002), a presença de compostos orgânicos recalcitrantes nas camadas mais profundas do resíduo acumulado, diminui a taxa de degradação biológica da matéria orgânica.

Tabela 5.8 - Parâmetros das equações de decaimento segundo a cinética de primeira ordem e cinética de duas fases para a estimativa da biodegradabilidade das misturas dos lodos e do resíduo orgânico ao solo

	LSAC 0 - 5 cm	LSAC 5 - 10 cm	LSAC 10 - 15 cm	LDA	LRU	LTS
COT _{aplic} (mg kg ⁻¹)	433,47	446,31	347,51	310,44	634,19	547,19
COT _{min(140 d)} (mg C-	89,08	72,56	69,44	87,38	144,56	253,49
FMCOT _(obs) (%)	20,5	16,3	18,5	28,1	22,8	46,3
Parâmetros	----- Cinética de primeira ordem -----					
COT _{pot} (mg C-CO ₂)	82,778	74,4358	127,6533	78,7845	136,0175	247,1579
k(d ⁻¹)	0,0257	0,0165	0,0057	0,0785	0,0263	0,0310
R ²	0,97	0,96	0,96	0,97	0,98	0,99
COT _{min(calc)}	80,512	67,047	70,180	78,7845	136,0175	247,1579
FMCOT _(calc 1) (%)	18,6	15,0	20,2	25,4	21,4	45,2
FMCOT _(calc 2) (%)	97,3	90,0	55,0	100	100	100
	----- Cinética de duas fases -----					
COT _{pot(L)} (mg C-CO ₂)	19,9248	14,3741	199,6853	48,6417	53,8989	203,5793
k _L (d ⁻¹)	0,2947	0,4433	0,0020	0,1936	0,0848	0,0384
COT _{pot(R)} (mg C-CO ₂)	96,1344	190,6679	6,6661	45,9980	201,5411	250,2646
k _R (d ⁻¹)	0,0090	0,0027	0,5309	0,0144	0,0044	0,5201
R ²	0,99	0,99	0,96	0,99	0,99	0,99
COT _{min(calc)}	88,790	74,391	54,43	187,37	255,014	452,901
FMCOT _(calc 1) (%)	20,5	16,7	15,6	60,4	40,2	82,7
FMCOT _(calc 2) (%)	76,5	36,3	26,4	100	99,8	99,8

C-CO₂ - quantidade de carbono degradado (mg C 0,1 kg⁻¹) na mistura dos lodos e resíduo orgânico ao solo no período de 140 dias de incubação; COT_{pot} - carbono orgânico total, potencialmente mineralizável (mg C-CO₂); COT_{pot(L)} - carbono orgânico total, potencialmente mineralizável, de fácil mineralização (mg C-CO₂); COT_{pot(R)} - carbono orgânico total, potencialmente mineralizável, de difícil mineralização (mg C-CO₂); k_L - coeficiente de mineralização do carbono orgânico total de fácil mineralização (d⁻¹); k_R - coeficiente de mineralização do carbono orgânico total de difícil mineralização (d⁻¹) R² - coeficiente de determinação; fração de mineralização - FMCOT_(obs) = 100.[(COT_{(trat)in} - COT_{(cont)in}) - (COT_{(trat)fin} - COT_{(cont)fin}) / (COT_{(trat)in} - COT_{(cont)in})] ; FMCOT_(calc 1) = 100.(COT_(min)/COT_(aplic)); FMCOT_(calc 2) = 100.(COT_(min)/COT_(pot)).

5.13 Degradabilidade do material acumulado no SAC-EV e sua influência nas condições operacionais desses sistemas

Considerando-se os resultados apresentados para o resíduo orgânico acumulado no SAC-EV, pode se verificar alto grau de estabilidade física e bioquímica da matéria orgânica e desidratação do material dele retirado, notadamente no coletado na camada mais profunda.

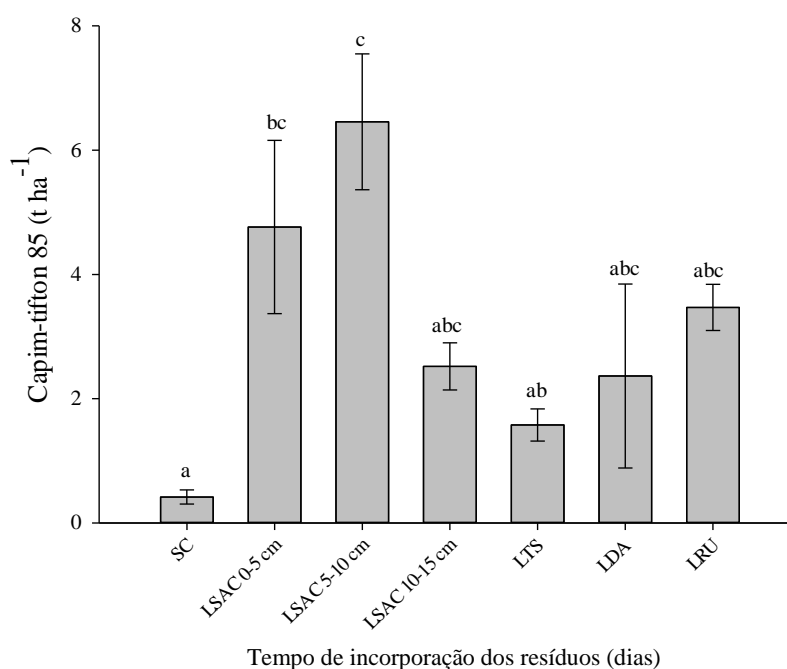
Segundo Andrade (2015), o SAC-EV começou a operar com lodo de caminhão limpa fossa em 27 de setembro de 2013, uma vez que este sistema já operava no tratamento de esgoto doméstico. Em 25 de maio de 2016 foi realizada a coleta do material utilizado neste estudo, tendo sido coletado em camada de lodo acumulado com 15 cm de espessura, tendo o material mais profundo idade de, aproximadamente, dois anos e seis meses.

Com base nos resultados obtidos, pode-se considerar que um tempo de permanência do lodo de um ano seria suficiente para que houvesse a estabilização do material orgânico em SACs-EV, no entanto, não haveria perda de sua qualidade como fertilizante, caso tenha que permanecer por período maior. Essa informação pode auxiliar na tomada de decisão como prática operacional desses sistemas e, de acordo com critérios de degradabilidade, indicaram que o resíduo orgânico removido dos SACs-EV poderá ser disposto no solo de áreas agrícolas, disponibilizando com relativa rapidez os nutrientes que o constitui.

5.14 Produtividade do capim-tifton 85

A dose de material orgânico aplicada de 300 kg ha⁻¹ de N incorporada ao solo proporcionou, ao nível de 5% de significância, pelo teste de Tukey, diferenças entre os tratamentos, conforme apresentado na Figura 5.11.

Figura 5.11 - Produtividade de matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 nas unidades experimentais



A produtividade de matéria seca da parte aérea das plantas ficou entre 1,58 e 6,46 t ha⁻¹ nas parcelas experimentais em que foram incorporados os lodos e o resíduo orgânico, maiores que as obtidas no solo controle (sem adubação), que foi de 0,41 t ha⁻¹. Comparativamente, a produtividade da parte aérea do capim, proporcionada pela adubação com LSAC-EV 5 - 10 cm, foi 15,8 vezes maior que a obtida no solo controle, evidenciando o valor fertilizante desse resíduo. Aliás, os LSAC-EVs estiveram entre os que proporcionaram maior produtividade do capim, indicando a adubação do solo como alternativa viável para a destinação desses resíduos, quando retirados dos SACs-EV.

Esses resultados de maior produtividade do capim com a mistura resíduo orgânico-solo do material retirado do SAC-EV deve ter influência importante em relação à operação desses sistemas. Se, por um lado, a manutenção do resíduo orgânico, por muito tempo, nesses sistemas proporciona que a matéria orgânica seja estabilizada em maior grau, por outro, menor será seu valor como fertilizante, uma vez que menor é a disponibilidade de nutrientes para cultivos agrícolas. Os resultados neste experimento indicaram que a permanência do LTS por períodos maiores que 1 anos não trouxe significativo prejuízo à qualidade do resíduo orgânico, no que se refere ao seu valor como fertilizante agrícola. Assim, considera-se adequado que o resíduo permaneça nos SACs-EV por período superior ao de um 1 ano, para que adquira um grau satisfatório de estabilidade, mas que pode se prolongar por mais tempo, tendo em vista que ele mantém suas desejáveis características químicas.

O efeito positivo da adubação com lodo de esgoto sobre culturas tem sido destacado na literatura, por autores como Martins *et al.* (2003) e Nogueira *et al.* (2006), os quais afirmam que a aplicação de doses de lodo de esgoto proporcionou aumento nos teores e no fornecimento de nutrientes disponíveis à planta, além do incrementos na produção de matéria seca da parte aérea.

Lemaisk e Silva (2006) também constataram, em experimento com milho, que a adubação com lodo de esgoto foi em média 21% mais eficiente do que a efetuada com fertilizante mineral. No presente estudo, ocorreu aumento médio de 60% na produtividade do capim-tifton com adubação do LSAC 10 - 15 cm, em relação à dose zero (SC).

Os lodos gerados pós tratamento anaeróbio (LTS, LDA e LRU) proporcionaram menores produtividades de matéria seca que os resíduos tratados no SAC-EV, demonstrando que o resíduo removido de SACs-EV disponibiliza maior quantidade de nutrientes para as plantas que os outros resíduos.

Resultados expressivos com aplicação do lodo de esgoto também têm sido encontrados quando utilizados na adubação de outras culturas. Silva *et al.* (2002) constataram que, durante três anos consecutivos, o lodo de esgoto aplicado no solo forneceu quantidades suficientes de nutrientes para a cultura do milho, além de ser mais eficiente que a adubação mineral. Por outro lado, Nogueira *et al.* (2006), em solo semelhante ao utilizado no presente experimento, não observaram aumentos de produtividade na cultura do milho e feijão consorciados e adubados como lodo de esgoto e diferentes formas de adubação química.

Além de melhorias nas condições químicas no meio, pode-se suspeitar que a melhoria nas propriedades físicas também possa ter sido fator contribuinte para que se obtivesse maiores produtividades do capim. Os resultados de diversos trabalhos indicam melhoria na qualidade física do solo com a aplicação de lodo de esgoto (ALVES *et al.*, 2007; GARCÍA-ORENES *et al.*, 2005). Segundo Meurer (2007), os dois fatores de natureza física (estrutura e textura) podem influenciar acentuadamente no crescimento das plantas, e os lodos podem alterar a estrutura do solo. Ainda assim, acredita-se que a maior retenção de água tenha sido o fator físico de maior influência nos resultados.

6 CONCLUSÕES

- A degradabilidade da matéria orgânica dos materiais orgânicos é dependente do processo de tratamento e da intensidade dos processos biológicos a que foram submetidos os materiais orgânicos em análise;
- O armazenamento/tratamento do lodo sanitário no sistema alagado construído de escoamento vertical proporcionou a obtenção de material mais estabilizado bioquimicamente, que foi tanto maior quanto maior foi a profundidade de coleta do resíduo;
- Dentre as formas de obtenção do valor de fração de mineralização, a de cálculo da razão entre a massa mineralizada e a massa potencialmente mineralizável, estimada utilizando-se as equações ajustadas do modelo de decaimento de cinética de duas fases, foi a que gerou resultados mais confiáveis;
- Em condições de campo, a degradação da matéria orgânica ocorreu em taxas maiores que as observadas em ensaio respirométrico, em condições controladas de laboratório;
- As frações mineralizadas do material orgânico, considerando-se os valores de carbono orgânico mineralizado, carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado e nitrogênio orgânico mineralizado, estimados aos 365 dias de degradação em condições de campo, foram consideravelmente superiores aos estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 para esses resíduos;
- Os valores das frações mineralizadas quantificadas no ensaio de respirometria foram, de forma geral, pouco influenciadas pela dose de nitrogênio total aplicada via lodo, embora a maior dose ($600 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) de nitrogênio total tenha indicado tendência de prejuízo à degradabilidade do material orgânico;
- A incorporação dos materiais orgânicos ao solo concorreu para que houvesse aumento de até 15,8 vezes na produtividade do capim-tifton 85, em relação ao controle (sem adubação), estando o resíduo de sistema alagado construído de escoamento vertical entre os que proporcionaram os maiores valores;
- Com base nos resultados obtidos para as frações de mineralização e no histórico operacional do sistema alagado construído de escoamento vertical, verificou-se que o tempo de permanência do resíduo orgânico de tanque séptico nos sistemas alagados construídos de escoamento vertical deva ser mais de 1 ano e pode, eventualmente,

ultrapassar mais tempo, tendo em vista que, nesse período, o material atinge maior estabilização mas ainda mantém seu valor como fertilizante agrícola.

7 RECOMENDAÇÕES

Portanto, recomenda-se a realização de estudos de campo com a aplicação de resíduos orgânicos incorporado ao solo, que permitam levantar informações para a determinação da melhor taxa de aplicação e seu potencial de mineralização no solo.

Também se recomenda a exploração de outras variáveis a serem incluídas na determinação da mineralização dos resíduos orgânicos no solo, que contemplem as condições climáticas e suas interferências no processo de mineralização em condições de campo, assim como análises de metais pesados e lixiviação de nutrientes no perfil do solo.

Recomenda-se a avaliação da taxa de mineralização do nitrogênio em diferentes tipos de solos, resíduos, e doses, a fim de constituir um banco de dados que auxiliem em uma possível revisão dos atuais valores da legislação.

Estudos a longo prazo com uso de resíduos orgânicos de esgoto devem ser conduzidos de modo a averiguar com segurança a possível construção da fertilidade de solos tropicais com uso de lodo de esgoto.

8 REFERÊNCIAS

- ALCÂNTARA, M. A. K.; AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de curtume. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 42, p. 547-555, 2007.
- ALEXANDER, M. I. H. *Introduction to soil microbiology*. 4ª edição, New York, John Wiley, 1967. 472p.
- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A.; SUZUKI, E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo vermelho distrófico em recuperação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 617-625, 2007.
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. *Bragantina*, Campinas, v. 65, p. 803-816, 2006.
- ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; COSCIONE, A. R. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 45, p. 536-544, 2013.
- ANDRADE, M. C.; LIMA, A. S. T.; MELO, W. J.; SANTOS, E. J.; HERRMANN, A. B. Elementos-traço em dois latossolos após aplicações anuais de lodo de esgoto por treze anos. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, v. 35, n. 1, p. 135-148, 2014.
- ANDRADE, C. F. Avaliação do tratamento do lodo de caminhões limpa-fossa e do percolado em sistemas alagados construídos de escoamento vertical. 2015. 122 f. Dissertação (Mestrado em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG.
- ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P.; LARA, A. I.; WOLTER, F. R. Proposição de plano de monitoramento da reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Estado do Paraná. In: 9º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1997. (Anais...) Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 232-246.
- ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; ILHENFELD, R. G. K. *Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura*. Rio de Janeiro: PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999. 97p.
- ANDREOLI, C. V.; FRANÇA, M.; FERREIRA, A. C.; CHERUBINI, C. Desinfecção e secagem térmica de lodo de esgoto anaeróbio pelo uso de biogás. In: XXVIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 2002, Cancún. (Anais...) Cancún: AIDIS, 2002. CD-Rom
- ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S.; FERNANDES, F. Disposição do lodo no solo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds.). *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. 2ª edição, Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. cap. 8, p. 317 – 392.

ANUALPEC. Anuário da pecuária brasileira. São Paulo: ENP Consultoria e Comércio/Argos. 2008. 392 p.

ARAÚJO, F. F.; GIL, F. C. TITITAN, C. S. Lodo de esgoto na fertilidade do solo, na nutrição de brachiaria decumbens e na atividade da desidrogenase. Pesquisa Agropecuária Tropical, v. 39, p. e-6, 2009.

ASIK, B. B.; AYDINALP, C.; KATKAT, A, V.; SAGBAN, F. O. T. Effect of the application of various wastewater sludges on the properties of sandy soil. EnvironMonit Asses, v.187, n. 30, p. 1-11, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). Resíduos em solos – determinação da biodegradação pelo método respirométrico (NBR 14283), Rio de Janeiro: ABNT, 1999.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; PAVINATTO, P. S.; SILVEIRA, M. J. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. *Ciência Rural, Santa Maria*, v. 34, n. 6, p. 1775-1780, 2004.

BERTONCINI, E. I. Comportamento de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn em Latossolo sucessivamente tratados com biossólido: extração sequencial, fitodisponibilidade e caracterização de substâncias húmicas. Piracicaba, 2002. 195 p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

BETTIOL, W.; CARVALHO, P. C. T.; FRANCO, B. J. D. C. Utilização do lodo de esgoto como fertilizante. *O Solo*, Piracicaba, v. 75, n. 1, p. 44-54, 1983.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. *Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura*. 1ª edição, Embrapa Meio Ambiente, 2006. 349p.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 37, p. 1639-1647, 2002.

BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, V. C. B. Mineralização de compostos nitrogenados de lodo de esgoto na quinta aplicação em Latossolo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p.711-722, 2009.

BOEIRA, R.C.; MAXIMILIANO, V.C.B. Mineralização de compostos nitrogenados de lodo de esgoto na quinta aplicação em Latossolo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p.711-722, 2011.

BOYD, S. A.; SOMMERS, L. E.; NELSON, D. W. Changes in the humic acid fraction of soil resulting from sludge application. *Soil Science Society of America Journal*, v. 44, p. 1179-1186, 1980.

BOYLE, M.; PAUL, E. A. Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. *Soil Sci. Am. J.* v. 53, n. p. 99-103, 1989.

Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama. Resolução N° 375, de 29 de ago. 2006. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 de ago. 2006. Seção 1. p.141-6, 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Instrução Normativa 27, de 05 de junho de 2006. Dispõe sobre fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere as concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 09 de junho de 2006. Seção 1, p. 15.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Instrução Normativa Nº 25, de 23 de julho de 2009. Aprova as Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 de julho de 2009, Seção 1, p. 20.

BRASIL. Lei 12.305. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 de agosto de 2010, p. 2.

BRASIL. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento-SNIS. Diagnóstico dos serviços de água e esgoto. Brasília, DF, 2014.

BUENO, J. R. P.; BERTON, R. S.; SILVEIRA, A. P. D.; CHIBA, M. K.; ANDRADE, C. A.; DE MARIA, I. C. Chemical and microbiological attributes of an Oxisol treated with successive applications of sewage sludge. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, p.1416-1470, 2011.

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Potencial de mineralização do nitrogênio em solos do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 21, p. 575-580, 1997.

CAS, V. L. S. Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo com o uso de lodo de esgoto e palha de aveia. 2009. 69 f. Dissertação (mestrado em Ciência do Solo) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, RS.

CASTELLANOS, J. Z; PRAT, P. F. Mineralization of manure nitrogen—Correlation with laboratory indexes. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* v. 45, p. 354–357, 1981.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2ª edição, Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007. 379 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Solos: determinação de biodegradação de resíduos: método respirométrico de Bartha (Norma L6.530). São Paulo: Cetesb, 1999.

COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES – CEC, Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture, 1986.

CORRÊA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Effect of compost treatment of sewage sludge on nitrogen behavior in two soils. *Waste Manage.* v. 26, p. 614-619, 2012.

- COSCIONE, A. R.; CEOLATO, L. C. *Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais*. 1ª edição, Campinas: Instituto Agrônômico, 2006. 178 p.
- COSTA, V. L.; MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A.; GREGO, C. R.; MELO, L. C. A. Distribuição espacial de fósforo tratado com lodo de esgoto e adubação mineral. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, p. 287-293, 2014.
- DELARMELINA, W. M.; CALDEIRA, M. V. W.; FARIA, J. C. T.; GONÇALVES, E. de O. Uso de lodo de esgoto e resíduos orgânicos no crescimento de mudas de *Sesbania virgata* (Cav.) Pers. *Revista Agro@ambiente On-line*, Boa Vista, v. 7, n. 2, p. 184-192, 2013.
- DERPSCH, R.; ROTH, C. H.; SIDIRAS, N. KOPKE, U.; KRAUSE, R.; BLANKEN, J. Controle da erosão no Paraná, Brasil: sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo. *Eschborn: GTZ*. 1991.
- DINIZ, I. C. C. Taxa de degradação do material orgânico de lodo de esgoto sanitário no solo. 2014. 86 f. Dissertação (mestrado em Engenharia Agrícola) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa - UFV.
- DINIZ, I. C. C.; MATOS, A. T.; BORGES, A. C.; AQUINO, J. M. G.; MATOS, M. P. Degradation of sewage sludge compost disposed on the soil. *Engenharia Agrícola*. v. 36, n. 5, p. 822-829, 2016.
- DOSSA, E. L.; KHOUMA, M.; DIEDHIOU, I.; SENE, M.; KIZITO, F.; BADIANE, A. N.; SAMBA, S. A. N.; DICK, R. P. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization potential of semiarid Sahelian soils amended with native shrub residues. *Geoderma*, v. 148, p. 251-260, 2008.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). *Manual de métodos de análise de solos*. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. p. 212 p.
- EPA. Environmental Protection Agency - Environmental Regulations and Technology – *Control Of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge*, under 40 CFR part 503. Ohio, 1992. 152 p.
- EPA. Environmental Protection Agency - Environmental Regulations and Technology – *Sludge treatment and disposal: Management approaches and Experiences*. 1997. 53 p.
- EPSTEIN, E.; TAYLOR, J. M.; CHANEY, R. L. Effects of sewage sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. *Journal Environment Quality*, Madison, v. 7, p. 217-222, 1978.
- ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T. de; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 14, n. 5, p. 467-477, 2010.
- FAGERIA, N. K.; MOREIRA, A.; COELHO, A. M.; Yeld and yeld decomponents of upland rice as influenced by nitrogen sources. *Journal of Plant Nutrition*, v. 34, p. 361-370, 2011.

- FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology*, v.30, p.65-77, 2005.
- FERREIRA, A. O.; MORAES SÁ, J. C.; HARMS, M. G.; MIARA, S.; BRIEDIS, C.; NETTO, C. Q.; SANTOS, J. B.; CANALLI, L. B. Carbon balance and crop residue management in dynamic equilibrium under a no-till system in camposgerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 1583-1590, 2012.
- FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G.; MCMANUS, C. M.; MENEZES, A. M. Mineralização de esterco de ovinos e sua influência na produção de alface. *Horticultura Brasileira*, Vitória da Conquista, v.30, n.1, p.175-179, 2012.
- FONTAINE, S.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biol Biochem.* v. 35, p. 837-843, 2003.
- FURTADO, D. F. C. Caracterização de lodo de tanque séptico e tratamento em filtros plantados com macrófitas. 2012. 101 f. Dissertação (mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.
- GAGNON, V.; CHAZARENC, F.; KOIV, M.; BRISSON, J. Effect of plant species on water quality at the outlet of a sludge treatment wetland. *Water Research.* v. 46, p. 5305-5315, 2012.
- GARCIA-ORENES, F.; GUERREIRO, C.; MATAIXSOLERA, J.; NAVARRO-PEDRENO, J.; COMEZ, I.; MATAIX-BENEYTO, J. Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different soils amended with biosolids. *Soils & Tillage Research*, Amsterdam, v. 82, n. 1, p. 65-76, 2005.
- GIACOMINI, S. J.; SIMON, V. L. G.; AITA, C.; BASTOS, L. M.; WEILER, D. A.; REDIM, M. Carbon and nitrogen mineralization in soil combining sewage sludge and straw. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 59, p. 1428-1435, 2015.
- GICHANGI, E. M.; MNKENI, P. N. S.; MUCHAONYERWA, P. Evaluation of the heavy metal immobilization potential of pine bark-based composts. *Journal of Plant Nutrition*, New York, v. 35, p. 1853-1865, 2012.
- HANCOCK, D.W.; EDWARDS, N.R.; GREEN, T.W. Selecting a forage bermudagrass variety. *University of Georgia*, Cooperative Extension Colleges of Agricultural and Environmental Sciences. (Circular 919), 2010.
- 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.
- HSIEH, Y. P.; LOWELL, A. D.; MOTTO, H. M. Modeling sewage sludge decomposition in soil: I transformation. *J Environ Qual.*, v. 10, p. 54-64, 1981.
- HUTCHISON, C. M. W.; WALWORTH, J. L. Evaluating the effects of gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification on nitrogen fertilizer availability in soil experimentally contaminated with diesel. *Biodegradation*, v. 18, p. 133-144, 2007.

INOBUSCHI, K.; WADA, H.; TAKAI, Y. Easily decomposable organic matter in paddy soil. VI. Kinetics of nitrogen mineralization in submerged soils. *Soil Sci. Plant Nutrition*, Tokyo, v. 4, p. 563-572, 1985.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. Disponível em: <www.inmet.gov.br>. Acesso em: 27 janeiro de 2017.

KORCAK, R. F.; Effects of applied sewage sludge compost and fluidized material on apple seedling growth. *Comm. Soil Science and Plant Analysis*, v. 11, p. 571-585, 1980.

LARA, A. I. Antecedentes. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F. *Reciclagem de Biossólidos, transformando problemas em soluções*. 2ª edição, Curitiba: FINEP; SANEPAR, 2001. p.14-19.

LATHAM, J. L. Cinética elementar de reação. São Paulo: Editora Blucher, 1974. 112 p.

LERCH, R. N.; AZARI, P.; BARBARICK, K. A.; SOMMERS, L. E.; WESTFALL, D. G. Sewage sludge proteins II: extract characterization. *Jornal of Environmental Quality*, Madison, v. 22, n. 3, p. 625-629, 1993.

LI, H.; HAN, Y.; CAI, Z. Nitrogen mineralization in paddy soils of the Taihu region of China under anaerobic conditions: dynamic and model fitting. *Geoderma*, v. 115, p. 161-175, 2003.

LOBO, T. F. Manejo de lodo de esgoto em rotações de culturas no sistema de plantio direto. 198 p. Tese (Doutorado na área de Agronomia - Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômica, Universidade de São Paulo, Botucatu, 2010.

LOPES, R. T. Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes. 2015. 112 f. Dissertação (mestrado em tecnologias ambientais) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

LORENZ, K.; LAL, R. Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environ Int.* v. 35, p. 1-8, 2009.

MACHADO, M. F. S.; FIGUEIREDO, R. F.; CORAUCCI FILHO, B. Produção brasileira de lodos de esgotos. *Sanare*, v. 22, n. 22, p. 66-74, 2004.

MALAVOLTA, E. Elementos de nutrição mineral de plantas. Piracicaba: Agrônômica Ceres, 1980. 319p.

MARIANO, E.; TRIVELIN, P. C. O.; LEITE, J. M.; MEGDA, M. X. V.; OTTO, R.; FRANCO, H. C. K. Incubation methods for assessing mineralizable nitrogen in soils under sugarcane. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 37, p. 450-461, 2013.

MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. B. N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 41, p. 1149-1155, 2006.

MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 563-574, 2003.

MATAMOROS, V.; NGUYEN, L. X.; ARIAS, C. A.; NIELSEN, S.; LAUGEN, M. M.; BRIX, H. Musk fragrances, DEHP and heavy metals in a 20 years old sludge treatment reed bed system. *Water Research* v. 46, p. 3889–3896, 2012.

MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N.; FREITAS, S. P.; VIDIGAL, S. M.; GARCIA, N. C. P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquido de suínos. *Revista Ceres*, Viçosa, v. 44, n. 254, p. 399-410, 1997.

MATOS, A. T.; DE CARVALHO, A. L.; AZEVEDO, I. C. D'A. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, n. 4, p. 435–440, 2008.

MATOS, A.T. *Qualidade do meio físico ambiental: Práticas de laboratório*. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2012. 150p.

MATOS, A. T. de; SILVA, D. de F.; LO MONACO, P. A. V.; PEREIRA, O. G. Produtividade e composição química do capim-Tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 33, n. 1, p. 188-200, 2013.

MATOS, A. T. Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos. Viçosa, MG: edição UFV, 2014. 141 p.

MATOS, A. T. *Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias*. edição UFV, Viçosa, MG, 2015.149p.

MATTHEWS, P. J. Sewage sludge disposal in the UK: A new challenge for the next twenty years. *Journal of the Institution of Water Environmental Management*, v. 6, p. 551-559, 1992.

MATTIAZZO, M. E.; BARRETO, M. C. V.; RODELLA, A. A. Organic matter kinetics mineralization in soils amended with four different organic wastes. In: CONGRESS MONDIAL DE SCIENCE DU SOL, 16., Montpellier, 1998. (*Actes ...*) Montpellier: ISSS, 1998. CD-ROM

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. *Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto*. 1ª edição. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap. 5, p. 109-142.

MEURER, E. J. Fundamentos de química do solo. 3ª edição. Porto Alegre: *Evangraf*, 2006. 285 p.

MILIEU; WRc; RPA. Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final Report. Part I: Overview Report. Milieu Ltd, WRc and Policy Analysts Ltd (RPA) for the European Commission, DG Environment under Study Contract DG ENV. G.4/ETU/2008/0076r.Brussels,p.16,2010.Disponível em:<http://ec.europa.eu/environment/was te/sludge/pdf/part_i_report.pdf>. Acesso em: 01/02/2017.

- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. Lavras: UFLA, 2006, 729 p.
- MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; JUNIOR, C. H. A. Decomposição de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto em nitossolo háplico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, p.1796-1805, 2015.
- NASCIMENTO, C. W. A. et al. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 28, n. 2, p. 385-392, 2004.
- NAZÁRIO, A. A.; Giovanni, O. G.; Edvaldo F. R.; Eduardo, S. M.; José, G. B. M. Acúmulo de nutrientes por forrageiras cultivadas em sistema de escoamento superficial para tratamento de esgoto doméstico. *Revista Ambiente & Água*, v. 9, n. 1, p. 97-108, 2013.
- NIELSEN, S.; COOPER, D. J. Dewatering sludge originating in water treatment works in reed bed systems. *Water Science and Technology*, v. 64, n. 2, p. 361–366, 2011.
- NIELSEN, S.; LARSEN, J. D. Operational strategy, economic and environmental performance of sludge treatment reed bed systems-bases on 28 years of experience. *Water Science e Technology*, v. 74, n.8, p. 1793-1799, 2016.
- NOGUEIRA, T. A. R.; SAMPAIO, R. A.; FERREIRA, C. S.; FONSECA, I. M. Produtividade de milho e de feijão consorciados adubados com diferentes formas de lodo de esgoto. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v.6, p.122-131, 2006.
- OLIVEIRA, J.B.; JACOMINE, P.K.T.; CAMARGO, M.N. Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento. 2. ed. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 201p.
- OUTWATER, A. B. Reuse of sludge and minor wastewater residuals. Boca Raton, Flórida: Lewis Publishers,, 1994. 179p.
- OUTWATER, J. F. Projetos agropecuários: administração financeira, orçamento e viabilidade econômica. São Paulo, Atlas, 2ª edição, 1987, p. 179.
- PATERSON, E.; SIM, A.; Soil-specific response functions of organic matter mineralization to the availability of labile carbon. *Global Change Biology*, v.19, p. 1562-1571, 2013.
- PAULA, J. R; MATOS, A. T; MATOS, M. P; PEREIRA, M. S; ANDRADE, C. A. Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos aplicados ao solo em campo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, p.1729-1741, 2013.
- PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G.; GUTIERREZ, B.; MÉNDEZ, A. Soil activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil, *Biol. Fert. Soils*, v. 48,p. 512–517, 2012.
- PEREIRA NETO, J. T. Conceito modernos de compostagem. *Revista de Engenharia Sanitária*. v. 28, p. 104-109, 1989.

PEREIRA, J. M. Predição do nitrogênio mineralizado em latossolo pelo uso de modelos não lineares. 2004. 82 p. Dissertação (Mestrado em Estatística e Experimentação Agropecuária) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

PEREIRA, M. G.; MATOS, A. T.; BORGES, C. A.; NUNES, M. F. Mineralização do resíduo da pupunheira em condições de campo e laboratório. *Engenharia Agrícola*. v. 35, n. 5, p. 918-930, 2015.

PERUZZI, E.; NIELSEN, S.; MACCI, C.; DONI, S.; JANNELLI, R.; CHIARUGI, M.; MASCIANDARO, G. Organic matter stabilization in reed bed systems: Danish and Italian examples. *Water Science and Technology*, v. 68, n. 8, p. 1888-1894, 2013.

PHILIPPI, L. S. Funcionamento de fossas sépticas em condições reais: volume e acumulação de lodo. In: (*Anais...*) ABES, 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal. p.633-642, 1993.

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: FERTIBIO, Rio de Janeiro, 2002. (*Anais ...*). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002. CD-ROM

RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285p.

REIS, C. T.; RODELLA, A. A. Cinética de degradação da matéria orgânica e variação do pH do solo sob diferentes temperaturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.26, p. 619-626, 2002.

RIBEIRO, A. M. M.; GUIMARÃES, P. T.; ALVAREZ V. H. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes para o Estado de Minas Gerais. 5ª aproximação. Viçosa, MG, CFSEMG, 1999. 359p.

RODELLA, A. A.; ZAMBELLO, E.; ORLANDO FILHO, E. Effects of vinasse added to soil on pH and exchangeable aluminum content. In: *Congress of international society of sugar cane technologists*, v. 17, p. 237-245, 1983.

RODELLA, A. A.; SABOYA, L. V. Calibration for conductimetric determination of carbon dioxide. *Soil Biology & Biochemistry*, v.31, p. 2059-2060, 1999.

ROIG, N.; SIERRA, J.; MARTI, E.; NADAL, M. SCHUHAHCER, M.; DOMINGO, J. L. Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effect on soil functioning. *Agric. Ecosystem Environ*. v. 158, p. 41-48, 2012.

RUBIO-LOZA, L.A.; NOYOLA, A. Two-phase (acidogenic–methanogenic) anaerobic thermophilic/mesophilic digestion system for producing Class A biosolids from municipal sludge. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 576-585, 2010.

SAMPAIO, A. Afinal, queremos ou não viabilizar o uso agrícola do lodo produzido em estações de esgoto sanitário? Uma avaliação crítica da Resolução CONAMA 375. *Revista DAE, São Paulo*, n. 193, p. 16-27, 2013.

- SANTOS, D. S.; ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Degradação da fração orgânica de lodos de esgoto após aplicação no solo (*compact disc*). In: FERTIBIO, Rio de Janeiro, 2002. (*Anais ...*). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002. CD-ROM
- SAUVESTY, A.; PAGE, F.; HOUT, J. A Simple method for extracting plant phenolic compounds. *Canadian Journal Forest Research*, Ottawa, v. 22, p. 654-659, 1992.
- SILVA, C. A.; VALE, F. R.; ANDERSON, S. J.; KOBAL, A. R. Mineralização de nitrogênio e enxofre em solos brasileiros sob influência da calagem e fósforo. *Pesquisa agropecuária brasileira*, Brasília, v.34, n.9, p.1679-1689, 1999.
- SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I. Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, n. 2, p. 487-495, 2002.
- SILVA, L. S.; RHODEN, A. C.; POCOJESKI, E.; CAMARGO, F. A. O.; BENEDETTI, E. L. B. Modelos matemáticos para a estimativa do potencial de mineralização anaeróbia do nitrogênio em solos de várzea do rio grande do sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v. 32, p. 1513-1520, 2008.
- SILVA, D. F.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; CECON, P. R.; MOREIRA, D. A. Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 10, p. 1094-1100, 2010.
- SILVA, D. F.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; CECON, P. R.; BATISTA, R. O.; MOREIRA, D. A. Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*) e fertirrigado com percolado de resíduo sólido urbano. *Acta Scientiarum. Technology, Maringá*, v. 33, n. 3, p. 243-251, 2011.
- SILVA, S. M. C. P. da; FERNANDES, F.; SOCCOL, V. T.; MORITA, D. M. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. 2ª edição, Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. cap. 3, p. 67 - 107.
- SOMMERS, L. E. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizer. *Journal of Environmental Quality*, v. 6, n. 2, p. 225-232, 1997.
- SORIANO-DISLA, I.; GÓMEZ, I.; NAVARRO-PEDRENO, J. The influence of soil properties on the mobility of metais following a single application of polluted sewage sludge to seventy agricultural topsoils: a laboratory column study. *Soil and Sediment Contamination*, v. 20, p. 961-976, 2011.
- SOUZA, J. A. A. et al. Efeitos da fertirrigação com água residuária de origem urbana sobre a produtividade do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 9, p. 128-132, 2005.
- STANDFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potential of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, Madison, v.36, p. 465-472, 1972.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Dewatering mechanisms in pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: Effect of design and operational parameters. *ChemicalEngineeringJournal*, v. 172. 2011b.

STEFANAKIS, A. I.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of wastewater step-feeding on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 3, p. 431-443, 2011a.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Dewatering mechanisms in pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: Effect of design and operational parameters. *Chemical Engineering Journal*, v. 172, 2012a.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Heavy metal fate in pilot-scale sludge drying reed beds under various design and operation conditions. *Journal of Hazardous Materials*, v. 213, n. 214, p. 393–405. 2012.

SUNTTI, C.; MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L.S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.16, n.1, p. 63-72, 2011.

TELES, C. R.; MUNARO, C. J. CASSINI, S. T. A. Modelagem da decomposição aeróbia de lodo de esgoto em solos com diferentes texturas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, p. 197-203, 2009.

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.

TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, A.P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J. (Ed.). *Biossólidos na agricultura*. São Paulo: Sabesp, 2001, cap. 4, p. 89-131.

UGGETTI, E., LLORENS, E., PEDESCOLL, A., FERRER, I., CASTELLNOU, R., GARCÍA, J. Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three full scale systems in Catalonia, Spain. *Bioresource Technology*, v. 100, 2009.

UGGETTI, E.; FERRER, I.; NIELSEN, S.; ARIAS, C.; BRIX, H.; GARCIA, J. Characteristics of biosolids from sludge treatment wetlands for agricultural reuse. *EcologicalEngineering*, v. 40, p. 210–216, 2012.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 40 CFR Parts 257, 403 e 503. *Final rules: Standards for the use of sewage sludge*. Fed. Reg. v. 58, n. 32, p. 9248-9415, 1993.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Process design manual. Land application of sewage sludge and domestic septage, EPA 625/R-95/001 – Cincinnati, Ohio, 1995.

VAN RAIJ, B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, A. J.; FURLANI, A. M. C. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2ª edição, Campinas: Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 1996, 285 p.

- VIELMO, H. Dejeito líquido de suínos na adubação de pastagens de Tifton 85. 2008. 94 f. Tese. Doutorado (Agronomia) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V. Introdução. In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F. *Lodos de esgotos: tratamento e disposição final*. 2ª edição, Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. cap. 1, p. 11 - 14.
- VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgoto: características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F. *Lodos de esgotos: tratamento e disposição final*. 2ª edição, Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. cap. 2, p. 15 - 65.
- WERNER, J. C.; PAULINO, V. T.; CANTARELLA, H.; ANDRADE, N. O.; QUAGGIO, J. A. Forrageiras. In: RAIJ, B. Van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Ed.). *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. 2. ed. Campinas: Fundação IAC, 1996. p. 263-274. (IAC Boletim Técnico, 100).
- WONG, J. W. C.; LAI, M.; FANG, M.; MA, K. K.; Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. *Environment International, Elmsford*, v.24, n. 8, p. 935-943, 1999.
- ZAVALLONI, C.; ALBERTI, G.; BIASIOL, S.; DELLE VEDOVE, G.; FORNASIER, F.; LIU, J.; PERESSOTTI, A. Microbial mineralization of biochar and wheat straw mixture in soil: a short-term study, *Appl. Soil Ecol.*, v. 50, p. 45–51, 2011.
- ZILBILSKA, L. M. Dynamics of nitrogen and carbon in soil during papermill sludge decomposition. *Soil Science*. v. 143, p. 26-33, 1987.
- ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B.; AHN, M. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar amended soils, *Soil Biol. Biochem*, v. 43, p. 1169–1179, 2011.