

ISABELA CÂNDIDA CORRADI DINIZ

**TAXA DE DEGRADAÇÃO DO MATERIAL ORGÂNICO DE LODO  
DE ESGOTO SANITÁRIO NO SOLO**

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

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2014

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da  
Universidade Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

D585t  
2014  
Diniz, Isabela Cândida Corradi, 1986-  
Taxa de degradação do material orgânico de lodo de  
esgoto sanitário no solo / Isabela Cândida Corradi Diniz. -  
Viçosa, MG, 2014.  
xi, 73f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador : Antônio Teixeira de Matos.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de  
Viçosa.  
Referências bibliográficas: f. 69-73.

1. Lodo de esgoto sanitário. 2. Lodo secundário.  
3. Mineralização. 4. Solo - Degradação. 5. Compostagem.  
6. Caleação. I. Universidade Federal de Viçosa.  
Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de  
Pós-graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 628.38

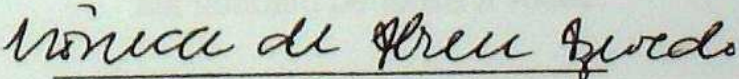
ISABELA CÂNDIDA CORRADI DINIZ

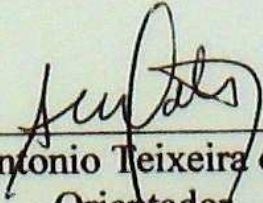
**TAXA DE DEGRADAÇÃO DO MATERIAL ORGÂNICO DE LODO DE  
ESGOTO SANITÁRIO NO SOLO**

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

APROVADA: 18 de julho de 2014.

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Igor Rodrigues de Assis

  
\_\_\_\_\_  
Prof.ª Mônica de Abreu Azevedo

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Antonio Teixeira de Matos  
Orientador

Dedico.

Aos meus pais, Orlando e Silvana, e aos meus irmãos Augusto e Álvaro, que mesmo distantes sempre estiveram presente, me apoiando nos bons e maus momentos, transmitindo-me a força e o amor necessários para seguir o meu caminho.

À minha irmã, Isadora e ao meu marido André, que me acompanharam nos momentos que eu mais precisei, deixando suas coisas de lado para me ajudar independente de hora, dia e lugar.

Divido com vocês os méritos desta conquista, porque ela também pertence a vocês.

***“Força, Foco e Fé.”***

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus, por sempre me conceder sabedoria nas escolhas dos melhores caminhos, coragem para acreditar, força para não desistir e proteção para me amparar.

Aos meus pais Orlando e Silvana, pelo amor que me mostrou a direção correta e me ensinou a ter fé na vida.

Ao meu marido André e meus irmãos Augusto, Isadora e Álvaro pelo amor, apoio, confiança e motivação incondicional. Que sempre me impulsiona em direção às vitórias dos meus desafios.

Ao Professor Antonio Matos, pela confiança, pelos ensinamentos, orientações e pela oportunidade de trabalhar ao seu lado. Minha inspiração de pesquisador.

Ao Prof. Alisson pela colaboração inestimável e pela certeza de uma revisão impar.

A Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pelo apoio e infraestrutura.

A FAPEMIG, pela concessão da bolsa de estudos.

Aos membros da banca, professores Mônica e Igor, pela disponibilidade de participar e pelas contribuições para enriquecer a dissertação.

Aos grandes amigos Suymara, Tamara e Magno, pelo incentivo, amizade, dedicação e apoio. Vocês estiveram ao meu lado durante esses anos e não mediram esforços para me ajudar e incentivar a acreditar que tudo daria certo.

Ao Simão, muito obrigada pela ajuda, ensinamentos, orientações e contribuições. Por deixar o laboratório de portas abertas e sempre estar à disposição, respondendo sempre as minhas dúvidas.

A Érika, estagiária dedicada e sempre pronta a aprender. Muito obrigada pela ajuda.

Ao Professor Marcos Von Sperling pelo intermédio com a COPASA para conseguirmos as amostras de lodo de esgoto e por disponibilizar a área experimental da UFMG na ETE Arrudas para podermos desaguar o lodo.

A COPASA, principalmente o colaborador Ernani, por disponibilizar as amostras de lodo para condução do experimento e disponibilizar tempo para me acompanhar e funcionários para me ajudar na coleta das amostras.

Aos demais amigos do GPQA por estarem sempre presentes.

Ao Professor Cecon, pela ajuda nas análises estatística.

Aos amigos Nívea, Cícero, Claudety, Gheila e Zé Antônio que me ajudaram na montagem e condução do experimento, ajudando a carregar bombona de lodo pesada, mesmo com chuva ou sol quente.

A todos que direto ou indiretamente me ajudaram nessa caminhada que não foi fácil.

## **BIOGRAFIA**

ISABELA CÂNDIDA CORRADI DINIZ, filha de Orlando Corradi Junior e Silvana Maria Silva Corradi, nasceu em 5 de agosto de 1986, em Itaúna, MG.

Em 2007, iniciou o curso de Engenharia Agrícola e Ambiental na Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa-MG, graduando-se em janeiro de 2012.

Em março de 2012, iniciou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em nível de Mestrado, no Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, com área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO .....</b>	<b>viii</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>x</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>4</b>
2.1. Objetivo geral .....	4
2.2. Objetivos específicos .....	4
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>5</b>
3.1. Geração de Resíduos .....	5
3.1.1. Geração de lodo de esgoto no Brasil .....	5
3.1.2. Características do lodo de esgoto .....	6
3.1.3. Estabilização do lodo .....	7
3.1.4. Higienização do lodo .....	8
3.2. Destinação final dos resíduos sólidos .....	9
3.3. Benefícios da aplicação de lodo de esgoto sanitário no solo .....	10
3.3.1. Definição da dose de lodo a ser aplicada no solo .....	11
3.4. Mineralização de resíduos no solo .....	15
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>17</b>
4.1. Local do Experimento.....	17
4.2. Obtenção dos diferentes tipos de lodo .....	17
4.3. Preparo e caracterização das amostras de lodo .....	19
4.3.1. Caleação .....	19
4.3.2. Compostagem do lodo .....	20
4.3.3. Caracterização do solo e dos diferentes lodos .....	21
4.4. Dose de aplicação do resíduo .....	25
4.5. Experimento em Campo.....	25
4.6. Delineamento experimental e obtenção dos coeficientes de degradação .....	27
4.7. Obtenção das taxas de mineralização .....	28
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>32</b>
5.1. Curva de incubação do lodo com cal hidratada .....	32
5.2. Temperatura e conteúdo de água média no solo, no período de condução do experimento .....	34
5.3. Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável, carbono orgânico total e de nitrogênio orgânico dos lodos durante o período de monitoramento.....	35
5.4. Cinética de mineralização do carbono orgânico total, carbono orgânico facilmente oxidável e do nitrogênio orgânico dos diferentes lodos, durante o período de monitoramento.....	43
<b>6. CONCLUSÕES.....</b>	<b>68</b>
<b>7. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>69</b>

## RESUMO

DINIZ, Isabela Cândida Corradi, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Julho de 2014. **Taxa de degradação do material orgânico de lodo de esgoto sanitário no solo.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientador: Alisson Carraro Borges.

O objetivo deste trabalho foi monitorar, em condição de campo, a degradação do material orgânico de amostras de lodos secundários, não digeridos, coletados depois do tratamento de esgoto sanitário em sistema de lodos ativados (LND) e filtro biológico percolador (LND-F), depois de submetidos à caleação (LND-Ca) ou compostagem (LND-Co), e de lodo digerido anaerobiamente (LD), quando aplicadas superficialmente ou de forma incorporada ao solo. Os diferentes tipos de lodo de esgoto foram coletados nas Estações de Tratamento de Esgoto ETE Onça e ETE Arrudas, ambas localizadas na cidade de Belo Horizonte e administradas pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA MG. Após obtida a curva de higienização do LND com adição de cal hidratada ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), foi determinada a dose de  $\text{Ca(OH)}_2$  de  $113 \text{ kg m}^{-3}$  ou  $182,7 \text{ kg Mg}^{-1}$  para aplicação no lodo. Na compostagem, o LND foi misturado com serragem de madeira obtendo-se uma relação C/N inicial de 9:1, sendo esse material processado por 90 dias. O experimento de campo foi conduzido em Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico (CXbd), na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos, do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa-MG. As análises foram realizadas no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos, do mesmo departamento. A dose de cada resíduo aplicada ao solo foi baseada na quantidade de nitrogênio total presente no resíduo e na dose de  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de nitrogênio, genericamente recomendada para fertilização de áreas de cultivo de gramíneas. O monitoramento do processo de mineralização dos resíduos no solo foi conduzido por 131 dias, tendo sido retiradas amostras do material para análise do teor de carbono orgânico total ( $\text{CO}_T$ ) e facilmente oxidável ( $\text{CO}_{f0}$ ); nitrogênio total ( $\text{N}_T$ ), amoniacal e nítrico e, a partir

delas o nitrogênio orgânico (NO); sólidos voláteis e conteúdo de água, em ocasiões diferentes. As frações de mineralização anual estimadas para os diferentes tipos de lodos estudados foram maiores do que as estabelecidas na Resolução CONAMA nº 375/2006, tendo sido de 99,5% e 100%; 99,9% e 99,2%; 99,9 e 97,5% e 100% e 100%, respectivamente, para LD, LND-F, LND-Ca e LND-Co, quando dispostos na forma incorporada e na superfície do solo. Os coeficientes de mineralização do  $CO_T$  e as  $FMCO_{Taj}$  dos LND-Ca e LND-Co foram maiores quando o material foi disposto de forma incorporada ao solo e, no que se refere aos LD e LND-F, quando dispostos na forma superficial. No que se refere ao  $CO_{fo}$  e NO, maiores valores foram obtidos quando o LND-F e LND-Ca foram dispostos na forma incorporada ao solo e, no que se refere aos LD e LND-Co, quando dispostos superficialmente no solo. Se forem consideradas todas as variáveis de monitoramento de degradação do material orgânico ( $CO_T$ ,  $CO_{fo}$  e NO), o que torna a avaliação mais conservadora, sugere-se a adoção de frações de mineralização anual, para os mesmos lodos, quando dispostos superficialmente no solo, superiores a 97,2%. Quando esses resíduos forem incorporados no solo, sugere-se considerar a fração de mineralização maior que 99,5%.

## ABSTRACT

DINIZ, Isabela Cândida Corradi, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2014. **Degradation rate of organic material from sewage sludge in the soil.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-Adviser: Alisson Borges Carraro.

The objective of this study was to monitor, under field condition, the degradation of the organic material of secondary sludge samples, undigested, collected after treatment of sewage in activated sludge system (NDS) and (NDS-F) trickling filter after undergoing liming (NDS-Ca) or composted (NDS-Co), and anaerobically digested sludge (DS), when applied to the surface or incorporated into the soil. The different sewage sludge were collected at Stations Wastewater Treatment: ETE Onça and ETE Arrudas, both located in the city of Belo Horizonte and administered by the Sanitation Company of Minas Gerais - COPASA. After obtained the sanitization curve with the NDS added hydrated lime ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), it was determined the amount of  $113 \text{ kg m}^{-3}$  or  $182,7 \text{ kg Mg}^{-1}$  of  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  for use in the sludge. In composting, the NDS was mixed with sawdust obtaining a C/N early ratio of 9:1 in the mixture, being this material processed for 90 days. The field experiment was conducted in Inceptisol latossolic (CXbd), at the Experimental Area of Municipal Waste Treatment of the Department of Agricultural Engineering, Federal University of Viçosa-MG. The analysis were performed at the Laboratory of Soil and Solid Waste, in the same department. The dose of each residue was applied to the soil based on the total amount of nitrogen present in the residue and the dose of  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  of nitrogen, generally recommended for fertilization of grasses growing areas. The mineralization process monitoring of residues in soil was conducted for 131 days samples of the material for analysis of the content of total (TOC) and oxidizable organic carbon ( $\text{OC}_o$ ); total nitrogen (TN), ammonium and nitrate, and from them, organic nitrogen (NO); volatile solids and water content, having been taken at different times. Fractions of annual mineralization estimated for different types of sludges studied were higher

than those established by CONAMA Resolution n° 375/2006, which were 99.5% and 100%; 99.9% and 99.2%; 99.9 and 97.5% and 100% and 100% respectively DS, NDS-F, NDS-Ca and NDS-Co incorporated way and arranged on the surface of the soil sludge. The mineralization rates for TOC and  $MOCF_{Taj}$  of the NDS-Ca e NDS-Co were higher when the arranged was incorporated into the soil, and as regards the DS and NDS-F, when arranged in surface way. With regard to  $OC_o$  and ON, higher values were obtained when the NDS-F and NDS-Ca in the incorporated way into the soil in relation to the DS and NDS-Co, when arranged in the soil surface. If we consider all the variables for monitoring degradation of organic material (TOC,  $OC_o$  and ON), which makes the most conservative estimate, we suggest the adoption of annual mineralization fractions for the same sludge when applied superficially in the soil higher than 97.2%. When such wastes are incorporated into the soil, greater than 99.5%.

## 1. INTRODUÇÃO

A produção de lodo de esgoto sanitário vem ganhando, cada vez mais, expressão no Brasil, em razão do aumento na quantidade de estações de tratamento de esgotos (ETEs) instaladas, cujo objetivo é atender às exigências ambientais para a disposição de águas residuárias. Verifica-se, nesse sentido, a necessidade do desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento do lodo, para sua disposição final segura e com mínimo impacto ambiental, garantindo maior segurança e bem estar para as populações envolvidas (van HAANDEL, 2006). Segundo Andreoli et al. (2001), as perspectivas de desenvolvimento e a expectativa de incremento da produção de lodo pela ampliação da rede de coleta e tratamento de esgoto caracterizam a questão como um dos mais graves passivos ambientais urbanos no Brasil.

A quantidade de N mineralizado da matéria orgânica de lodos de esgoto é variável de acordo com o material de origem e com o processo de tratamento utilizado. De forma geral, os lodos são resíduos com estreita relação C:N, com baixo suprimento de material energético e com material protéico de fácil degradação pelos micro-organismos (LERCH et al., 1993), têm, em sua composição, bactérias patogênicas e metais pesados, o que lhes confere contaminação. Portanto, torna-se necessário que sejam estabilizados ou higienizados antes da disposição final.

Dentre os processos de estabilização da matéria orgânica presente no lodo pode-se citar: digestão aeróbia, digestão anaeróbia, compostagem, estabilização química e estabilização térmica; e compostagem e caleação são exemplos de processos de higienização (ANDREOLI, 1999; LUDUVICE, 2001; PEDROZA et al., 2010).

Dentre as várias formas de destinação final do lodo, o envio para aterros sanitários é a destinação mais adotada pelas empresas concessionárias dos serviços de saneamento do Brasil, mas podem ser destinados à incineração, com produção de energia, e à reciclagem, via utilização agrícola (adubação de plantas, recuperação de áreas degradadas

e reflorestamento). Entende-se, no entanto, que a disposição no solo constitui alternativa com maior potencial, devido à melhoria que proporciona nas características químicas, físicas e biológicas dos solos, diminuindo custos no processo produtivo agrícola, entretanto, é necessário que esta disposição seja feita em doses adequadas, para não ocorrer a poluição dos recursos hídricos e do próprio solo.

A definição da dose de lodo a ser aplicada no solo, citada por Matos (2014), está baseada na concentração do nutriente que estiver presente em maior concentração relativa, também denominado elemento químico referencial, sendo o nitrogênio, na maioria dos casos de lodo de esgoto sanitário, o elemento referência. De acordo com a Resolução CONAMA 375/2006, as doses de aplicação do lodo devem ser calculadas considerando-se o nitrogênio, independente de outros aspectos.

A fração de mineralização do resíduo orgânico é uma importante variável na definição das doses a serem aplicadas ao solo, pois estão associadas ao quanto de macro e micronutrientes serão potencialmente disponibilizados no solo. Segundo Boeira (2004), a quantidade potencial de mineralização de N é, no entanto, apenas um dos aspectos a serem considerados quando se utiliza lodo de esgoto como fertilizante para o solo. Outras questões importantes desta aplicação dizem respeito ao modo como o resíduo é aplicado ao solo e às reais taxas de mineralização em um determinado solo. A forma de aplicação ao solo, incorporado ou em superfície, pode resultar em efeitos absolutamente diferentes no que se refere às quantidades de N disponibilizadas às plantas. Já os coeficientes de mineralização do resíduo, após sua aplicação no solo, possibilitarão o cálculo do residual ainda potencialmente disponibilizável para absorção radicular e ou lixiviação no perfil do solo. A liberação de nutrientes de materiais orgânicos inicia-se no momento da aplicação e perdura por muitos meses, diferentemente do que ocorre com fertilizantes minerais.

Na Resolução CONAMA nº 375/2006, estão definidos os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo de esgoto gerado em estações

de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Ao se definir, no entanto, as equações de estimativa da quantidade de nitrogênio a ser disponibilizado anualmente pelo lodo de esgoto, assumem-se frações de mineralização anual obtidas para as condições de países de clima temperado, diferentes das condições brasileiras, o que gera questionamentos quanto à sua adequacidade.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

Monitorar a degradação do material orgânico do lodo de esgoto sanitário digerido e não digerido, após ser submetido aos processos de compostagem ou caleação, em condição de campo, quando aplicados superficialmente ou incorporados ao solo.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Comparar os resultados de fração de mineralização obtidos com os estabelecidos na Resolução CONAMA N° 375/2006;
- Avaliar o efeito do tratamento por compostagem ou caleação nos coeficientes e frações de mineralização do lodo;
- Avaliar o efeito da forma de disposição (superficial ou incorporada) nos coeficientes e frações de mineralização do lodo;
- Propor valores de fração de mineralização para disposição superficial e subsuperficial de lodo de esgoto submetido a diferentes formas de tratamento, que sejam mais adequadas às condições edafo-climáticas brasileiras.

### **3. REVISÃO DE LITERATURA**

#### **3.1. Geração de Resíduos**

O crescimento da população, a urbanização, a industrialização e o desenvolvimento econômico são indicativos e causa do aumento na geração de resíduos (HECK et al., 2013). A geração de resíduos sólidos é característica da existência do próprio ser humano e todas as suas atividades, seja ela de exploração e uso dos recursos naturais e dos produtos de sua transformação, por mais cuidadosa que seja, provoca poluição ambiental (MATOS, 2010).

O tratamento de esgotos domésticos gera um subproduto denominado lodo de esgoto (LE), resíduo que apresenta alto teor de matéria orgânica e nutrientes, entre outros elementos químicos. Dessa maneira, quando submetido ao processo de tratamento, o lodo adquire características que permitem sua utilização em sistemas agrícolas. Assim, o lodo de esgoto é o resíduo semissólido, que se obtém após o tratamento das águas residuárias com a finalidade de torná-las menos poluídas possíveis (KAMMER, 2013).

Brady e Weil (2012) afirmaram que o lodo de esgoto é o resíduo sólido de maior volume gerado durante os processos de tratamento de efluentes. O acúmulo desse material nos pátios das estações de tratamento pode constituir uma ameaça ao ambiente, comprometendo parcialmente os efeitos benéficos da coleta e tratamento de esgoto.

##### **3.1.1. Geração de lodo de esgoto no Brasil**

Em média, estima-se que cada ser humano produza cerca de 120 g de sólidos secos diários e que são lançados nas redes de esgoto (METCALF; EDDY, 2002). O esgoto sanitário é basicamente composto por 99,87% de água, 0,04% de sólidos sedimentáveis, 0,02% de sólidos não sedimentáveis e 0,07% de substâncias dissolvidas (NUVOLARI et al., 2011).

A quantidade gerada de lodo de esgoto cresce proporcionalmente ao aumento nos serviços de coleta e tratamento de esgoto, que, por sua vez, deve acompanhar o crescimento populacional. Em 2010, estimativas apontavam uma produção nacional de 150 a 220 mil toneladas de matéria seca de lodo por ano, considerando que o tratamento de esgoto atingia apenas 30% da população urbana (PEDROZA et al., 2010).

### **3.1.2. Características do lodo de esgoto**

Nos processos biológicos de tratamento de águas residuárias, parte da matéria orgânica em suspensão é absorvida e convertida, passando a fazer parte da biomassa microbiana, denominada genericamente de lodo biológico ou secundário, composto principalmente de sólidos biológicos (ANDREOLI et al., 2006). A parte mineral do lodo se origina com a floculação de sólidos inorgânicos em suspensão, enquanto que a porção orgânica é composta por uma fração de massa bacteriana viva e outros sólidos voláteis suspensos sem atividade biológica, que se originam da floculação de sólidos orgânicos inertes do afluente e do decaimento das bactérias: o resíduo endógeno (MALTA, 2001).

Como a maior parte do lodo são bactérias vivas, o mesmo é a matéria prima para os processos de tratamento biológico da própria água residuária. Entretanto, seu excesso deve ser descartado do processo, vindo a constituir um resíduo sólido. O momento e as condições em que o lodo deixa de ser matéria prima para se transformar em resíduo dependem da tecnologia do sistema de tratamento de esgoto e de sua operação. Durante o processo de tratamento de esgoto sanitário, coprecipitam microorganismos patogênicos e metais pesados e por essa razão que o lodo pode apresentar alto potencial poluidor (ANDREOLI; PEGORINI, 2000).

A composição química do lodo de esgoto depende de sua origem e dos tratamentos de estabilização aos quais ele é submetido. Os elementos presentes no lodo se encontram em grande parte na forma orgânica, sendo liberados ao solo gradativamente, por meio de processos oxidativos,

umentando a possibilidade de que estes nutrientes sejam absorvidos pelas plantas e diminuindo o risco de poluição ambiental (BETTIOL, 2000). O lodo de esgoto, sendo rico em nitrogênio, fósforo e potássio, apresenta alto potencial para ser utilizado como fertilizante. Contudo, ressalta-se que o nitrogênio está presente em várias formas orgânicas e inorgânicas no lodo de esgoto e nem todas elas são prontamente disponíveis para a nutrição da planta (VAZ; GONÇALVES, 2002).

### **3.1.3. Estabilização do lodo**

O lodo “fresco” tem alto potencial de putrefação, produção de odores e alta concentração de micro-organismos patogênicos. Portanto, é necessário que ele seja estabilizado ou higienizado antes da sua disposição final. Segundo Malta (2001), o grau de estabilização do lodo ao deixar um sistema de tratamento de esgoto depende da tecnologia de tratamento utilizada. A estabilização do lodo pode ser feita por meio de processos físicos, químicos e biológicos. Porém, os sistemas de tratamento de esgotos normalmente utilizam, de forma otimizada, os fenômenos de biodegradação que já ocorrem na natureza, sendo que os métodos mais comuns de tratamento são os biológicos, nos quais se utilizam os micro-organismos presentes no próprio esgoto para degradar a matéria orgânica.

A estabilização do material orgânico pode ser feita por meios químicos ou térmicos; por processos anaeróbios ou aeróbios, sendo a digestão anaeróbia, aeróbia ou aeróbia autotérmica e a compostagem os principais processos empregados (LUDUVICE, 2001). O processo mais comum compreende a digestão anaeróbia, que pode ser seguida pela destinação final em aterros sanitários exclusivos, “*Land farming*”, lagoas de armazenagem, incineração ou reciclagem agrícola (FERNANDES et al., 1996).

A compostagem é um processo biológico aeróbio, no qual os sólidos orgânicos biodegradáveis são estabilizados por micro-organismos mesófilos ou termófilos. O produto final, além da geração de vapor d’água e gás

carbônico, é um condicionador de solo, rico em ácidos húmicos. Durante o processo de biodegradação da matéria orgânica, a temperatura eleva-se, geralmente, na faixa de 60 a 65 °C nos primeiros dias do processo, contribuindo, assim, para a eliminação de micro-organismos patogênicos encontrados no biossólido (SIMONETI, 2006). Assim, devido às altas temperaturas que o composto consegue atingir, a compostagem além de ser considerada uma técnica de estabilização do lodo, também é reconhecida como um processo de sua higienização.

Para obter-se êxito durante o processo de compostagem, é importante conhecer as características físicas e químicas do lodo de esgoto. Após o desaguamento, o lodo deve apresentar conteúdo de água de até 70 dag kg<sup>-1</sup> e deve-se respeitar os limites de metais pesados que constem na legislação. A relação C/N também é importante, pois os micro-organismos necessitam de carbono como fonte de energia e de nitrogênio para a síntese de proteínas, sendo que, no lodo, essa relação é baixa, entre 5 a 11, podendo haver perdas de nitrogênio durante a compostagem por volatilização da amônia. Devido a essa baixa relação C/N, para que o processo de compostagem seja mais eficiente e para evitar a perda de nitrogênio na forma de amônia, tem sido proposto o uso de agentes estruturantes com alto teor em carbono e pobres em nitrogênio, conferindo adequada relação C/N à mistura (TSUTIYA et al., 2001).

#### **3.1.4.Higienização do lodo**

A higienização busca garantir um nível de patogenicidade tal que, ao ser disposto no solo, o lodo de esgoto doméstico não cause riscos à população nem ao meio ambiente e somente após esse processo é que o lodo estará pronto para ser transportado e aplicado em solo agrícola. O tempo para conclusão da higienização do lodo depende do tipo de processo empregado e de sua eficiência (GODOY, 2013).

Caso não seja higienizado, a utilização agrícola do lodo de esgoto sanitário poderá trazer riscos de contaminação da cadeia trófica com diversas substâncias e elementos nocivos, como metais pesados e

patógenos. Segundo Boeira et al. (2002), se for corretamente higienizado e aplicado com critério, o lodo pode atuar como condicionador de solo, em razão da grande quantidade de matéria orgânica e concentração de nitrogênio que possui, bem como por possibilitar a reciclagem de outros nutrientes.

Dentre os processos de redução de patógenos em lodo de esgoto sanitário, citados na Resolução CONAMA 375/2006, estão as digestões anaeróbia ou aeróbia, a compostagem, a caleação e a secagem (BRASIL, 2006).

Para Godoy (2013), o processo de caleação consiste em misturar cal virgem (CaO) em proporções que variam em função do massa seca do lodo, de modo a promover o aumento no pH e na temperatura do material (até 80 °C), tendo em vista que a reação é exotérmica, inativando até 90% dos organismos patogênicos e acelerando o processo de evaporação da água. Entretanto, na higienização, a elevação da temperatura não é fator essencial e ela pode ser feita com a adição de cal hidratada (Ca(OH)<sub>2</sub>), sendo o pH o fator desfavorável à sobrevivência dos patógenos (MATOS, 2014). Wong e Fang (2000) afirmam que um pH acima de 11,5 destrói a maioria dos microorganismos endógenos presentes no lodo e inibe o crescimento de potenciais patógenos. Logo, a higienização com cal, hidratada ou não, é um método eficaz de desinfecção do lodo.

### **3.2. Destinação final dos resíduos sólidos**

A disposição final do lodo de esgoto doméstico tem sido considerada grande problema a ser gerenciado pelas empresas concessionárias dos serviços de saneamento, sejam elas públicas ou privadas (GALDOS et al., 2004; METCALF; EDDY, 2003).

Dentre as várias formas de destinação final, podem ser mencionadas a incineração, com produção de energia, e envio para aterro sanitário. No entanto, a reciclagem via utilização agrícola (adubação de plantas, recuperação de áreas degradadas e reflorestamento) tem

apresentado maior potencial de uso, devido à melhoria que proporciona nas características químicas, físicas e biológicas dos solos, diminuindo custos no processo produtivo agrícola (MELO; MARQUES, 2000).

Certamente, a opção pela disposição de resíduos orgânicos em solos agrícolas é econômica, social e ambientalmente mais sustentável, em médio e longo prazo, do que a incineração e a disposição em aterros sanitários. Entretanto, há que se considerar a disponibilidade e os custos de transporte e da aplicação do resíduo na área agrícola (PAULA, 2012) e as doses adequadas para não ocorrer a poluição dos recursos hídricos e mesmo do solo. Segundo Von Sperling (2009), o processamento e a disposição final do lodo de esgoto podem representar até 60% do custo operacional de uma ETE.

No Brasil, o descarte ainda é, normalmente, realizado em aterros sanitários, o que agrava o problema com os resíduos sólidos urbanos e vai contra a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que prevê a redução de resíduos sólidos urbanos úmidos dispostos em aterros sanitários (GODOY, 2013).

Nesse contexto, da mesma forma que o reúso de água, o uso de resíduos orgânicos e lodo de esgoto sanitário cresceram acentuadamente em todo mundo, como resposta à necessidade de aumentar a produção de alimentos sem aplicação de fertilizantes minerais (LIMA et al., 2012). Segundo Boeira et al. (2009), após a aplicação de resíduos orgânicos e lodo de esgoto ao solo ocorre a oxidação de seus compostos de carbono, que são transformados em gás carbônico e água, permanecendo o húmus, que tem comprovado seu benefício agrônômico, uma vez que traz melhorias na qualidade e potencial produtivo dos solos agrícolas.

### **3.3. Benefícios da aplicação de lodo de esgoto sanitário no solo**

A reciclagem de resíduos em solos agrícolas é uma alternativa muito utilizada em vários países como Estados Unidos, Holanda, Austrália, entre outros. Além disso, tem sido mundialmente difundido o uso de resíduos

orgânicos urbanos como fertilizantes e/ou condicionadores do solo, destacando-se a utilização de composto orgânico de lixo e o lodo de esgoto (PEREIRA, 2013).

Segundo Fernandes et al. (2005), citado por Armenta et al. (2012), a aplicação de lodo de esgoto no solo pode estimular a atividade microbiana do mesmo, devido a um aumento na disponibilidade de carbono e nutrientes no meio, ou inibir essa atividade, caso a presença de metais pesados e componentes antibióticos seja expressiva. Como consequência da aplicação de lodo de esgoto no solo, a maioria das propriedades e processos físicos e químicos, incluindo a decomposição da matéria orgânica do solo, disponibilidade de nutrientes, síntese de ácidos húmicos (HAS) e as interações dos HAS com componentes inorgânicos do solo e com os poluentes orgânicos e inorgânicos, podem ser alteradas (GARCÍA-GIL et al., 2004, citados por ARMENTO et al., 2012)

Em razão da sua constituição predominantemente orgânica, quando o lodo de esgoto é incorporado ao solo, há melhoria no estado de agregação das partículas, proporcionando diminuição na massa específica e aumento na sua macroporosidade, o que possibilita maior capacidade de aeração, infiltração e retenção de água no meio (MATOS, 2010; MATOS 2014, CAVALLARO et al., 1993; MELO; MARQUES, 2000; BARBOSA et al., 2002). Além disso, também proporciona aumento no pH, redução nas concentrações de alumínio trocável, disponibilização de macro e micronutrientes para as culturas, aumento na população microbiana benéfica do solo, complexação/quelatação de substâncias tóxicas e aumento na capacidade de troca de cátions (CTC) (MATOS, 2007; MATOS, 2014; OLIVEIRA et al., 2002).

### **3.3.1. Definição da dose de lodo a ser aplicada no solo**

A definição da dose de lodo a ser aplicada no solo está baseada na concentração do nutriente que estiver presente em maior concentração

relativa, também denominado elemento químico referência (MATOS, 2014). No caso de composto orgânico e de lodo de esgoto sanitário, dificilmente o nutriente em referência deixa de ser o nitrogênio (ROGERS et al., 2001, citados por BOEIRA; MAXIMILIANO, 2011). Segundo Matos (2014), a tomada do nitrogênio como referencial para estabelecimento da dose de aplicação recomendável está respaldada nos riscos que se tem de contaminação de águas subterrâneas com nitrato, um ânion de grande mobilidade no solo.

A Agência Norte-Americana de Proteção Ambiental (USEPA) disciplinou, por meio da norma *Title 40 of the Code of Federal Regulations (CFR), Part 503*, o uso de biossólidos em solos, relacionando-os ao risco potencial que representam para a saúde humana e para o meio ambiente. Nessa norma estão enumerados os possíveis usos de biossólidos após serem tratados por meio dos denominados “Processos para Redução Significativa de Patógenos” (PRSP), ou seja, compostagem, secagem com calor, caleação, radiação solar e outros com base na concentração de organismos patogênicos remanescentes após o tratamento. Os PRSP em lodos de esgoto, descritos na norma *U.S. EPA CFR Part 503* (USEPA, 1995), e respectivas concentrações toleráveis de patógenos e metais, têm servido de referência para diversos países, inclusive para o Brasil (CORRÊA et al., 2007).

A Resolução CONAMA nº 375/2006 foi baseada na norma Norte Americana, descrita anteriormente, e nela estão estabelecidos os critérios e procedimentos para o uso de lodo de esgoto gerado em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados na agricultura. Ao se definir, na referida Resolução, a taxa de aplicação de lodo no solo, utilizou-se, como referência, o nitrogênio nele contido e sua fração de mineralização anual. Assim, a aplicação máxima anual de lodo de esgoto e produtos derivados não deverá exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura, segundo a recomendação

agronômica oficial do Estado, e o teor de nitrogênio disponível no lodo de esgoto, conforme apresentado na Equação 1:

$$TA \text{ (Mg ha}^{-1}\text{)} = N \text{ recomendado (kg ha}^{-1}\text{)} / N \text{ disponibilizável (kg Mg}^{-1}\text{)} \quad (1)$$

Conforme consta na referida resolução, o nitrogênio disponível no lodo de esgoto ou produto derivado é calculado da seguinte maneira:

para aplicação do resíduo na superfície

$$N_{\text{disp}} = (FM/100) \times (N_{\text{kj}} - N_{\text{NH}_3}) + 0,5 \times (N_{\text{NH}_3}) + (N_{\text{NO}_3} + N_{\text{NO}_2}) \quad (2)$$

para aplicação subsuperficial

$$N_{\text{disp}} = (FM/100) \times (N_{\text{kj}} - N_{\text{NH}_3}) + (N_{\text{NO}_3} + N_{\text{NO}_2}) \quad (3)$$

em que,

FM - Fração de mineralização (%);

$N_{\text{kj}}$  - Nitrogênio Kjeldahl ( $\text{g kg}^{-1}$ );

$N_{\text{NH}_3}$  - Nitrogênio amoniacal ( $\text{g kg}^{-1}$ );

$N_{\text{NO}_3}$  - Nitrogênio nitrato ( $\text{g kg}^{-1}$ ); e

$N_{\text{NO}_2}$  - Nitrogênio nitrito ( $\text{g kg}^{-1}$ ).

Para cálculo do nitrogênio disponível no lodo de esgoto ou produto derivado, as frações de mineralização recomendadas são:

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

Os valores apresentados acima, embora expressos em percentagem, deveriam o ser em unidade de massa por unidade de massa e de tempo, que os remetem à condição de taxa, tendo em vista que são relativos à um ano.

Matos (2014) sugere a utilização de outra equação para o cálculo das doses de aplicação de resíduos sólidos orgânicos em culturas agrícolas que, embora possa, também adotar o nitrogênio como nutriente referencial, desconta as quantidades disponibilizadas pela matéria orgânica do solo na dose a serem aplicadas. Assim, de acordo com o método DEA/UFV, sugerido por esse autor, a dose de resíduo sólido ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) quando aplicado uma única vez, pode ser, então obtida por:

$$D_{\text{res}} = [N_{\text{abs}} - (T_{m1} \times \text{MO} \times (\text{ps} \times \text{p} \times 10^7 \times 0,05 \times \text{n} / 12))] / [T_{m2} \times \text{n} / 12 \times N_{\text{org}} + (N_{\text{amon}} + N_{\text{nitrate}}) \times \text{PR}] \quad (4)$$

em que,

$N_{\text{abs}}$  – nitrogênio absorvido pela cultura ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

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

$\text{MO}$  – matéria orgânica do solo ( $\text{kg kg}^{-1}$ )

$\text{ps}$  – massa específica do solo ( $\text{t m}^{-3}$ )

$\text{p}$  – profundidade do solo considerada (m)

$\text{n}$  – número de meses do ano

$T_{m2}$  – taxa de mineralização do  $N_{\text{org}}$  ( $\text{kg kg}^{-1} \text{ano}^{-1}$ )

$N_{\text{org}}$  – nitrogênio orgânico ( $\text{g kg}^{-1}$ )

$N_{\text{amon}}$  – nitrogênio amoniacal ( $\text{g kg}^{-1}$ )

$N_{\text{nitrate}}$  – nitrogênio nítrico ( $\text{g kg}^{-1}$ )

$\text{PR}$  – proporção na recuperação do N mineral pela cultura ( $\text{kg kg}^{-1}$ )

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

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

$$D_{res} = [N_{abs} - (T_{m1} \times MO \times (\rho_s \times \rho \times 10^7 \times 0,05))] \times (1 - T_{m2ACUM}) / [T_{m2} \times n / 12 \times N_{org} + (N_{amon} + N_{nitrate}) \times PR] \quad (5)$$

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.

### 3.4. Mineralização de resíduos no solo

A mineralização consiste no processo de conversão biológica do N ligado organicamente em proteínas, aminoácidos e ácidos nucléicos, em N inorgânico e pode acontecer de forma rápida em solos com alto teor de matéria orgânica e quando fatores climáticos, físicos e biológicos assim a favorecerem (ANDREOLI, 2001).

Segundo Paula (2012), a fração de mineralização do resíduo orgânico é importante variável na definição das doses a serem aplicadas ao solo, minimizando-se o risco de disponibilização, em excesso, de macro/micronutrientes no solo. A obtenção dessa é, entretanto, complexa e influenciada por grande número de fatores que interferem na dinâmica do C e N no solo, como condições edafoclimáticas, características do resíduo e forma como ele é disposto no solo (PAULA et al., 2013).

Para descrever o processo de mineralização do resíduo orgânico no solo são utilizados modelos matemáticos que descrevem o processo em função do tempo. Um dos modelos mais utilizados é o modelo proposto por Stanford e Smith (1972), também conhecido como modelo exponencial simples. Segundo os autores, o potencial de mineralização do CO e NO do solo é definido como a fração deles que está susceptível à mineralização, pressupondo que essa mineralização seja descrita por uma cinética de primeira ordem. Assim, eles propuseram as equações  $CO_m = CO_0 \times (1 - e^{-k_x t})$

e  $NO_m = NO_0 \times (1 - e^{-k \times t})$ . Utilizando esses modelos pode-se estimar a concentração de carbono orgânico mineralizado acumulado em determinado tempo (t) em  $mg\ kg^{-1}$ , sendo  $CO_0$  a concentração de carbono orgânico potencialmente mineralizável ( $mg\ kg^{-1}$ ); k é o coeficiente de mineralização ( $d^{-1}$ ) e t é o tempo de degradação do material orgânico (d). Com a equação se descreve a mineralização do NO. Sendo que  $NO_m$  é a concentração de nitrogênio orgânico mineralizado em determinado tempo (t) em  $mg\ kg^{-1}$ ;  $NO_0$  é a concentração de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável ( $mg\ kg^{-1}$ ); k é o coeficiente de mineralização ( $d^{-1}$ ) e t é o tempo decorrido de degradação do material orgânico (d).

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

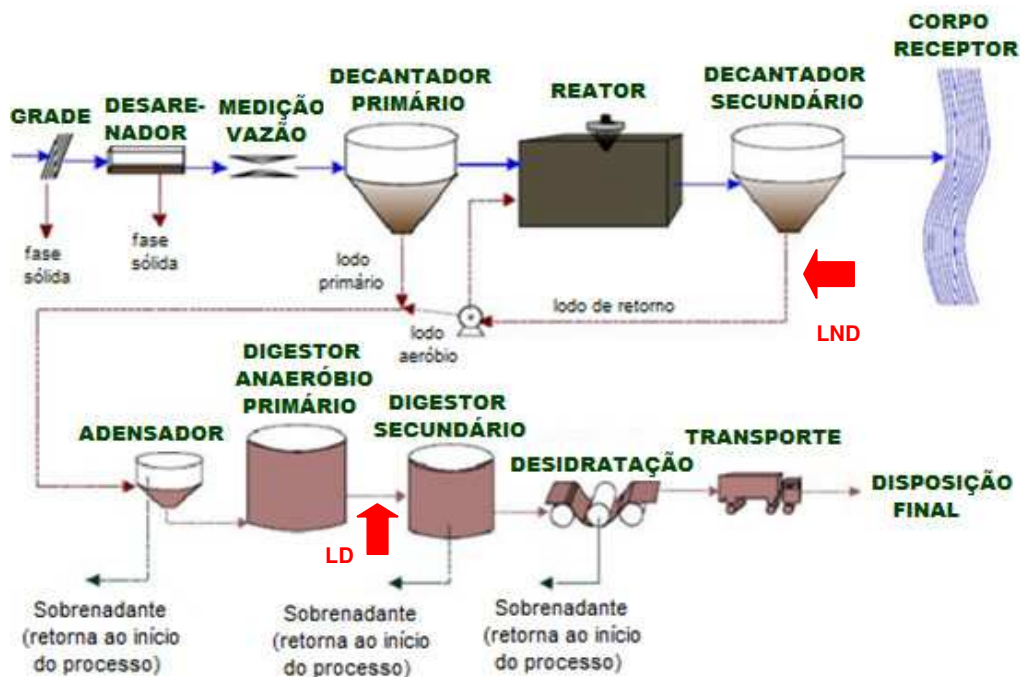
### **4.1. Local do Experimento**

O experimento foi conduzido em área de Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico (CXbd), segundo critérios estabelecidos pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos do Departamento de Engenharia Agrícola, da Universidade Federal de Viçosa – DEA/UFV, Viçosa, Minas Gerais. As coordenadas geográficas do local correspondem à latitude 20°45'14" S e longitude 42°52'53" W, com altitude média de 650 m. As análises foram realizadas no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos, do mesmo departamento.

### **4.2. Obtenção dos diferentes tipos de lodo**

Os diferentes tipos de lodo de esgoto sanitário foram coletados nas Estações de Tratamento de Esgoto: ETE Onça e ETE Arrudas, ambas localizadas no município de Belo Horizonte e administradas pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA MG. Na ETE Arrudas, o tratamento do esgoto é do tipo lodos ativados convencional, conforme mostra o fluxograma apresentado na Figura 1. Nessa estação, o lodo gerado no tratamento do esgoto sanitário é encaminhado para um digestor anaeróbio, que faz a estabilização do lodo anaerobiamente. Amostra do lodo coletada no decantador secundário, depois do esgoto sanitário ter sido submetido ao tratamento em sistema de lodos ativados, é caracterizado por ser um lodo secundário, não digerido, de processo aeróbio de tratamento do esgoto sanitário e que, a título de adequação à terminologia utilizada na resolução CONAMA 375, será denominado, neste texto, de "lodo não digerido" ou pela sigla LND. Na mesma ETE, foi coletada amostra de lodo depois de ter sido submetido à digestão anaeróbia e, neste texto, o material será denominado "lodo digerido anaerobiamente" ou pela sigla LD. A

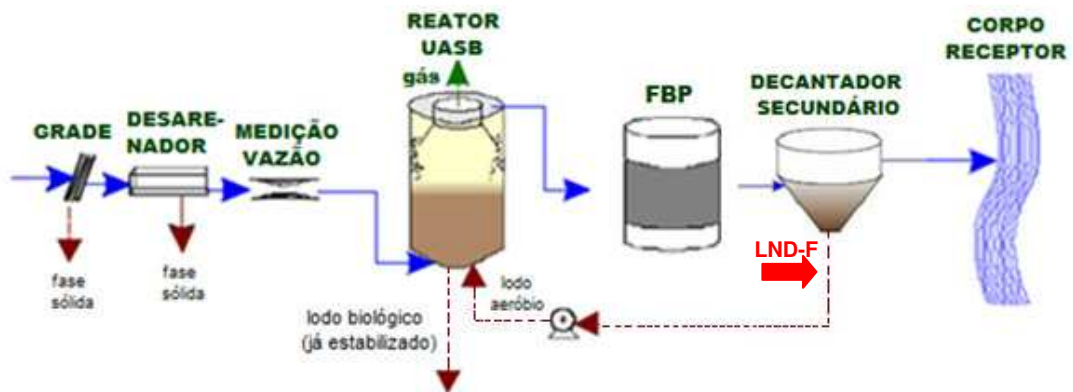
amostra de lodo retirada do decantador secundário (LND) foi disposta em leito de secagem por 35 dias para secagem do material e diminuição do volume e, com isso, facilitar seu transporte e manuseio. As setas vermelhas na Figura 1 indicam os pontos de coleta das amostras de lodo no sistema.



**Figura 1.** Fluxograma ETE

Fonte: Von Sperling, 2009.

Na ETE Onça, o tratamento do esgoto é feito em reator anaeróbico de escoamento ascendente (UASB) seguido por filtro biológico percolador (FBP), conforme fluxograma apresentado na Figura 2. Para a condução do estudo, amostra foi coletada no decantador secundário, o que caracteriza o material como sendo lodo secundário, não digerido, de processo aeróbico de tratamento do esgoto sanitário. A título de adequação à terminologia utilizada na CONAMA 375, neste texto, esse material será denominado "lodo não digerido/FBP" ou pela sigla LND-F, conforme mostra a seta vermelha no fluxograma da Figura 2.



**Figura 2.** Fluxograma ETE Onça.

Fonte: Von Sperling, 2009.

### 4.3. Preparo e caracterização das amostras de lodo

O lodo LND, coletado na ETE Arrudas e desaguado em leito de secagem, foi o material submetido aos processos de compostagem e caleação. As amostras de LD e LND-F foram usadas na condição em que foram coletadas, não sendo submetidas a nenhum tipo de tratamento e secagem.

#### 4.3.1. Caleação

A higienização do LND por caleação consistiu na elevação do pH do material, por meio da adição de cal hidratada ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), até valores ligeiramente superiores a 12, com a finalidade de eliminar a maior parte dos patógenos existentes no resíduo. Para obtenção da curva de caleação, o lodo de esgoto foi seco ao ar, destorroado e misturado com diferentes doses de cal hidratada, 0, 50, 100, 150, 200 e 250  $\text{kg m}^{-3}$ , e posteriormente, água, sendo a mistura acondicionada em sacos plásticos, os quais permaneceram abertos para saída dos gases gerados na reação, durante 72 horas de incubação. O pH do material foi medido em suspensão preparada com solução  $\text{CaCl}_2$  0,01  $\text{mol L}^{-1}$  (MATOS, 2012). Por meio de regressão linear e não linear, foram ajustadas equações matemáticas aos dados de pH do material, obtidos após 72 h de incubação do material, em função da dose

de cal hidratada, escolhendo-se o modelo que apresentou maior coeficiente de determinação e coeficientes significativos.

#### **4.3.2. Compostagem do lodo**

Para a compostagem LND desaguado em leito de secagem, a ele foi misturado outro resíduo, denominado “elemento estruturante”, para proporcionar adequada porosidade à mistura. Em virtude de sua grande disponibilidade na região, a serragem de madeira foi o material escolhido com esse fim e a serragem utilizada no experimento foi obtida em uma madeireira instalada na cidade de Viçosa, sendo constituída, predominantemente, de madeira Angelim (*Vatairea heteroptera Ducke*), muito utilizada em estruturas de madeira de telhados, marcos, portas, janelas e pisos, na construção civil.

Depois de quantificadas as concentrações de nitrogênio total ( $N_T$ ) e carbono orgânico total ( $CO_T$ ) em ambos os materiais (Tabela 1), foi calculada a massa seca de serragem a ser misturada com o lodo (referente à massa seca). Embora se saiba que, idealmente, a relação C/N inicial da mistura deva estar entre 25/1 e 35/1 (PEREIRA NETO, 2011), optou-se por proporcionar uma relação mais baixa, mas que fosse suficiente para que a serragem de madeira absorvesse o excesso de água do lodo. A proporção escolhida resultou numa relação C/N igual a 9. O material foi compostado, por meio de reviramentos periódicos, sendo misturados 4,25 kg de serragem em 103,5 kg de lodo fresco (Figura 3). O material foi revolvido com a ajuda de pá de jardinagem a cada 3 dias, durante 90 dias. Depois desse período o material foi deixado em repouso até a montagem do experimento.

**Tabela 1.** Características dos resíduos utilizados na compostagem, em relação às suas matérias secas e conteúdo de água.

Material	$N_T$	$CO_T$	$U_{bu}$
Lodo de esgoto sanitário não digerido (LND)	66,63	382,75	90,25
Serragem de madeira	1,63	574,56	11,45

Em que,  $N_T$  – nitrogênio total;  $CO_T$  – carbono orgânico total e  $U_{bu}$  – conteúdo de água na base úmida



**Figura 3.** Leira de compostagem do lodo de esgoto doméstico misturado com serragem de madeira.

#### 4.3.3. Caracterização do solo e dos diferentes lodos

Antes da montagem do experimento no campo, foram efetuadas análises químicas e físicas em amostras do solo da área de aplicação do lodo e em amostras dos diferentes tipos de lodos utilizados no experimento. Para caracterização do solo, as análises químicas foram constituídas pela quantificação das concentrações de carbono orgânico total ( $CO_T$ ), calculado a partir da concentração de sólidos voláteis, carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ), pelo método de Walkley-Black, no qual o material orgânico é

oxidado com dicromato de potássio em meio sulfúrico; nitrogênio total ( $N_T$ ), pelo método Kjeldahl modificado; fósforo (P), potássio (K) e sódio (Na) pelo método espectrofotômetro; Ca+Mg,  $Al^{3+}$  e H+Al, por métodos titulométricos, além do índice pH e condutividade elétrica, pelo método potenciométrico (MATOS, 2012). Foi analisada também a composição granulométrica do solo pelo método da pipeta. Para caracterização do lodo de esgoto, foram realizadas análises para determinação do pH, conteúdo de água, carbono orgânico, N total, N amoniacal, N nitrato, P, K, Ca, Mg, S, Na, ST, SVT e SFT, pelo mesmos métodos, já citados. As análises foram realizadas no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa.

Na Tabela 2 está apresentada a caracterização do solo e nas Tabelas 3 e 4 estão apresentadas as caracterizações dos lodos utilizados no experimento.

**Tabela 2.** Características químicas e físicas do solo.

Variáveis	Unidade	TFSA
$N_T$	(g kg <sup>-1</sup> )	1,03
CO <sub>fo</sub>	(dag kg <sup>-1</sup> )	0,88
CO <sub>T</sub>	(dag kg <sup>-1</sup> )	1,06
M.O	(dag kg <sup>-1</sup> )	1,82
pH	-	5,52
CE	( $\mu$ S cm <sup>-1</sup> )	107,08
K	(mg dm <sup>-3</sup> )	57,2
Na	(mg dm <sup>-3</sup> )	< 0,01
Ca+Mg	(cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	2,86
P-disp	(mg dm <sup>3</sup> )	52,58
$Al^{3+}$	(cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,07
H+Al	(cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	7,41
Argila	(dag kg <sup>-1</sup> )	43,0
Silte	(dag kg <sup>-1</sup> )	12,0
Areia	(dag kg <sup>-1</sup> )	45,0
Massa específica do solo	(g cm <sup>-3</sup> )	1,07

**Tabela 3.** Características químicas e físicas dos lodos digerido anaerobiamente (LD) e não digerido (LND-F).

Variáveis <sup>(1)</sup>	Unidade	LD	LND-F
CO <sub>fo</sub> **	g kg <sup>-1</sup>	104,30 ± 11,29	31,5 ± 5,5
pH	-	8,52 ± 0,00	7,58 ± 0,00
CO <sub>T(v.s.)</sub> **	g kg <sup>-1</sup>	341,12 ± 2,11	324,73 ± 31,16
N <sub>T</sub> **	g kg <sup>-1</sup>	127,82 ± 6,67	49,23 ± 0,64
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> **	mg kg <sup>-1</sup>	16,23 ± 0,00	82,81 ± 28,97
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> **	g kg <sup>-1</sup>	127,82 ± 27,00	30,00 ± 7,88
C/N**	-	2,7	6,6
Na**	g kg <sup>-1</sup>	61,28 ± 0,00	21,11 ± 0,73
K**	g kg <sup>-1</sup>	9,56 ± 0,75	1,93 ± 0,07
P**	g kg <sup>-1</sup>	20,46 ± 2,47	11,47 ± 0,31
ST*	g L <sup>-1</sup>	7,75 ± 0,01	44,04 ± 5,09
SFT**	g kg <sup>-1</sup>	411,91 ± 3,63	440,16 ± 53,72
SVT**	g kg <sup>-1</sup>	588,09 ± 3,63	559,84 ± 53,72
Conteúdo de água*	dag kg <sup>-1</sup>	99,23 ± 0,00	96,04 ± 0,46
Massa específica*	kg dm <sup>-3</sup>	0,99	0,90

<sup>(1)</sup>CO<sub>fo</sub> - carbono orgânico facilmente oxidável; CO<sub>T(v.s.)</sub>- carbono orgânico total, obtido via seca., igual a SVT/1,724; N<sub>T</sub> - nitrogênio total; C/N - relação CO<sub>T</sub>/N<sub>T</sub>; K - potássio; Ca - cálcio; Mg - magnésio; Na - sódio; P - fósforo; ST - Sólidos totais; SFT - sólidos fixos totais; SVT - sólidos voláteis totais; Ubu - conteúdo de água na base úmida.

\* em relação à matéria seca; \*\* em relação à matéria fresca

Verifica-se, com base nos valores apresentados, que o LD apresenta maiores concentrações de CO<sub>fo</sub> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (cerca de quatro vezes maior) que as encontradas no LND-F, indicando maior labilidade e condição mais reduzida (baixo potencial redox) do material. A digestão proporcionou completa transformação do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e considerando-se que a concentração de CO<sub>T</sub> é semelhante, proporcionou a obtenção de uma relação C/N mais baixa. A concentração de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, em razão da baixa disponibilidade de oxigênio no meio, foi maior no LND-F.

**Tabela 4.** Características químicas e físicas do lodo não digerido caleado (LND-Ca) e do lodo não digerido compostado (LND-Co).

Variáveis <sup>(1)</sup>	Unidade	LND-Ca		LND-Co	
CO <sub>fo</sub> **	g kg <sup>-1</sup>	186,60	± 35,7	258,50	± 18,4
pH	-	12,42	± 0,02	6,66	± 0,03
CO <sub>T(v.s.)</sub> **	g kg <sup>-1</sup>	347,95	± 23,36	435,63	± 3,57
N <sub>T</sub> **	g kg <sup>-1</sup>	48,94	± 1,86	40,11	± 3,55
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> **	mg kg <sup>-1</sup>	78,57	± 0,35	17,23	± 7,85
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> **	g kg <sup>-1</sup>	12,77	± 2,41	12,76	± 1,13
C/N**	-	7,1		10,9	
Na**	g kg <sup>-1</sup>	13,92	± 0,68	12,32	± 0,79
K**	g kg <sup>-1</sup>	4,18	± 0,47	4,26	± 0,50
P**	g kg <sup>-1</sup>	17,53	± 1,20	15,26	± 0,30
ST*	g kg <sup>-1</sup>	980,10	± 5,02	978,48	± 1,71
SFT**	g kg <sup>-1</sup>	400,13	± 40,27	248,98	± 6,15
SVT**	g kg <sup>-1</sup>	599,87	± 40,27	751,02	± 6,15
Conteúdo de água*	dag kg <sup>-1</sup>	12,19	± 0,47	5,73	± 6,08
Massa específica*	kg dm <sup>-3</sup>	0,90		0,35	

<sup>(1)</sup>CO<sub>fo</sub> - carbono orgânico facilmente oxidável; CO<sub>T(v.s.)</sub>- carbono orgânico total, obtido via seca., igual a SVT/1,724; N<sub>T</sub> - nitrogênio total; C/N - relação CO<sub>T</sub>/N<sub>T</sub>; K - potássio; Ca - cálcio; Mg - magnésio; Na - sódio; P - fósforo; ST - Sólidos totais; SFT - sólidos fixos totais; SVT - sólidos voláteis totais; Ubu - conteúdo de água na base úmida.

\* em relação à matéria seca; \*\* em relação à matéria fresca

Comparando-se as características dos lodos processados (LND-Ca e LND-Co) com o LND, utilizado na sua produção, verifica-se significativa perda de N<sub>T</sub> em decorrência de ambos os processos. A perda de N<sub>T</sub> é de se esperar em decorrência do aumento no pH do meio, provocado pela adição de cal, no que se refere ao LND-Ca, e em decorrência da mineralização do material orgânico, no LND-Co. A maior relação C/N encontrada no LND-Co é decorrente da menor concentração de N<sub>T</sub>, mas, principalmente da maior concentração de CO<sub>T</sub> nesse material.

#### **4.4. Dose de aplicação do resíduo**

A dose de cada resíduo aplicada ao solo foi baseada na quantidade de nitrogênio total presente no resíduo. A dose de  $N_T$ , estabelecida para utilização neste trabalho, foi de  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e foi utilizada para todos os diferentes lodos. Essa dose foi escolhida por ser considerada adequada para adubação de capineiras (CFSEMG, 1999) Assim, a dose aplicada de cada lodo ao solo foi equivalente  $3,5 \text{ g de N/ vaso}$ , o que correspondeu a  $3,81 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $3,5 \text{ L/ vaso}$ ) de LD;  $10,2 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $1,8 \text{ L/ vaso}$ ) de LND-F;  $11,6 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $81 \text{ g/ vaso}$ ) de LND-Ca e  $13,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $93 \text{ g/ vaso}$ ) de LND-Co. Essas quantidades equivalentes aplicadas por área foram calculadas considerando-se  $2.000.000 \text{ kg}$  de solo por hectare (massa de solo em  $10.000 \text{ m}^2$ , para a camada  $0\text{-}20 \text{ cm}$  de profundidade e com densidade do solo de  $1,0 \text{ kg dm}^{-3}$ ).

#### **4.5. Experimento em Campo**

O experimento de campo iniciou na primeira semana do mês de outubro de 2013 e terminou na primeira semana de fevereiro de 2014, totalizando 131 dias de acompanhamento do processo.

Na área experimental, o solo foi retirado, formando covas, onde foram introduzidos vasos plásticos perfurados no fundo e nas laterais, com objetivo de permitir uma condição de continuidade do meio e possibilitar o contato entre o conteúdo do vaso com o solo circunvizinho, minimizando-se a restrição ao movimento de solutos entre os dois meios (o do interior dos vasos plásticos com o solo circunvizinho). O solo retirado para a abertura das covas foi utilizado no preenchimento dos vasos. Nestes vasos, foram adotadas duas formas de aplicação dos resíduos: incorporado, no qual foram misturados homogêneoamente ao solo contido nos vasos, e disposto superficialmente, sendo dispostos na superfície do solo acondicionado nos vasos, não sendo feita qualquer incorporação.

Na Figura 4, está apresentado como ficou a montagem do experimento em campo.



**Figura 4.** Visão geral do experimento no campo.

Amostras foram coletadas quinzenalmente, durante o primeiro mês, e mensalmente nos meses seguintes, totalizando seis amostragens durante 131 dias. As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do DEA/UFV para análise da concentração do carbono orgânico facilmente oxidado ( $CO_{fo}$ ), carbono orgânico total ( $CO_T$ ), conteúdo de água ( $U_{bu}$ ), e das concentrações de nitrogênio total, nitrogênio inorgânico nas formas amoniacal ( $NH_4^+$ ) e nítrica ( $NO_3^-$ ), seguindo-se o método descrito por Matos (2012).

As coletas das amostras foram realizadas utilizando-se uma pá de jardinagem, em pontos aleatórios no interior dos vasos que os lodos foram incorporados ou sem lodo (controle) e em pontos diferentes, na superfície dos vasos em que a aplicação dos lodos foi superficial, dentro de uma camada de 3 cm, obtendo-se amostras de solo (controle), solo + lodo

(incorporado e 3 últimas amostragens da disposição superficial) e lodo (disposição superficial) nas 3 primeiras amostragens.

A temperatura do solo também foi monitorada por meio de medições efetuadas com termômetro digital tipo espeto, nos tratamentos do material incorporado, e por meio de termômetro por infravermelho, para medição de temperatura superficial nos tratamentos sem incorporação do resíduo.

#### **4.6. Delineamento experimental e obtenção dos coeficientes de degradação**

O experimento foi instalado seguindo um esquema de parcela subdividida, tendo nas parcelas um fatorial 4x2 (4 tipos de lodos: LD, LND-F, LND-Ca e LND-Co e 2 formas de disposição do lodo: superficial e incorporado ao solo) e, nas subparcelas, os tempos de avaliações (0, 14, 35, 66, 99 e 131 dias), no delineamento em blocos casualizados, com cinco repetições.

Os dados foram analisados por meio de análise de variância e de regressão. Para os fatores qualitativos as médias foram comparadas realizando-se o teste de Tukey, adotando-se 5% de significância. Para o fator quantitativo o modelo exponencial simples de cinética química de primeira ordem, proposto por Stanford e Smith (1972), foi adotada para descrever a mineralização do carbono orgânico (Equação 6) e do nitrogênio orgânico (Equação 7) no solo.

$$C_m = C_o \times (1 - e^{-K_c \times t}) \quad (6)$$

$$N_m = N_o \times (1 - e^{-K_n \times t}) \quad (7)$$

em que,

$C_m$  - Concentração de carbono orgânico degradado em determinado tempo (t) ( $\text{mg kg}^{-1}$ );

$C_0$  - Concentração de carbono orgânico mineralizável inicial no solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ );

$k_c$  - Constante de mineralização do CO ( $\text{d}^{-1}$ );

$t$  - tempo decorrido após a incubação do material orgânico com o solo (d);

$N_m$  - Concentração de nitrogênio orgânico mineralizado em determinado tempo ( $t$ ) ( $\text{mg kg}^{-1}$ );

$N_0$  - Concentração de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável no solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ );

$k_n$  - Constante de mineralização do  $N_0$  ( $\text{d}^{-1}$ ).

A cinética de mineralização, os potenciais de mineralização ( $NO_0$  e  $CO_0$ ) e o coeficiente de mineralização ( $k$ ) de NO e CO foram obtidos a partir dos valores acumulados de nitrogênio orgânico e dos valores de carbono orgânico facilmente oxidável e carbono orgânico total, os quais foram ajustados ao modelo matemático por regressão não linear, empregando-se o programa *Sigma Plot* 12.0.

#### 4.7. Obtenção das taxas de mineralização

A fração de mineralização do C e N orgânicos foi calculada a partir de dois métodos, sugeridos por Paula (2012), conforme descrito abaixo:

**Método 1:** Fração de mineralização do C e N orgânico observada em campo ( $FM_{(obs)}$ ), calculada a partir das Equações 8, 9 e 10 que utilizam os valores de concentração de carbono e nitrogênio observados no início e final do processo.

$$FMCO_{fo(obs)} = (CO_{fo(i)} - CO_{fo(f)}) \times 100/CO_{fo(i)} \quad (8)$$

$$FMCO_{t(obs)} = (CO_{T(i)} - CO_{T(f)}) \times 100/CO_{T(i)} \quad (9)$$

$$FMNO_{(obs)} = (NO_{(i)} - NO_{(f)}) \times 100/NO_{(i)} \quad (10)$$

em que,

FMCO<sub>fo(obs)</sub> – fração de mineralização tomando-se o CO<sub>fo(i)</sub> do lodo como referencial (%);

CO<sub>fo(i)</sub> – carbono orgânico facilmente oxidável do lodo logo após a disposição no solo (dag kg<sup>-1</sup>);

CO<sub>fo(f)</sub> – carbono orgânico facilmente oxidável do lodo ao final de 131 dias de disposição no solo (dag kg<sup>-1</sup>);

FMCO<sub>T(obs)</sub> – fração de mineralização tomando-se o CO<sub>T(i)</sub> do lodo como referencial (%);

CO<sub>T(i)</sub> – carbono orgânico total do lodo logo após a disposição no solo (dag kg<sup>-1</sup>);

CO<sub>T(f)</sub> – carbono orgânico total do lodo ao final de 131 dias de disposição no solo (dag kg<sup>-1</sup>);

FMNO<sub>(obs)</sub> – fração de mineralização tomando-se o NO<sub>(i)</sub> do resíduo como referencial (%);

NO<sub>(i)</sub> – nitrogênio orgânico do lodo logo após a disposição no solo (dag kg<sup>-1</sup>);

NO<sub>(f)</sub> – nitrogênio orgânico do lodo ao final de 131 dias de disposição no solo (dag kg<sup>-1</sup>);

**Método 2:** Fração de mineralização do C e N orgânico ajustada (FM<sub>(ajus)</sub>), calculada por meio das Equações 11, 12 e 13, segundo os valores de concentração de carbono e nitrogênio calculados a partir das equações exponenciais ajustadas, tomando-se o CO<sub>fo</sub>, CO<sub>T</sub> e o NO potencialmente mineralizável dos lodos como referencial.

$$FMCO_{fo(ajus)} = (C_m / C_o) \times 100 \quad (11)$$

$$FMCO_{T(ajus)} = (C_m / C_o) \times 100 \quad (12)$$

$$FMNO_{(ajus)} = (N_m / N_o) \times 100 \quad (13)$$

em que:

$FMCO_{fo(ajus)}$  - fração de mineralização calculada a partir das equações exponenciais ajustadas, tomando-se o  $CO_{Fo}$  potencialmente mineralizável do lodo como referencial (%);

$C_m$  – Concentração acumulada de  $CO_{Fo}$  do lodo mineralizado durante os 131 dias de experimento ( $dag\ kg^{-1}$ ).

$C_o$  –  $CO_{Fo}$  potencialmente mineralizável do lodo ( $dag\ kg^{-1}$ );

$FMCO_{t(ajus)}$  - fração de mineralização calculada a partir das equações exponenciais ajustadas, tomando-se o  $CO_t$  potencialmente mineralizável do lodo como referencial (%);

$C_m$  – Concentração acumulada de  $CO_t$  do lodo mineralizado durante os 131 dias de experimento ( $dag\ kg^{-1}$ ).

$C_o$  –  $CO_T$  potencialmente mineralizável do lodo ( $dag\ kg^{-1}$ );

$FMNO_{(ajus)}$  - fração de mineralização calculada a partir das equações exponenciais ajustadas, tomando-se o NO potencialmente mineralizável do lodo como referencial (%);

$N_m$ - Concentração acumulada de NO do lodo mineralizado durante os 131 dias de experimento ( $mg\ kg^{-1}$ );

$N_o$  – NO potencialmente mineralizável do lodo ( $mg\ kg^{-1}$ ).

Para o cálculo das frações de mineralização e dos ajustes das equações exponenciais, foram adotadas as concentrações de  $CO_{fo}$ ,  $CO_T$  e de NO medidos em campo, após a subtração dos valores das concentrações de  $CO_{fo}$ ,  $CO_T$  e de NO do solo controle, exceto na situação em que o resíduo foi aplicado superficialmente. Isso se fez porque a amostra, no caso da aplicação incorporada, continha solo e resíduo. Nas amostras coletadas aos dias 66, 99 e 131 dias após a aplicação dos resíduos no solo, também foi subtraído os valores de  $CO_{fo}$ ,  $CO_T$  e de NO do solo controle. Nesse caso, isso foi feito porque, diferentemente das primeiras amostragens efetuadas nos vasos nos quais os lodos foram dispostos superficialmente e que

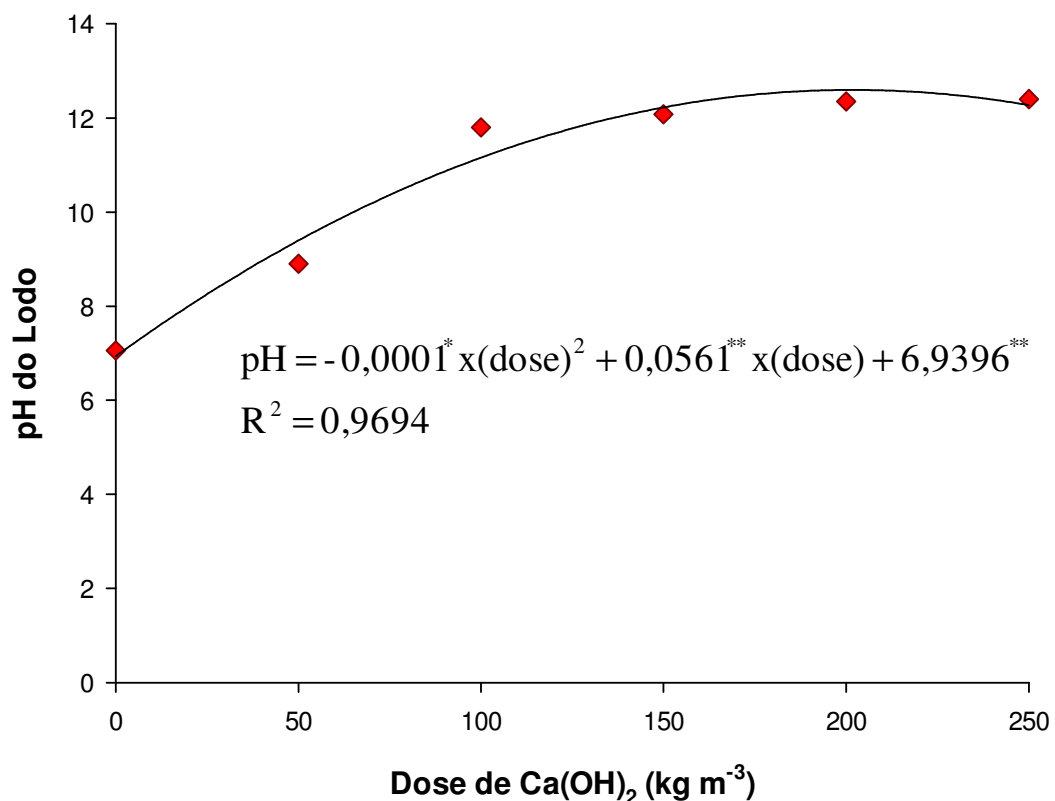
somente lodo foi coletado, com a degradação do material orgânico e diminuição da espessura da camada de lodo, ao se coletar amostra do material do vaso, passou-se a coletar uma mistura material orgânico-solo.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados serão apresentados e discutidos por tópicos, apresentando-se primeiramente aqueles relacionados ao processamento do lodo de esgoto e, em seguida, os referentes aos dados obtidos durante o tempo de monitoramento da degradação dos resíduos orgânicos, no campo.

### 5.1. Curva de incubação do lodo com cal hidratada

A curva com sua respectiva equação ajustada aos dados de pH medido, após 72 h de incubação do lodo de esgoto sanitário, em função da dose de cal hidratada estão apresentadas na Figura 5.



**Figura 5.** Curva de incubação do lodo de esgoto sanitário não digerido (LND) com cal hidratada, com medição do pH após 72 horas de incubação do material.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de probabilidade, respectivamente.

Utilizando-se a equação ajustada para cálculo da dose de cal hidratada a ser aplicada para manter o pH igual a 12, após 72 h de incubação do material, obtém-se o valor de  $113 \text{ kg m}^{-3}$  de lodo. Como o lodo analisado apresentou massa específica igual a  $618,5 \text{ kg m}^{-3}$ , essa dose corresponde a  $182,7 \text{ kg Mg}^{-1}$ .

Fia et al. (2005) fizeram a higienização do lodo obtido de uma lagoa de maturação do sistema de tratamento de águas residuárias domésticas provenientes do Condomínio Bosque do Acamari, Viçosa, MG, com cal hidratada e observaram que a quantidade mínima de cal hidratada utilizada para higienização do lodo, suficiente para manter o pH ligeiramente superior a 12, foi de  $75 \text{ kg Mg}^{-1}$  de lodo, após 3 dias de incubação do material.

Matos e Matos (2012) coletaram no leito de secagem da Estação de Tratamento de Esgotos José Cirilo, localizada em Muriaé, MG, amostra de lodo que se encontrava em secagem a 75 dias e fizeram a higienização do mesmo. Após 72 h de incubação do material, concluíram que a dose de cal a ser aplicada no lodo é de  $71,2 \text{ kg m}^{-3}$ , o que corresponde a  $156,70 \text{ kg Mg}^{-1}$ .

Verifica-se que tanto Fia et al. (2005) e Matos e Matos (2012) obtiveram doses de cal para higienização de lodo de esgoto inferiores às estimadas no presente trabalho. Isso pode estar associado ao fato de ter sido utilizado lodo de esgoto não digerido, neste estudo. Quanto menor a estabilização do lodo maior as concentrações de substâncias passíveis de ligação com grupos  $\text{OH}^-$ . Como o poder tamponante de um sistema é definido como a quantidade de base forte a ser adicionada para proporcionar aumento no pH, gastou-se maior quantidade de cal hidratada para higienizar o lodo não estabilizado, utilizado neste trabalho, que em lodo estabilizado, utilizado nos outros trabalhos.

## 5.2. Temperatura e conteúdo de água média no solo, no período de condução do experimento

Na Tabela 5 estão apresentados os dados de conteúdo de água e temperaturas médias do solo no período de amostragem, que foi de outubro de 2013 a fevereiro de 2014.

**Tabela 5.** Dados médios de conteúdo de água e temperatura do solo durante os dias de amostragem.

Tempo após a aplicação do material no solo	Forma de disposição no solo	Conteúdo de água (dag kg <sup>-1</sup> )	Temperatura (°C)
0	Superficial	27,3	25,9
	Incorporado	22,1	21,0
14	Superficial	5,8	25,6
	Incorporado	15,9	22,5
33	Superficial	1,1	29,7
	Incorporado	14,5	29,5
66	Superficial	38,1	24,2
	Incorporado	20,5	23,6
99	Superficial	4,6	28,4
	Incorporado	15,2	29,7
131	Superficial	1,7	42,2
	Incorporado	8,5	36,5

Segundo Costa e Sangakkara (2006), o conteúdo de água e a temperatura do solo são os dois principais fatores climáticos de maior influência na taxa de mineralização de materiais orgânicos. Em geral, as taxas de mineração são maiores com o aumento do conteúdo de água e a temperatura no solo. Sob temperaturas do solo menores que 5 °C a mineralização é lenta, entre 5 °C e 35 °C aumenta, voltando a decrescer caso a temperatura exceda 40 °C.

Como pode ser visto na Tabela 5 durante a condução do experimento, a temperatura média na superfície do solo ficou na faixa 24,2 a 42,2 °C enquanto no solo contido no interior dos vasos nos quais o lodo foi incorporado, a temperatura média, medida a 10 cm de profundidade, ficou

na faixa de 21 °C a 36,5 °C. Ainda que superficialmente tenha sido superado o valor de 40 °C pode-se considerar que a temperatura do solo favoreceu a degradação do material orgânico a ele incorporado.

Na Tabela 6 estão apresentados dados de precipitação e temperatura do ar no período de condução do experimento (outubro de 2013 a fevereiro de 2014).

**Tabela 6.** Dados mensais de precipitação total e temperaturas máxima, média e mínima no período de outubro de 2013 a fevereiro de 2014.

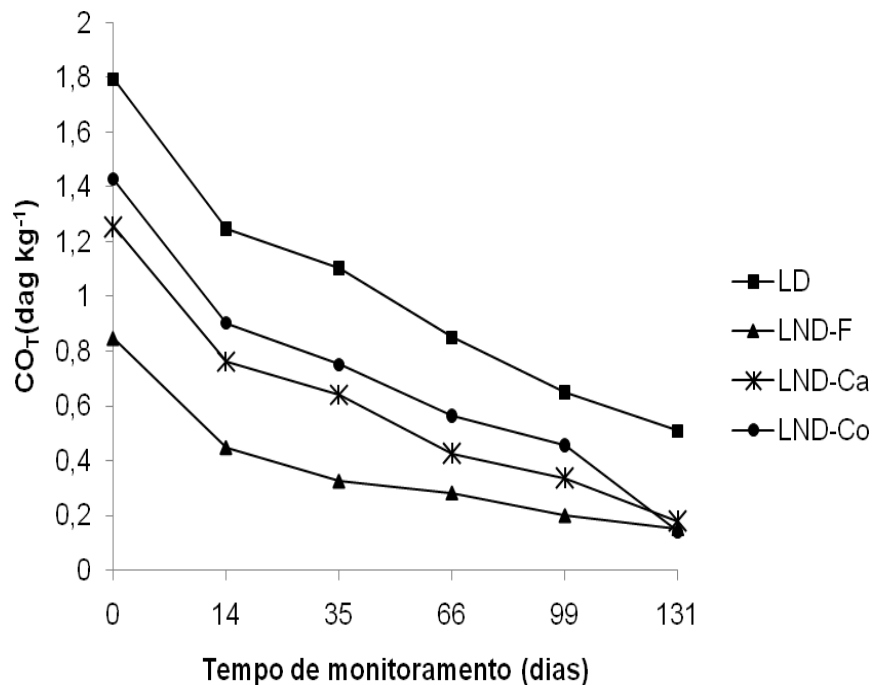
<b>Meses</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>		
		<b>Máxima</b>	<b>Média</b>	<b>Mínima</b>
Outubro	82,9	25,9	21,05	16,2
Novembro	113,3	27,3	22,35	17,4
Dezembro	389,6	27,8	23,7	19,6
Janeiro	74,2	30,9	24,6	18,3
Fevereiro	23,8	31	24,65	18,3

O conteúdo de água no material do interior dos vasos foi maior que no mantido na superfície, exceto no dia em que foi montado o experimento e depois de 66 dias de incubação do material (Tabela 5), tendo em vista que coincidiram com período de ocorrência de chuva (Tabela 6). Conforme pode ser observado na Tabela 6, entre a terceira e quarta amostragem foi o período que ocorreu maiores precipitações. Tal fato favoreceu a degradação do LND-Ca que foi incorporado ao solo.

### **5.3. Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável, carbono orgânico total e de nitrogênio orgânico dos lodos durante o período de monitoramento**

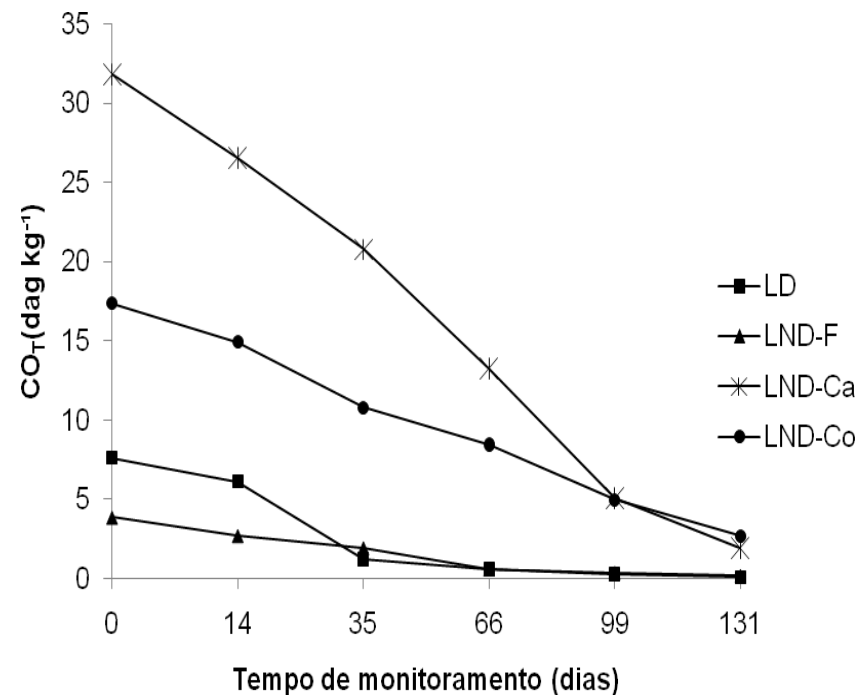
Devido ao desaparecimento completo dos diferentes lodos dispostos superficialmente no solo, principalmente o LND-Ca e o LND-Co, que se encontravam na forma sólida, o que acarretaria na coleta somente de solo, o experimento foi acompanhado durante apenas 131 dias.

As concentrações de carbono orgânico total ( $CO_T$ ), carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) e nitrogênio orgânico (NO), nos lodos que foram incorporados e naqueles que foram dispostos superficialmente, estão apresentadas nas Figuras 6 a 11.



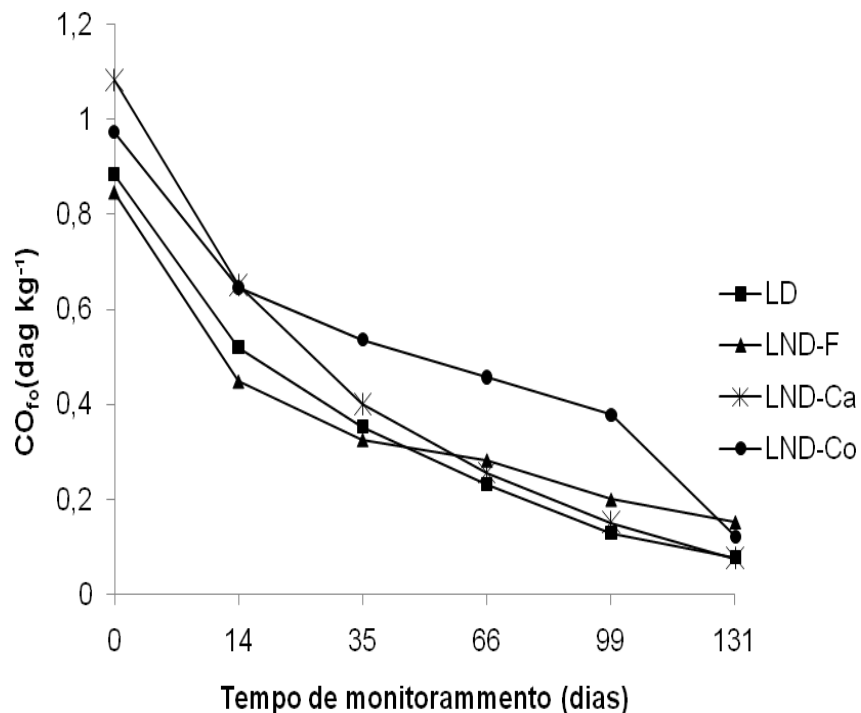
**Figura 6.** Concentrações de carbono orgânico total ( $CO_T$ ) nas amostras de solo no qual foram incorporados os diferentes tipos de lodo, em função do tempo de monitoramento.

Observação: LD - lodo digerido; LND-F - lodo não digerido/FBP; LND-Ca - lodo não digerido calcado e LND-Co - lodo não digerido e compostado.



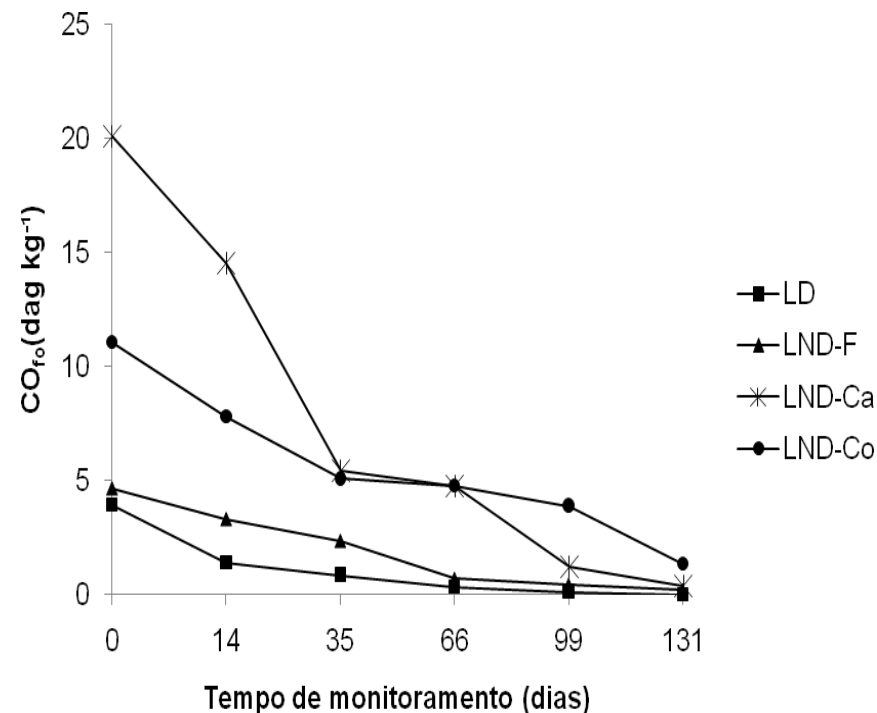
**Figura 7.** Concentrações de carbono orgânico total ( $CO_T$ ) nas amostras dos diferentes tipos de lodo sanitário no qual foram dispostos superficialmente ao solo, em função do tempo de monitoramento.

Observação: LD - lodo digerido; LND-F - lodo não digerido/FBP; LND-Ca - lodo não digerido calcado e LND-Co - lodo não digerido e compostado.



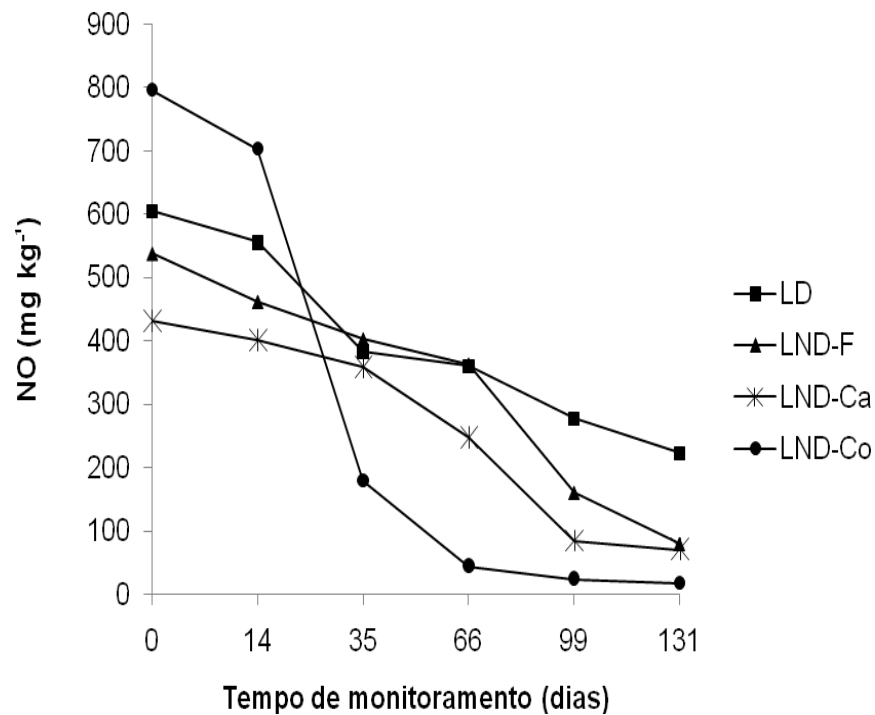
**Figura 8.** Concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{f0}$ ) nas amostras de solo no qual foram incorporados os diferentes tipos de lodo, em função do tempo de monitoramento.

Observação: LD - lodo digerido; LND-F - lodo não digerido/FBP; LND-Ca - lodo não digerido calcado e LND-Co - lodo não digerido e compostado.



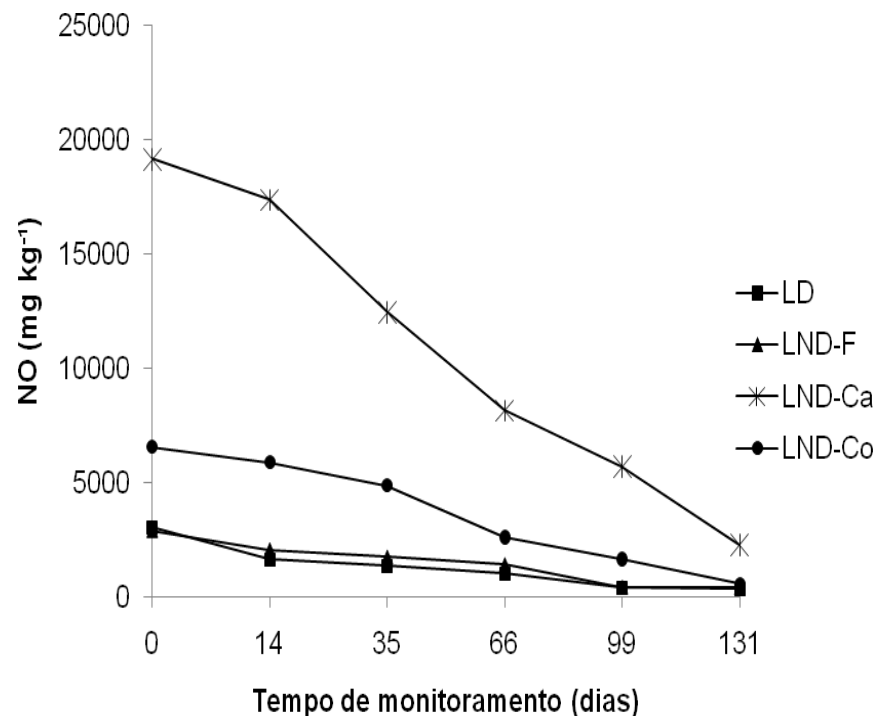
**Figura 9.** Concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{f0}$ ) nas amostras dos diferentes tipos de lodo sanitário no qual foram dispostos superficialmente ao solo, em função do tempo de monitoramento.

Observação: LD - lodo digerido; LND-F - lodo não digerido/FBP; LND-Ca - lodo não digerido calcado e LND-Co - lodo não digerido e compostado.



**Figura 10.** Concentrações de nitrogênio orgânico total (NO) nas amostras de solo no qual foram incorporados os diferentes tipos de lodo, em função do tempo de monitoramento.

Observação: LD - lodo digerido; LND-F - lodo não digerido/FBP; LND-Ca - lodo não digerido caçado e LND-Co - lodo não digerido e compostado.



**Figura 11.** Concentrações de nitrogênio orgânico total (NO) nas amostras dos diferentes tipos de lodo sanitário no qual foram dispostos superficialmente ao solo, em função do tempo de monitoramento.

Observação: LD - lodo digerido; LND-F - lodo não digerido/FBP; LND-Ca - lodo não digerido caçado e LND-Co - lodo não digerido e compostado.

Observa-se nos gráficos que, como esperado, houve diminuição nas concentrações de  $CO_T$ ,  $CO_{fo}$  e NO nos diferentes lodos, ao longo do período de monitoramento, independente da forma de disposição no solo. Nota-se que nos primeiros 40 dias de monitoramento, a taxa de mineralização do material orgânico foi maior, não havendo grandes diferenças a partir daí.

Assim como neste estudo, Paula et al. (2013) e Pereira (2013), ao avaliarem a taxa de mineralização de resíduos orgânicos dispostos no solo de forma incorporada e superficial, em condições de campo, reportaram que a maior parte do CO e NO foi mineralizada no primeiro mês de acompanhamento. Melfi e Montes (2001) afirmaram que a incorporação de biossólidos provoca aumento expressivo de fungos, bactérias e actinomicetos no solo. Também pode provocar aumento generalizado na população de microrganismos heterotróficos do solo e diminuição dos autotróficos, como as algas. Logo, com o aumento da população de micro-organismo no solo, mais rápida é a degradação do resíduo orgânico.

Na Tabela 7 está apresentado um resumo da análise de variância das variáveis monitoradas durante a condução do experimento: carbono orgânico total ( $CO_T$ ), carbono orgânico facilmente oxidáveis ( $CO_{fo}$ ) e nitrogênio orgânico (NO), para os diferentes tipos de lodos, disposição no solo e tempo de monitoramento.

**Tabela 7.** Resumo da Análise de variância das variáveis carbono orgânico total (CO<sub>T</sub>), carbono orgânico facilmente oxidáveis (CO<sub>fo</sub>) e nitrogênio orgânico (NO) para os diferentes tipos de lodos, disposição no solo e tempo de monitoramento.

Fonte de variação	GL	QM (CO <sub>T</sub> )	QM (CO <sub>fo</sub> )	QM (NO)
Blocos	4	0,1586	0,09416	151283,8
Lodo	3	303,8229**	150,7887**	0,3097 x 10 <sup>9**</sup>
Disposição	1	2761,940**	821,4354**	0,8408 x 10 <sup>9**</sup>
Lodo x Disposição	3	348,2007**	141,3461**	0,3198 x 10 <sup>9**</sup>
Resíduo (a)	28	0,1242	0,08579	51182,58
Tempo	5	501,4515**	150,0309**	0,8004 x 10 <sup>8**</sup>
Tempo x Lodo	15	49,6990**	23,7501**	0,1892 x 10 <sup>8**</sup>
Tempo x Disposição	5	393,3121**	107,4697**	0,6035 x 10 <sup>8**</sup>
Tempo x Lodo x Disposição	15	50,8847**	22,2017**	0,1974 x 10 <sup>8**</sup>
Resíduo (b)	160	0,1766	0,1056	266028,0
CV (%) Parcela		8,45	12,87	10,31
CV (%) Subparcela		10,08	14,28	23,51

\*\*F significativo a 1% de probabilidade; GL- Graus de liberdade; QM - Quadrado médio.

Com base na análise de variância, conclui-se que houve diferença e interação significativa entre os tratamentos (tipo de lodo, forma de disposição e tempo de mineralização) a 1% de probabilidade, o que indica que os três fatores avaliados, tipo de lodo, forma de disposição e o tempo de mineralização foram preponderantes na dinâmica de mineralização dos resíduos orgânicos. Isto demonstra que o processo de mineralização se processou de forma diferente entre os tipos de lodo, entre as formas de disposição no solo e dentro do período de tempo de monitoramento (131 dias). Esse fato foi observado de forma igual para as três variáveis estudadas, CO<sub>T</sub>, CO<sub>fo</sub> e NO.

Nas Tabelas 8, 9 e 10 estão apresentados as médias das concentrações de CO<sub>T</sub>, CO<sub>fo</sub> e NO para cada tipo de lodo e a forma de disposição em cada tempo analisado. Sendo assim, as médias seguidas de pelo menos uma mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna para cada tempo não diferem entre si, pelo teste de Tukey, em nível de 5% de significância.

**Tabela 8.** Valores médios de carbono orgânico total (CO<sub>T</sub>) em dag kg<sup>-1</sup>, para as respectivas combinações de tipo de lodo, forma de incorporação e tempo de avaliação.

Lodo	Tempo de monitoramento (dias)											
	0		14		35		66		99		131	
	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial
LD	1,79 a,B	9,16 c,A	1,24 a,B	7,34 d,A	1,10 a,A	1,19 c,A	0,84 a,A	0,46 d,A	0,65 a,A	0,22 c,A	0,50 a,A	0,012 c,A
LND-F	1,46 a,B	9,99 d,A	0,93 a,B	8,22 c,A	0,82 a,B	5,46 b,A	0,71 a,A	1,21 c,A	0,60 a,A	0,78 c,A	0,091 a,A	0,32 b,c,A
LND-Ca	1,25 a,B	31,86 a,A	0,76 a,B	26,55 a,A	0,64 a,B	10,80 a,A	0,42 a,B	5,09 b,A	0,33 a,B	2,54 b,A	0,17 a,B	0,86 b,A
LND-Co	1,42 a,B	17,35 b,A	0,90 a,B	14,94 b,A	0,75 a,B	10,80 a,A	0,56 a,B	8,48 a,A	0,45 a,B	4,99 a,A	0,14 a,B	2,74 a,A

**Tabela 9.** Valores médios de carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>fo</sub>) em dag kg<sup>-1</sup>, para as respectivas combinações de tipo de lodo, forma de incorporação e tempo de avaliação.

Lodo	Tempo de monitoramento (dias)											
	0		14		35		66		99		131	
	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial
LD	0,88 a,B	3,92 d,A	0,52 a,B	1,41 d,A	0,35 a,B	0,8738 c,A	0,23 a,A	0,33 b,A	0,12 a,A	0,14 c,A	0,079 a,A	0,0081 b,A
LND-F	0,84 a,B	4,67 c,A	0,44 a,B	3,33 c,A	0,32 a,B	2,38 b,A	0,28 a,B	0,72 b,A	0,19 a,A	0,46 c,A	0,15 a,A	0,22 b,A
LND-Ca	1,08 a,B	20,10 a,A	0,65 a,B	14,54 a,A	0,40 a,B	5,44 a,A	0,25 a,B	4,77 a,A	0,15 a,B	1,22 b,A	0,076 a,A	0,37 b,A
LND-Co	0,97 a,B	11,06 b,A	0,64 a,B	7,80 b,A	0,53 a,B	5,09 a,A	0,45 a,B	4,77 a,A	0,37 a,B	3,91 a,A	0,12 a,B	1,36 a,A

**Tabela 10.** Valores médios de nitrogênio orgânico (NO) em mg kg<sup>-1</sup>, para as respectivas combinações de tipo de lodo, forma de incorporação e tempo de avaliação.

Lodo	Tempo de monitoramento (dias)											
	0		14		35		66		99		131	
	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial	Incorporado	Superficial
LD	605,77 a,B	3061, 10 c,A	556,42 a,B	1664,85 c,A	383,97 a,B	1360,87 c,A	360,50 a,B	1035,78 c,A	278,29 a,A	405,29 b,A	223,68 a,A	366,15 b,A
LND-F	539,05 a,B	2910,00 c,A	463,07 a,B	2093,12 c,A	299,91 a,B	1774,54 c,A	263,91 a,B	1447,19 b,c,A	190,91 a,A	471,13 b,A	153,59 a,A	444,36 b,A
LND-Ca	432,41a,B	19186,58 a,A	401,16 a,B	7413,01 a,A	248,34 a,B	12505,32 a,A	228,34 a,B	8191,71 a,A	177,20 a,B	5732,53 a,A	147,34 a,B	2312,64 a,A
LND-Co	796,08 a,B	6559,47 bA	703,61 a,B	2943,58 b,A	179,90 a,B	2617,61 b,A	45,36 a,B	1937,61 b,A	25,75 a,A	597,54 b,A	18,78 a,A	537,54 b,A

Observação: LD - lodo digerido; LND-F - lodo não digerido/FBP; LND-Ca – lodo não digerido e caleado e LND-Co- lodo não digerido e compostado. As médias seguidas de pelo menos uma mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna para cada tempo não diferem entre si, pelo teste de Tukey, em nível de 5% de significância.

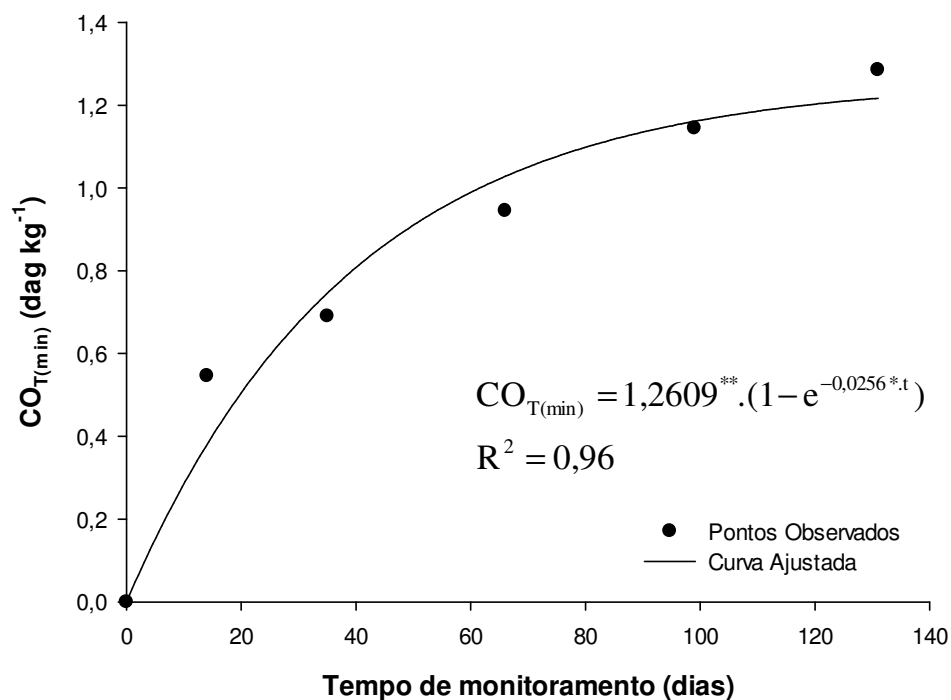
Observa-se nas Tabelas 8, 9 e 10 que para a disposição incorporada para todos os tipos de lodo, em todos os tempos amostrados, não houve diferença estatística nos valores observados, diferentemente da disposição superficial. E, no começo das observações, ou seja na fase inicial do período de monitoramento, havia diferença estatística entre os valores observados nas formas de disposição em cada tempo, mas no final do processo já não havia mais diferença. Assim, logo depois da aplicação dos lodos, a mineralização foi diferente entre as formas de disposição, entretanto, no final do período de monitoramento, passou a ser semelhante.

A rápida degradação do material orgânico dos lodos, demonstrada nas Figuras 6 a 11 e comprovada pela estatística apresentada nas Tabelas 8, 9 e 10 está associada ao fato de que aproximadamente 50% do carbono orgânico total de todos os lodos estudados serem compostos por carbono orgânico facilmente oxidável, ou seja, composto orgânico lábil e de fácil degradação. Além disso, o período de monitoramento coincidiu com o período de altos índices pluviométricos o que, também pode ser considerado um fator potencializador de mais rápida degradação do material orgânico pelos meso e micro-organismos presentes no solo.

#### **5.4. Cinética de mineralização do carbono orgânico total, carbono orgânico facilmente oxidável e do nitrogênio orgânico dos diferentes lodos, durante o período de monitoramento.**

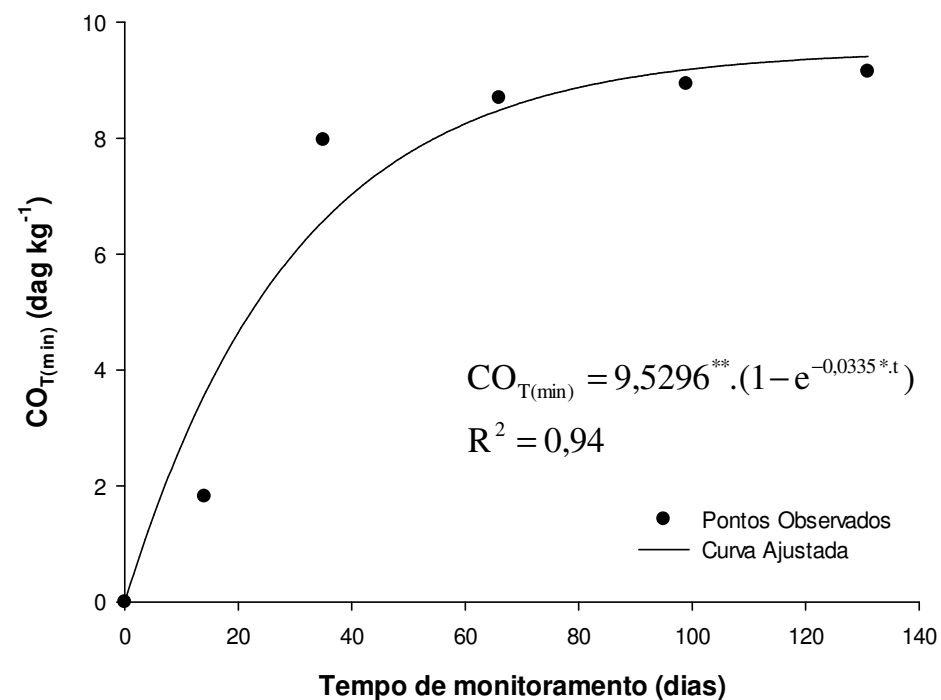
Nas Figuras 12 a 35 estão apresentados as curvas de concentração acumulada de mineralização em função do tempo de monitoramento, obtidas considerando-se concentrações de  $CO_T$ ,  $CO_{fo}$  e  $NO$  calculadas utilizando-se as equações 4 e 5, e suas respectivas equações ajustadas para estimativa do processo de mineralização do  $CO$  e  $NO$  nos diferentes tratamentos.

Observa-se que o modelo exponencial simples de cinética de primeira ordem, proposto por Stanford e Smith (1972), se ajustou bem aos dados obtidos em todos os tratamentos, para um nível de significância mínimo dos coeficientes de 5%.



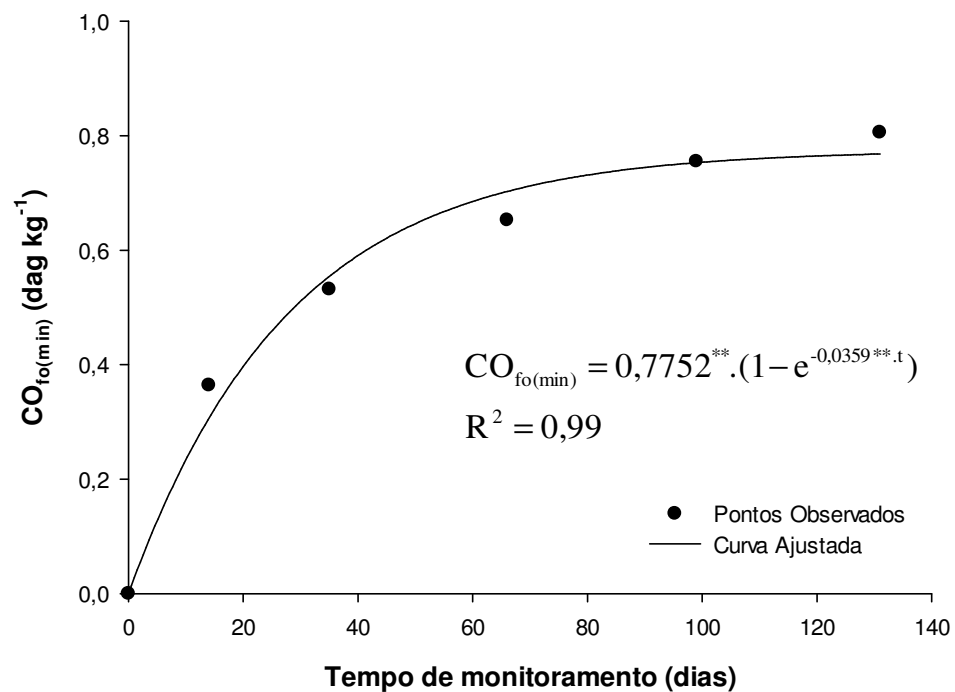
**Figura 12.** Concentração acumulada de carbono orgânico total mineralizado do lodo digerido (LD) disposto de forma incorporada no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



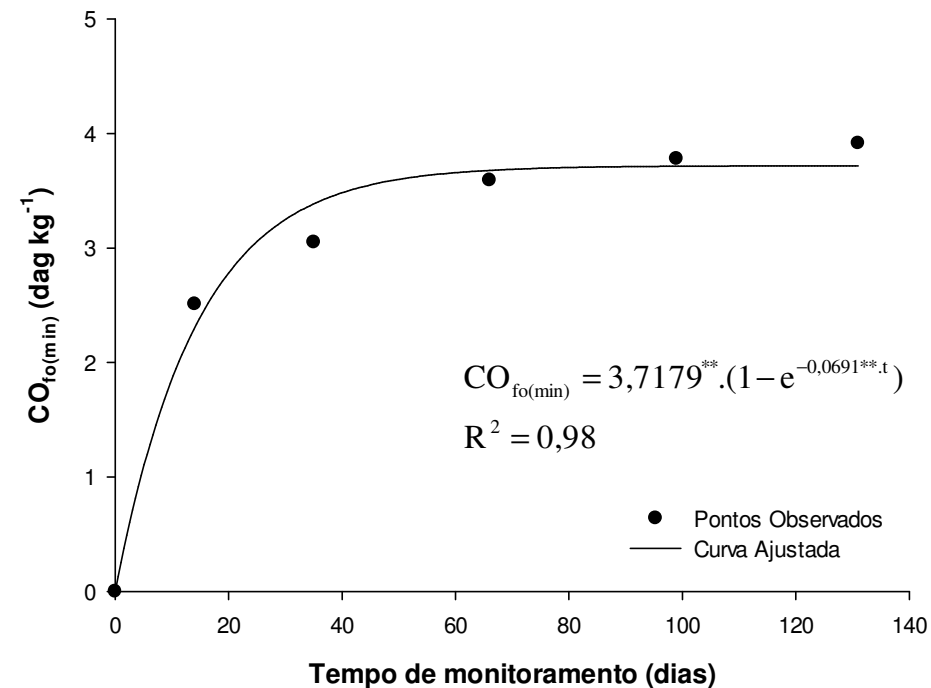
**Figura 13.** Concentração acumulada de carbono orgânico total mineralizado do lodo digerido (LD) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



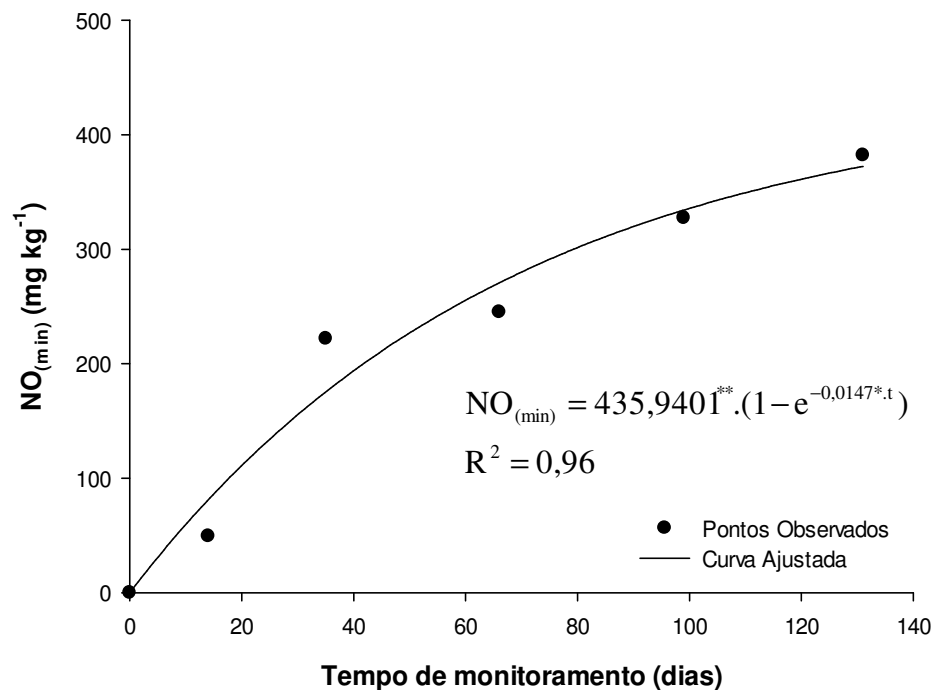
**Figura 14.** Concentração acumulada de carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado do lodo digerido (LD) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns,\*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



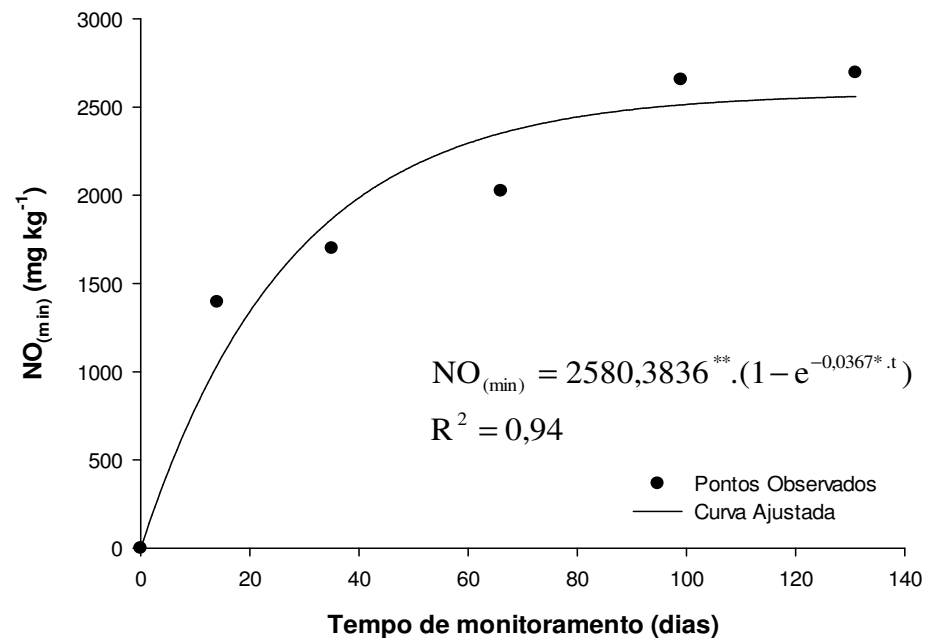
**Figura 15.** Concentração acumulada de carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado do lodo digerido (LD) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns,\*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



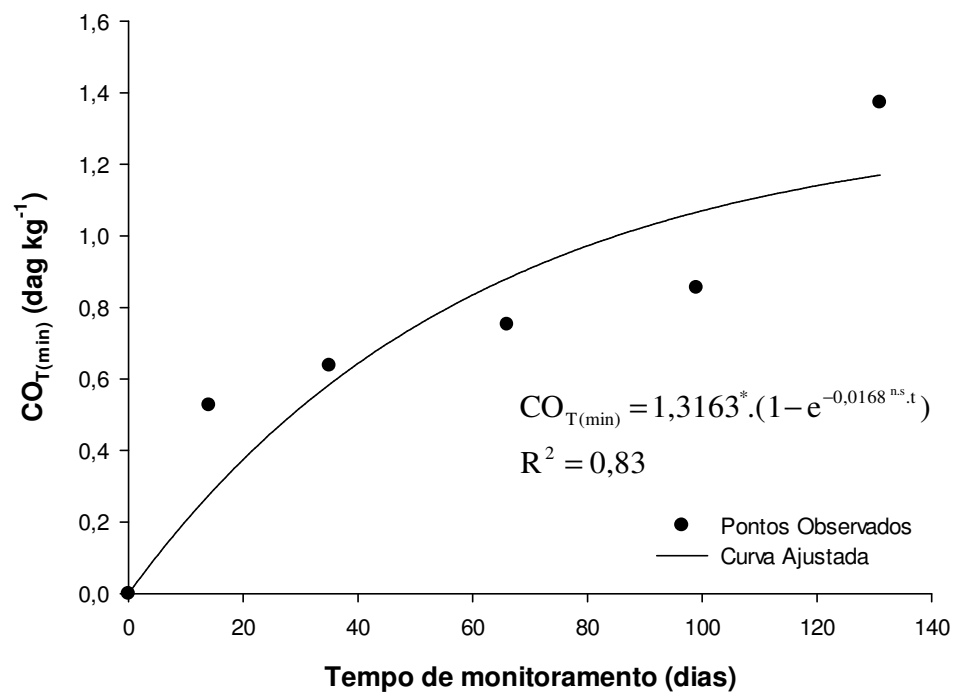
**Figura 16.** Concentração acumulada de nitrogênio orgânico mineralizado do lodo digerido (LD) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



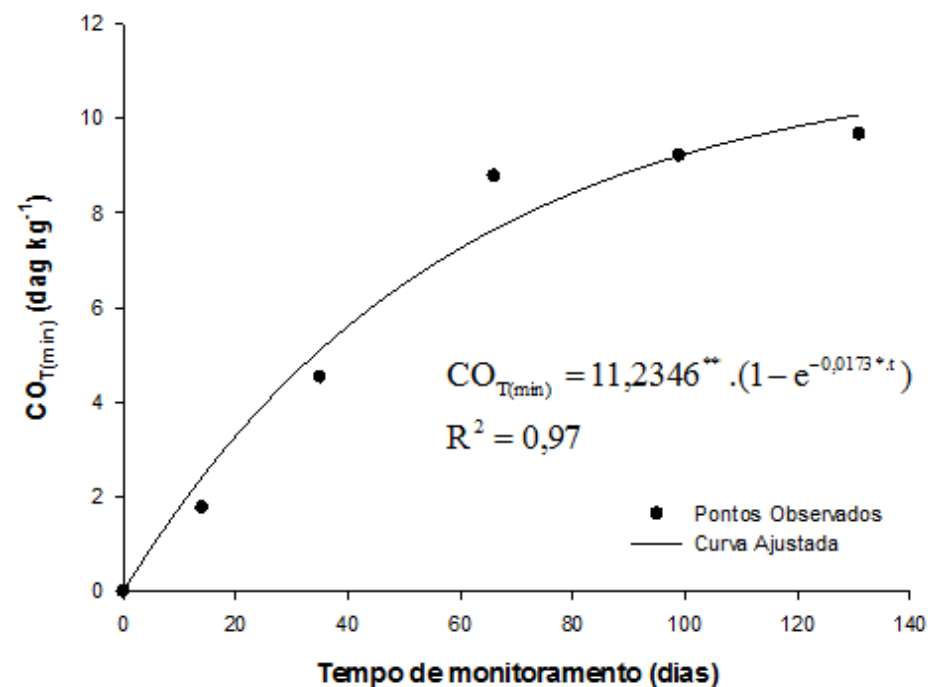
**Figura 17.** Concentração acumulada de nitrogênio orgânico mineralizado do lodo digerido (LD) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



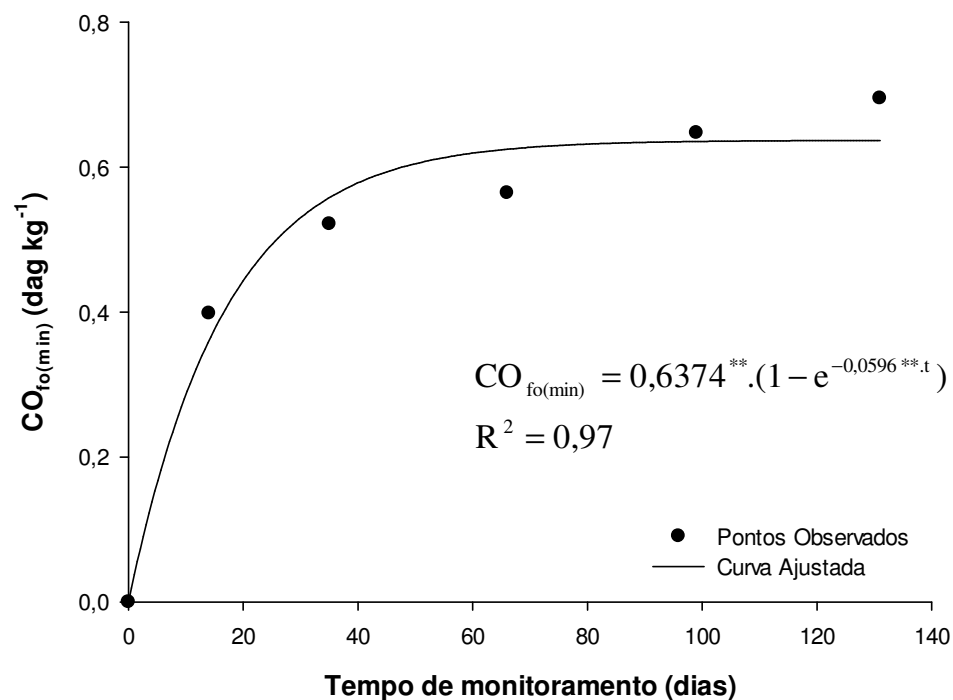
**Figura 18.** Concentração acumulada de carbono orgânico total mineralizado do lodo não digerido/FBP (LND-F) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



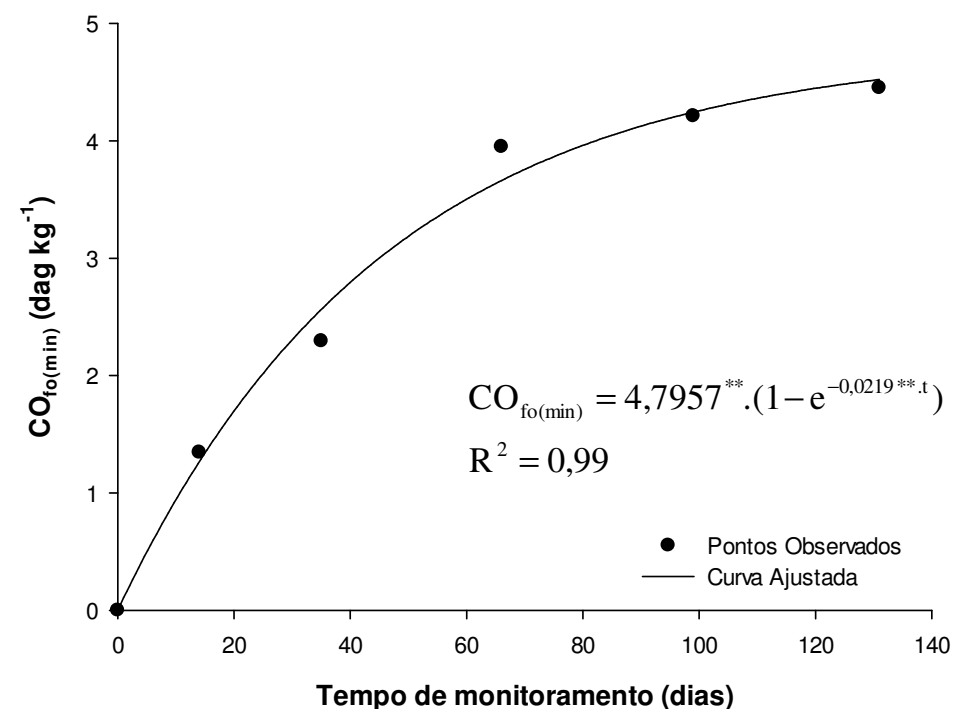
**Figura 19.** Concentração acumulada de carbono orgânico total mineralizado do lodo não digerido/FBP (LND-F) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



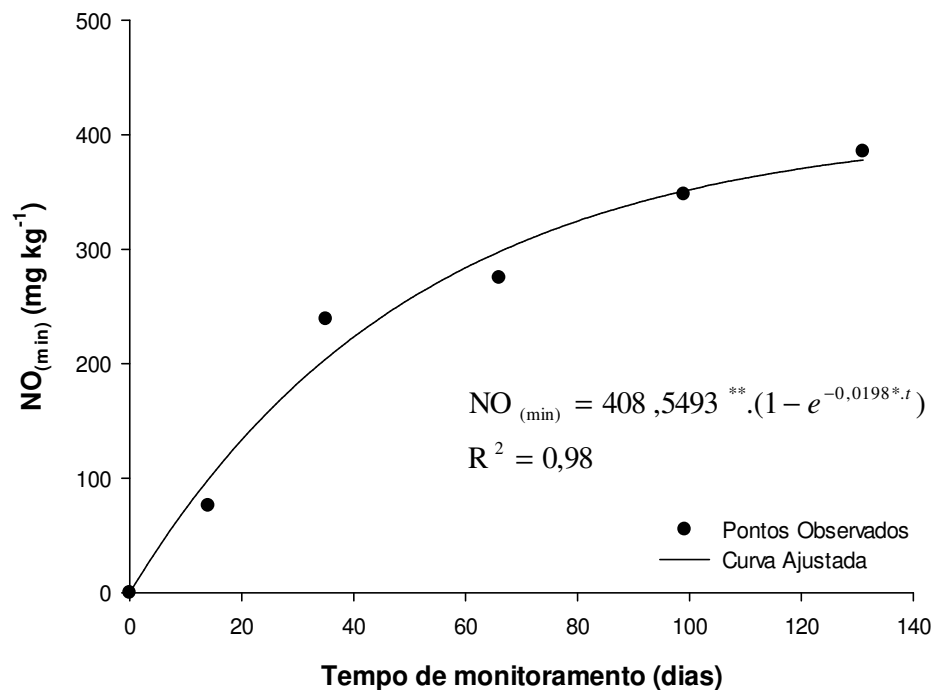
**Figura 20.** Concentração acumulada de carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado do lodo não digerido/FBP (LND-F) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns,\*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



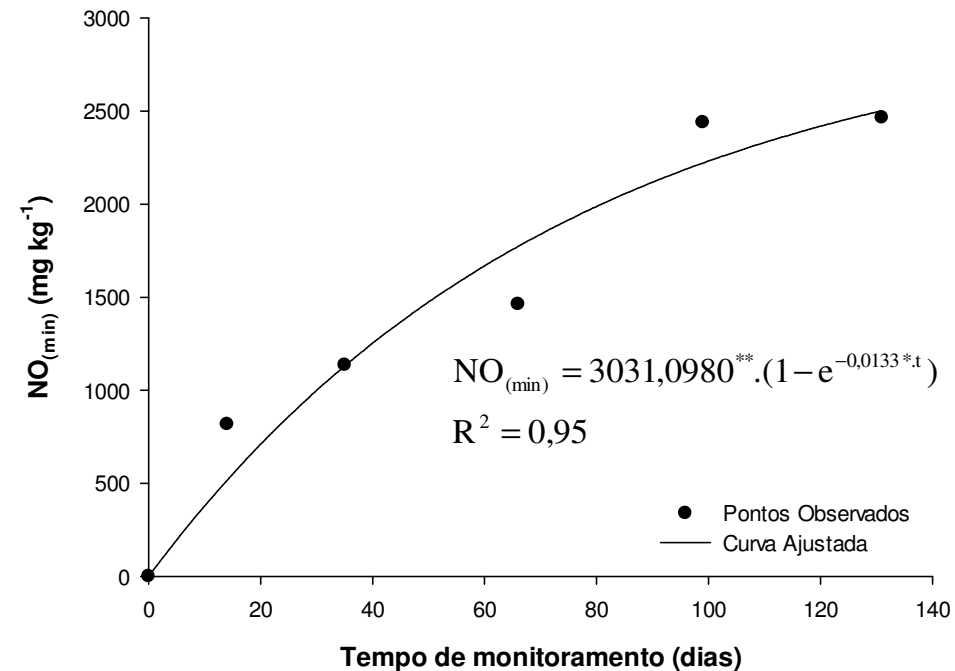
**Figura 21.** Concentração acumulada de carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado do lodo não digerido/FBP (LND-F) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns,\*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



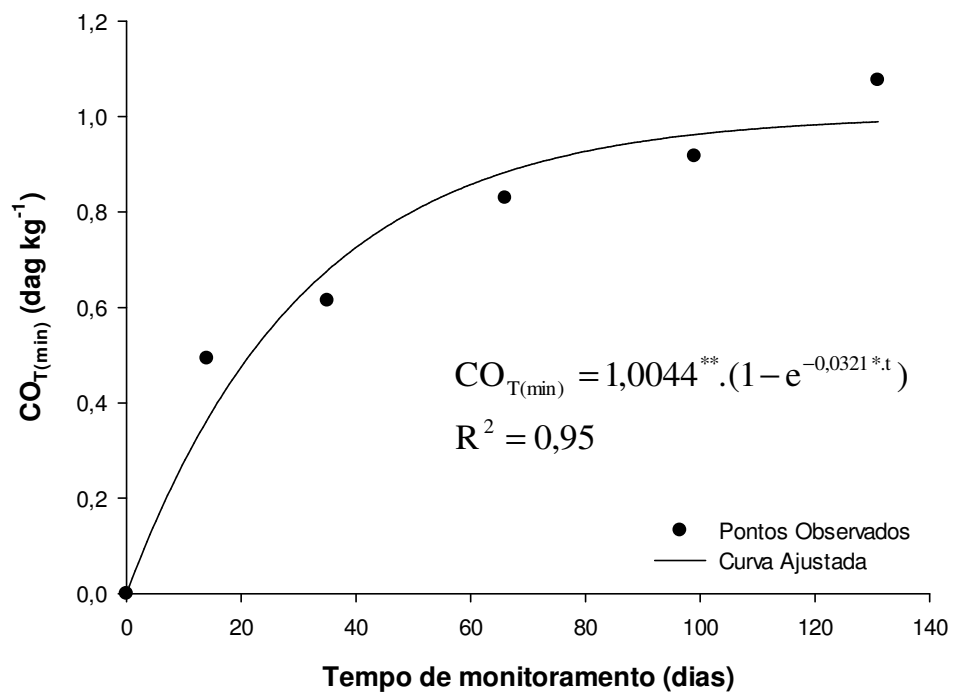
**Figura 22.** Concentração acumulada de nitrogênio orgânico mineralizado do lodo não digerido/FBP (LND-F) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



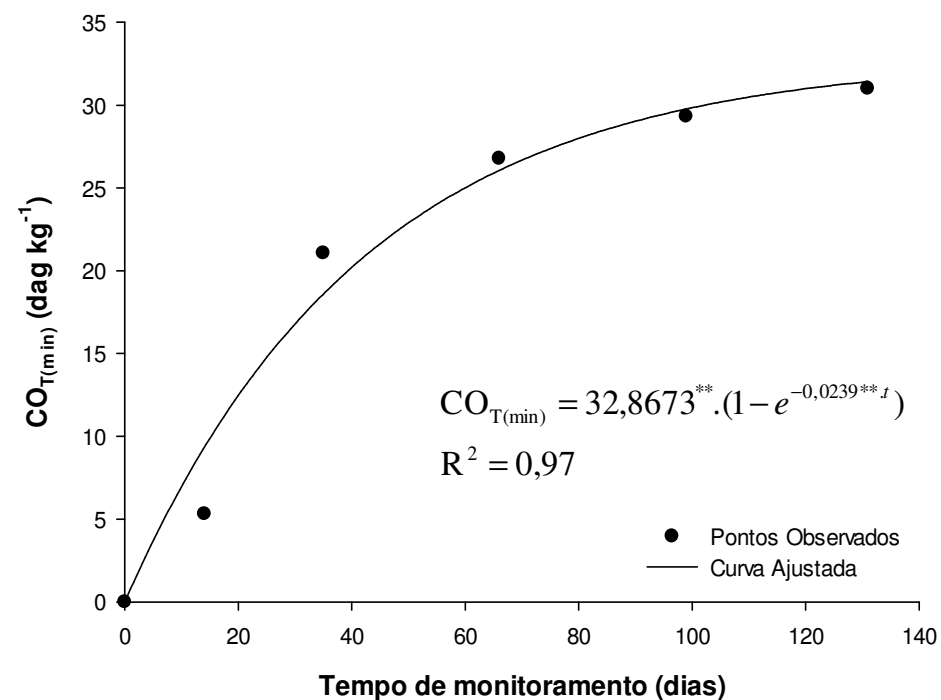
**Figura 23.** Concentração acumulada de nitrogênio orgânico mineralizado do lodo não digerido/FBP (LND-F) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



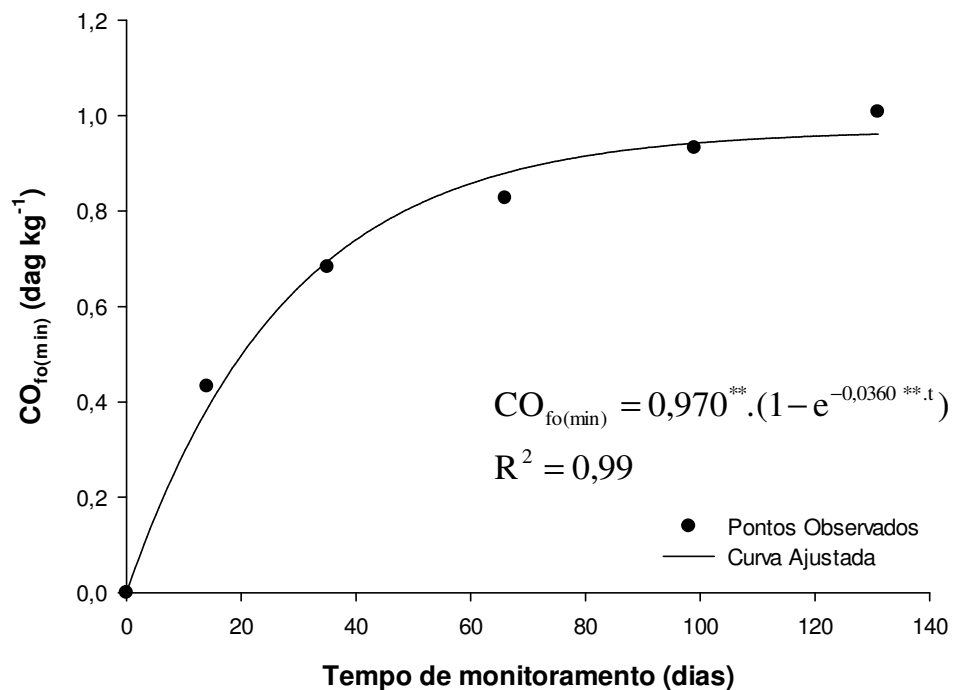
**Figura 24.** Concentração acumulada de carbono orgânico total mineralizado do lodo não digerido e caleado (LND-Ca) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



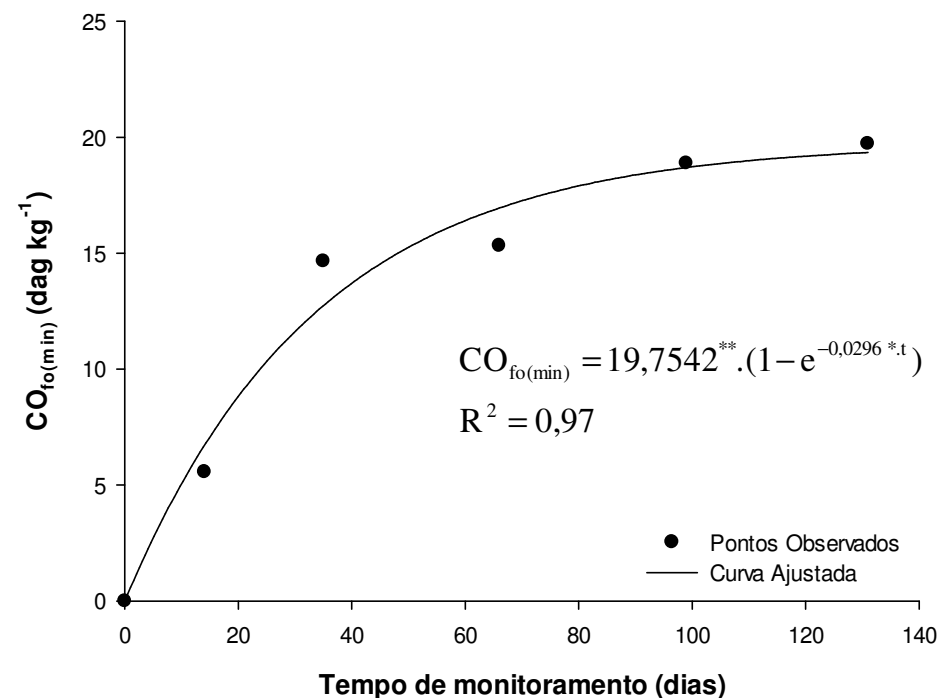
**Figura 25.** Concentração acumulada de carbono orgânico total mineralizado do lodo não digerido e caleado (LND-Ca) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



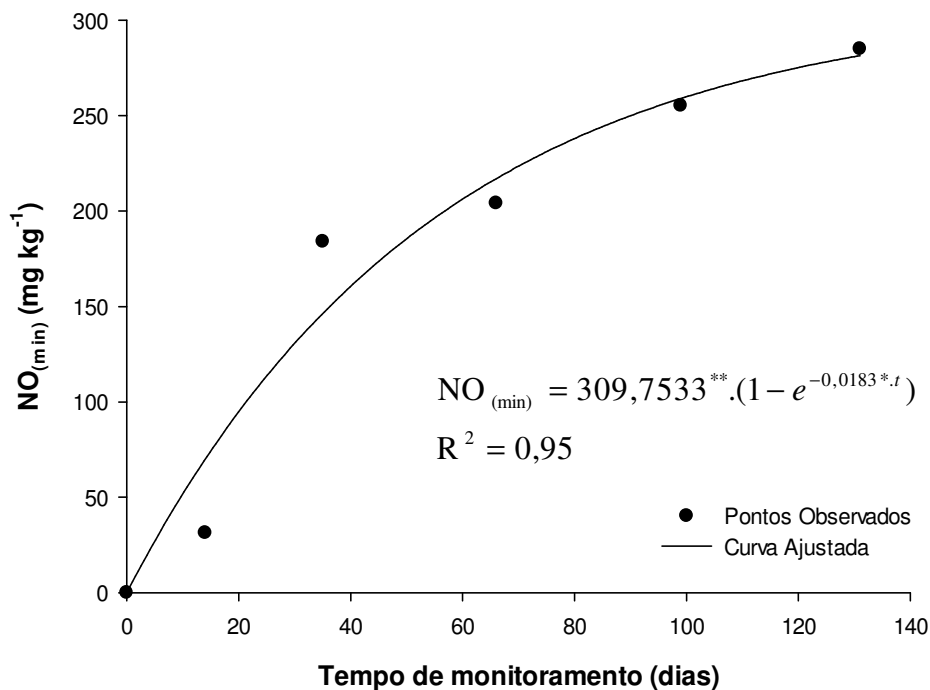
**Figura 26.** Concentração acumulada de carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado do lodo não digerido e caleado (LND-Ca) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



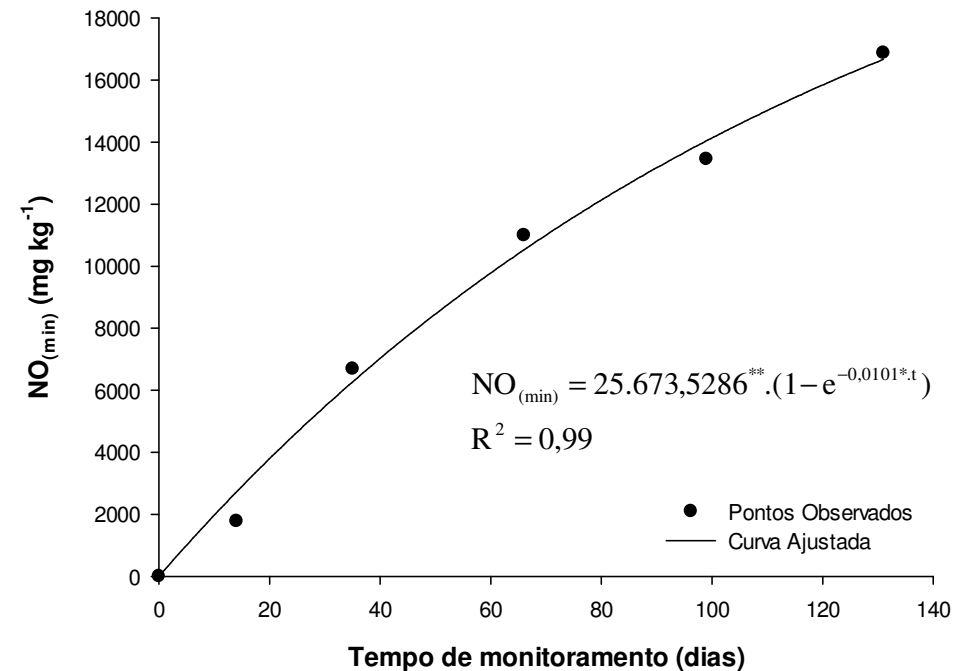
**Figura 27.** Concentração acumulada de carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado do lodo não digerido e caleado (LND-Ca) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



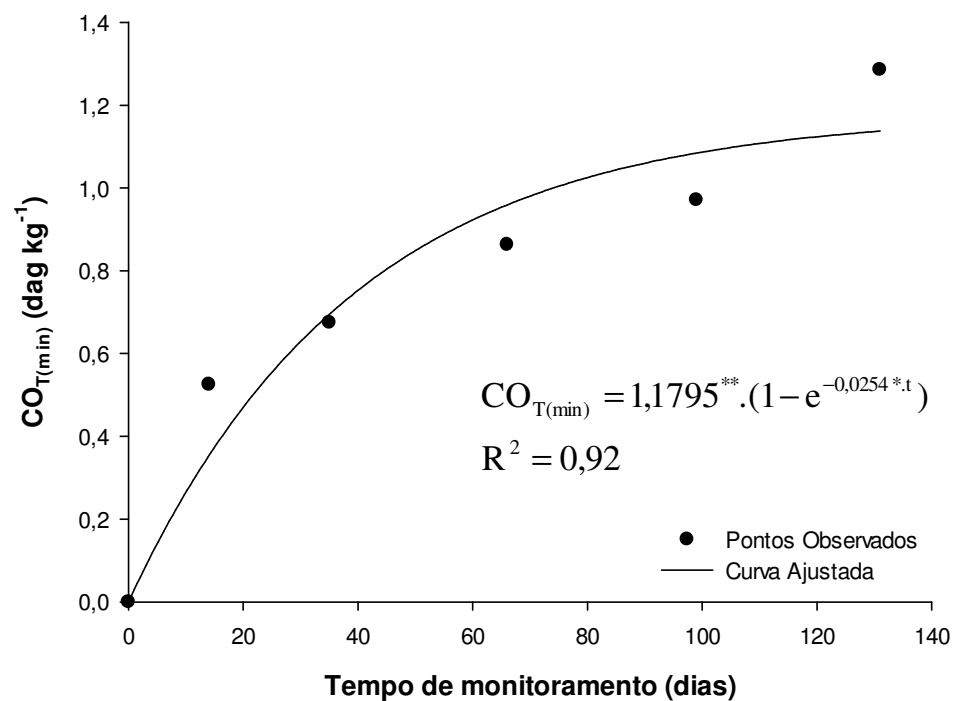
**Figura 28.** Concentração acumulada de nitrogênio orgânico mineralizado do lodo não digerido e caleado (LND-Ca) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



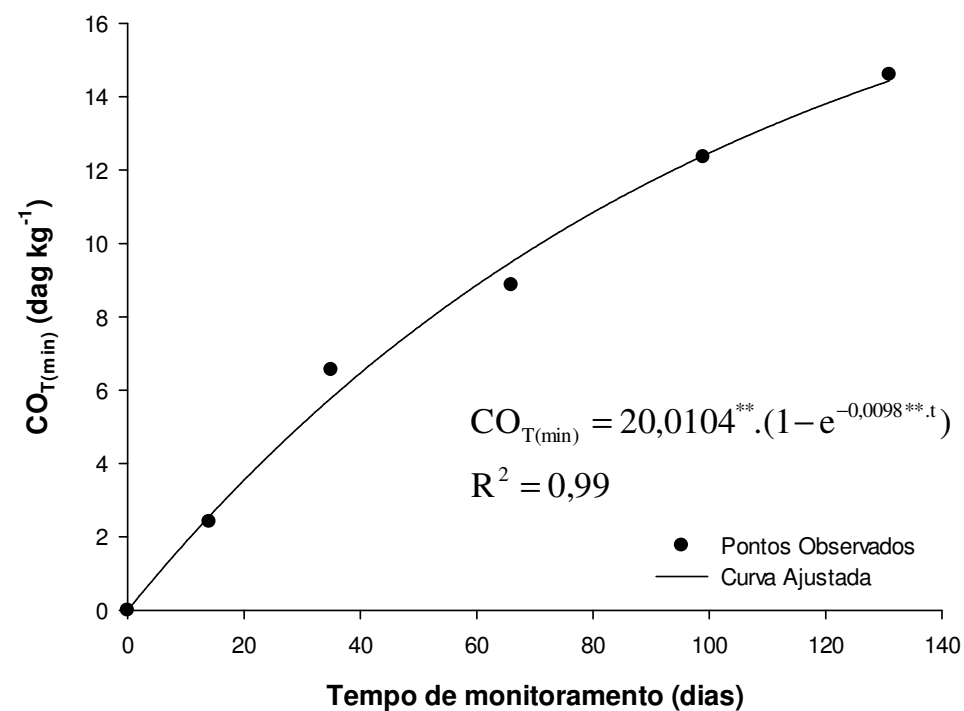
**Figura 29.** Concentração acumulada de nitrogênio orgânico mineralizado do lodo não digerido e caleado (LND-Ca) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



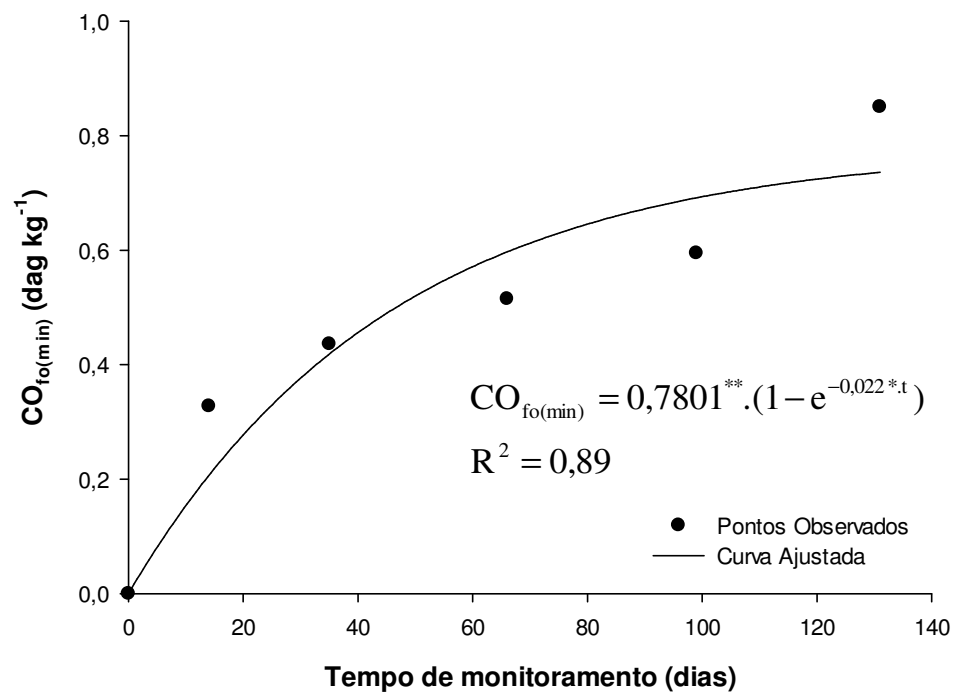
**Figura 30.** Concentração acumulada de carbono orgânico total mineralizado do lodo não digerido e compostado (LND-Co) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



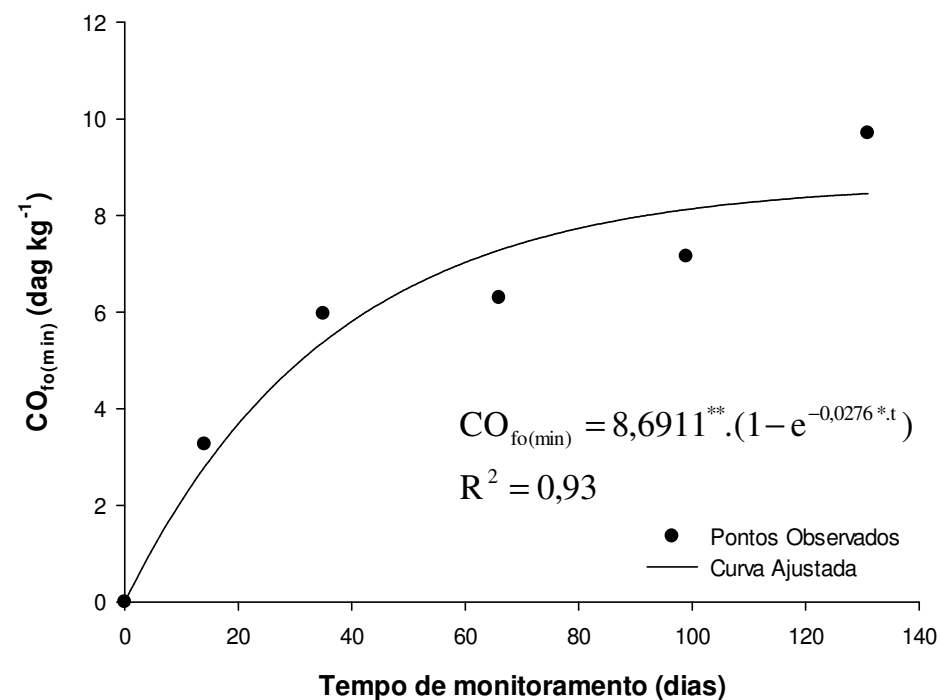
**Figura 31.** Concentração acumulada de carbono orgânico total mineralizado do lodo não digerido e compostado (LND-Co) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



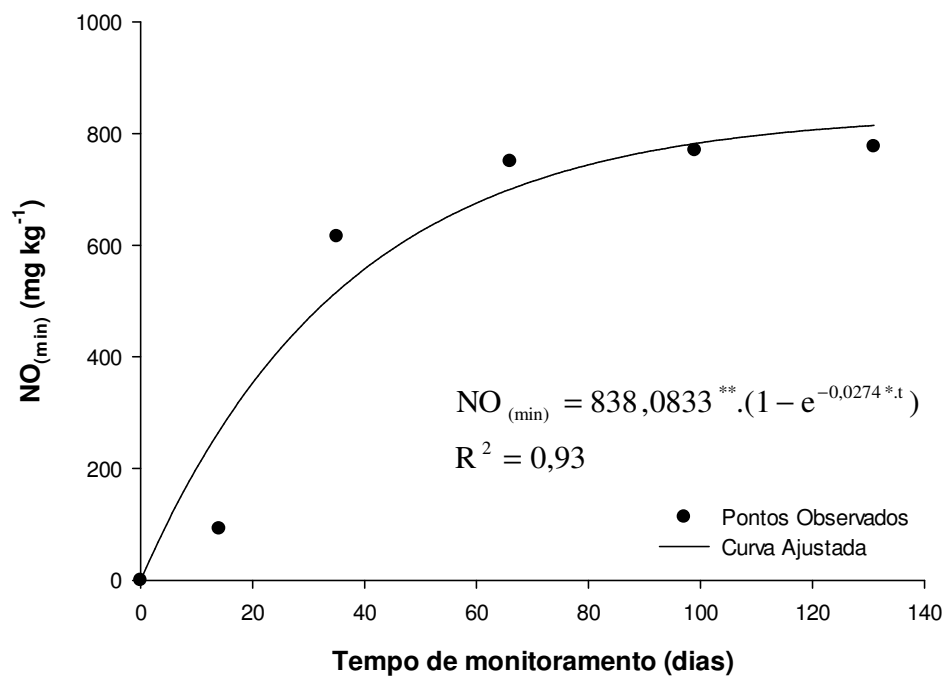
**Figura 32.** Concentração acumulada de carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado do lodo não digerido e compostado (LND-Co) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



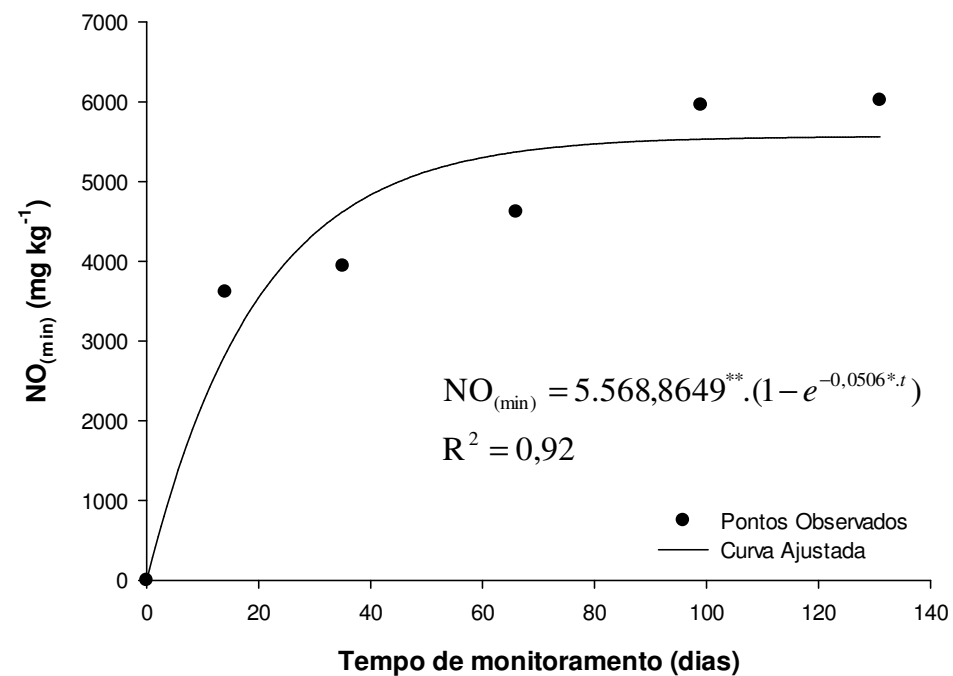
**Figura 33.** Concentração acumulada de carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado do lodo não digerido e compostado (LND-Co) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



**Figura 34.** Concentração acumulada de nitrogênio orgânico mineralizado do lodo não digerido e compostado (LND-Co) incorporado no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;



**Figura 35.** Concentração acumulada de nitrogênio orgânico mineralizado do lodo não digerido e compostado (LND-Co) disposto superficialmente no solo e sua equação ajustada, para um período de 131 dias de monitoramento.

ns, \*\*, \* Não significativo, significativo em nível de 1% e 5% de significância, respectivamente;

Analisando-se as equações ajustadas apresentadas nas Figuras de 12 a 35, pode-se verificar que o LD disposto na superfície do solo apresentou coeficientes de mineralização de  $CO_T$ ,  $CO_{fo}$  e NO 1,3; 1,9 e 2,5 vezes maiores que os coeficientes obtidos quando ele foi incorporado, enquanto o LND-Ca apresentou, respectivamente, 1,3; 1,2 e 1,8 vezes maiores coeficientes quando incorporados ao solo que quando dispostos na superfície. Considerando-se que o LD apresentou grande potencial de mineralização face à grande concentração de  $CO_{fo}$  (Tabela 3), a sua exposição a condições aeróbias na superfície do solo potencializou a sua degradação. O LND-Ca não apresentou a mesma tendência pelo fato de ter alcançado certa estabilização por meio químico e por exposição a condições oxidantes durante o processo de caleação.

O LND-F apresentou coeficiente de mineralização do  $CO_T$  1,03 vezes maior quando disposto superficialmente e coeficientes de mineralização do  $CO_{fo}$  e NO 1,2 e 1,5 vezes maiores quando incorporado ao solo. Pelos resultados obtidos, verifica-se que a incorporação mostrou-se vantajosa para a degradação do material orgânico desse lodo

O LND-Co apresentou coeficiente de mineralização do  $CO_T$  2,6 vezes maior quando incorporado no solo e coeficientes de mineralização do  $CO_{fo}$  e NO 1,2 e 1,8 vezes maiores quando disposto na superfície do solo. Confirmando o que foi discutido em relação ao LD, lodos mais estabilizados não têm sua degradação muito aumentada quando expostos a ambientes aeróbios. Nesse caso, passa a prevalecer, muito mais, a questão do contato e oportunidade para ação de micro-organismos do solo do que propriamente a maior disponibilidade de oxigênio para ação de bactérias aeróbias.

Assim como neste trabalho, Paula et al. (2013) ao disporem lodo de esgoto sanitário digerido anaerobiamente no solo de forma incorporada e superficial e monitorando, durante 365 dias, estimaram valores de  $K_c$  e  $K_n$ , ajustados para o modelo exponencial simples de cinética química de primeira ordem, proposto por Stanford e Smith (1972), aproximadamente 500 e 100 vezes respectivamente maiores para o resíduo disposto na superfície do solo. Pereira (2013), por outro lado, observou que os valores estimados de  $K_c$  e  $K_n$  para o resíduo da pupunheira incorporado ao solo, em condições de campo, foram em torno de 2,7 e 2,5 vezes maiores que os

valores do  $K_c$  e  $K_n$  obtidos para o resíduo disposto superficialmente, durante 118 dias de monitoramento.

Nas Tabelas 11, 12 e 13 estão apresentados os parâmetros das equações ajustadas para cada tipo de lodo e forma de disposição no solo, o carbono orgânico total mineralizado ( $CO_m$ ), o carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado ( $CO_{fo}$ ), e o nitrogênio orgânico total mineralizado ( $NO_m$ ) acumulados durante os 131 dias de monitoramento. Também estão apresentados os valores estimados das frações de mineralização do  $CO_T$ ,  $CO_{fo}$  e  $NO$ , calculadas a partir das Equações 8, 9 e 10, utilizando-se Método 1, que se baseia nas concentrações médias observadas em campo; e calculadas pelas Equações 11, 12 e 13, Método 2, que se baseia nas concentrações de carbono e nitrogênio calculadas utilizando-se as equações exponenciais ajustadas, tomando-se o  $CO_{fo}$ ,  $CO_T$  e o  $NO$  potencialmente mineralizável dos lodos como referencial.

**Tabela 11.** Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem da degradação do carbono orgânico total (CO<sub>T</sub>), coeficiente de mineralização (K<sub>c</sub>) e fração mineralizada (FMCO<sub>T</sub>), obtidos a partir dos ajustes dos dados de carbono orgânico total mineralizado acumulado, em solos nos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente, para um período de 131 dias de monitoramento.

Tipo de lodo	Forma de aplicação	CO <sub>o</sub>	K <sub>c</sub>	R <sup>2</sup>	CO <sub>m</sub>	FMCO <sub>Taj</sub> <sup>(2)</sup>	FMCO <sub>Tob</sub> <sup>(1)</sup>
		(dag kg <sup>-1</sup> )	(d <sup>-1</sup> )	-	(dag kg <sup>-1</sup> )	(%)	(%)
Digerido (LD)	Incorporado	1,2609	0,0256	0,96	1,22	96,5	71,6
	Superficial	9,5296	0,0335	0,94	9,41	98,8	99,9
Lodo não digerido/FBP (LND-F)	Incorporado	1,3163	0,0168	0,83	1,17	88,9	93,8
	Superficial	11,2346	0,0173	0,97	10,07	89,6	96,7
Lodo não digerido e caleado (LND-Ca)	Incorporado	1,0044	0,0321	0,95	0,99	98,5	85,7
	Superficial	32,8673	0,0239	0,97	31,43	95,6	97,3
Lodo não digerido e compostado (LND-Co)	Incorporado	1,1795	0,0254	0,92	1,14	96,4	90,0
	Superficial	20,0104	0,0098	0,99	14,47	72,3	84,2

CO<sub>o</sub>, carbono orgânico potencialmente mineralizável, em dag kg<sup>-1</sup>; CO<sub>m</sub>, carbono orgânico total mineralizado e acumulado durante os 131 dias de experimento, em dag kg<sup>-1</sup>; K<sub>c</sub>, coeficiente de mineralização do carbono orgânico do resíduo, em dias<sup>-1</sup>; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação; Fração de mineralização: <sup>(1)</sup> FMCO<sub>Tob</sub> = 100 × (C<sub>ini</sub>-C<sub>fin</sub>/C<sub>ini</sub>); <sup>(2)</sup> FMCO<sub>Taj</sub> = 100 × (CO<sub>m</sub>/CO<sub>o</sub>).

**Tabela 12.** Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem da degradação do carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ), coeficiente de mineralização ( $K_c$ ) e fração mineralizada ( $FMCO_{fo}$ ), obtidos a partir dos ajustes dos dados de carbono orgânico total mineralizado acumulado, em solos nos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente, para um período de 131 dias de monitoramento.

Tipo de lodo	Forma de aplicação	$CO_o$	$K_c$	$R^2$	$CO_m$	$FMCO_{foaj}^{(2)}$	$FMCO_{foob}^{(1)}$
		( $dag\ kg^{-1}$ )	( $d^{-1}$ )	-	( $dag\ kg^{-1}$ )	(%)	(%)
Digerido (LD)	Incorporado	0,7752	0,0359	0,99	0,77	99,1	91,1
	Superficial	3,7179	0,0691	0,98	3,72	100,0	99,8
Lodo não digerido/FBP (LND-F)	Incorporado	0,6374	0,0596	0,97	0,64	100,0	82,1
	Superficial	4,7957	0,0219	0,99	4,52	94,3	95,2
Lodo não digerido e caleado (LND-Ca)	Incorporado	0,97	0,0360	0,99	0,96	99,1	93,0
	Superficial	19,7542	0,0296	0,97	19,35	97,9	98,1
Lodo não digerido e compostado (LND-Co)	Incorporado	0,7801	0,0220	0,89	0,74	94,4	87,4
	Superficial	8,6911	0,0276	0,93	8,46	97,3	87,7

$CO_o$ , carbono orgânico potencialmente mineralizável, em  $dag\ kg^{-1}$ ;  $CO_m$ , carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado e acumulado durante os 131 dias de experimento, em  $dag\ kg^{-1}$ ;  $K_c$ , coeficiente de mineralização do carbono orgânico do resíduo, em  $dias^{-1}$ ;  $R^2$  = coeficiente de determinação; Fração de mineralização:  $^{(1)}FMCO_{foob} = 100 \times (C_{ini} - C_{fin})/C_{ini}$ ;  $^{(2)}FMCO_{foaj} = 100 \times (CO_m/CO_o)$ .

**Tabela 13.** Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem da degradação do nitrogênio orgânico (NO), coeficiente de mineralização ( $K_n$ ) e fração mineralizada (FMNO), obtidos a partir dos ajustes dos dados de nitrogênio orgânico acumulado, em solos nos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente, e fração mineralizada, para um período de 131 dias de monitoramento.

Tipo de lodo	Forma de aplicação	NO <sub>o</sub>	K <sub>n</sub>	R <sup>2</sup>	NO <sub>m</sub>	FMNOaj <sup>(2)</sup>	FMNOob <sup>(1)</sup>
		(mg kg <sup>-1</sup> )	(d <sup>-1</sup> )	-	(mg kg <sup>-1</sup> )	(%)	(%)
Digerido (LD)	Incorporado	435,9401	0,0147	0,96	372,39	85,4	63,1
	Superficial	2580,3836	0,0367	0,94	2559,31	99,2	88,0
Lodo não digerido/FBP (LND-F)	Incorporado	408,5493	0,0198	0,98	378,02	92,5	71,5
	Superficial	3031,098	0,0133	0,95	2500,30	82,5	84,7
Lodo não digerido e caleado (LND-Ca)	Incorporado	309,7533	0,0183	0,95	281,58	90,9	65,9
	Superficial	25673,5286	0,0101	0,99	18836,45	73,4	88,0
Lodo não digerido e compostado (LND-Co)	Incorporado	838,0833	0,0274	0,93	814,94	97,2	97,6
	Superficial	5568,8649	0,0506	0,92	5561,50	99,9	91,8

NO<sub>o</sub>, nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável do resíduo, em mg kg<sup>-1</sup>; NO<sub>m</sub>, nitrogênio orgânico mineralizado acumulado durante os 131 dias de experimento, em mg kg<sup>-1</sup>; K<sub>n</sub>, coeficiente de mineralização do nitrogênio orgânico do resíduo, em dias<sup>-1</sup>; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação; Fração de mineralização: <sup>(1)</sup>FMCOob = 100 x (C<sub>ini</sub> - C<sub>fin</sub>/C<sub>ini</sub>); <sup>(2)</sup>FMCOaj = 100 x (CO<sub>m</sub>/CO<sub>o</sub>)

Como pode ser observado, as frações de mineralização do  $CO_T$  e  $CO_{fo}$  dos diferentes lodos que foram incorporados ou aplicados superficialmente no solo, quando calculadas com base nos Métodos 1 e 2, foram semelhantes entre si, entretanto as frações de mineralização do NO, calculadas com base nos mesmos métodos, foram diferentes entre si, exceto para o LND-Co.

Com base nos coeficientes de mineralização e frações de mineralização do  $CO_T$ ,  $CO_{fo}$  e NO, o LD mineralizou mais rapidamente quando disposto na superfície do solo e o LND-Ca quando foi incorporado ao solo. Avaliando os coeficientes de mineralização e frações de mineralização do  $CO_T$ , o LND-F mineralizou mais rapidamente quando disposto na superfície do solo e o LND-Co mineralizou mais quando foi incorporado ao solo. Avaliando-se os coeficientes de mineralização e frações de mineralização do  $CO_{fo}$  e NO, o LND-F mineralizou mais quando disposto de forma incorporada ao solo e o LND-Co mineralizou mais quando foi disposto na superfície do solo. Portanto, recomenda-se que o lodo digerido anaerobiamente seja disposto na superfície do solo e o lodo não digerido, quando submetido à caleação, seja disposto de forma incorporada ao solo.

Os coeficientes de mineralização do  $CO_T$  e as  $FMCO_{Taj}$  do LND-Ca e LND-Co são maiores quando esses lodos são incorporados ao solo e os coeficientes de mineralização do  $CO_{fo}$  e NO e as  $FMCO_{foaj}$  e  $FMNO_{aj}$  são maiores no LND-Ca e LND-Co, respectivamente, quando incorporado e disposto superficialmente no solo.

Diferentemente dos valores encontrados neste trabalho, Pereira (2013) encontrou frações de mineralização do CO e NO para o resíduo da pupunheira, igual a 93,5% e 95,3%, quando foi disposto, no solo, de forma incorporada, e 59,8% e 62,7% quando disposto superficialmente, respectivamente, para 102 dias de monitoramento. O autor debitou a obtenção de maiores valores nas frações de mineralização do resíduo picado e incorporado ao solo pelo aumento do contato com o solo, potencializando sua maior degradação, quando comparado com a obtida no resíduo disposto na superfície do solo. Paula et al. (2013) encontrou, no entanto, valores maiores de  $FMCO_{fo}$  e  $FMNO$  para o lodo anaeróbico que foi disposto superficialmente do que quando ele foi disposto incorporado solo.

Esses autores observaram que embora a mesma proporção de N tenha sido aplicada superficialmente, via resíduos, esse elemento químico ficou mais concentrado, o que facilitou a degradação do resíduo.

Com base nos resultados obtidos monitorando-se o  $CO_T$  nos materiais em degradação, as frações de mineralização do LD, LND-F, LND-Ca e LND-Co, quando dispostos superficialmente no solo, depois de 131 dias de degradação, foram de 99,9%, 96,7%, 97,3% e 84,2%, respectivamente. Quando incorporados ao solo, na mesma ordem, as frações de mineralização foram de 71,6%, 93,8%, 85,7% e 90,0%.

Monitorando-se o  $CO_{f0}$  nos materiais em degradação, as frações de mineralização do LD, LND-F, LND-Ca e LND-Co, quando dispostos superficialmente no solo, depois de 131 dias de degradação, foram de 99,8%, 95,2%, 98,1% e 87,7%, respectivamente. Quando incorporados ao solo, na mesma ordem, as frações de mineralização foram de 91,1%, 82,1%, 93,0% e 87,4%. Monitorando-se o NO as frações de mineralização do LD, LND-F, LND-Ca e LND-Co, quando dispostos superficialmente no solo, depois de 131 dias de degradação, foram de 88,0%, 84,7%, 88,0% e 91,8%, respectivamente. Quando incorporados ao solo, na mesma ordem, as frações de mineralização foram de 63,1%, 71,5%, 65,9% e 97,6%.

Para confirmar o que foi observado nas curvas ajustadas apresentadas nas Figuras 12 a 35, e que foi observado anteriormente nas Figuras 6 a 11, que a mineralização foi maior nos primeiros 40 dias de monitoramento, foram calculadas a partir das equações ajustadas as frações de mineralização do  $CO_T$ ,  $CO_{f0}$  e NO para 40, 131 e 365 dias de degradação.

**Tabela 14.** Frações de mineralização do CO<sub>T</sub> dos resíduos incorporados e aplicados superficialmente, calculados utilizando-se as equações ajustadas, para diferentes dias de monitoramento do processo.

Tipo de lodo	Forma de aplicação	40 dias		131 dias		365 dias	
		CO <sub>m</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	FMCO <sub>Taj</sub> <sup>(2)</sup> (%)	CO <sub>m</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	FMCO <sub>Taj</sub> <sup>(2)</sup> (%)	CO <sub>m</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	FMCO <sub>Taj</sub> <sup>(2)</sup> (%)
Digerido (LD)	Incorporado	0,81	64,1	1,22	96,5	1,26	100,0
	Superficial	7,03	73,8	9,41	98,8	9,53	100,0
Lodo não digerido/FBP (LND-F)	Incorporado	0,64	48,9	1,17	88,9	1,31	99,8
	Superficial	5,61	49,9	10,07	89,6	11,21	99,8
Lodo não digerido e caleado (LND-Ca)	Incorporado	0,73	72,3	0,99	98,5	1,00	100,0
	Superficial	20,23	61,6	31,43	95,6	32,86	100,0
Lodo não digerido e compostado (LND-Co)	Incorporado	0,75	63,8	1,14	96,4	1,18	100,0
	Superficial	6,49	32,4	14,47	72,3	19,45	97,2

(2)FMCO<sub>aj</sub> = 100 x (CO<sub>m</sub>/CO<sub>o</sub>)

**Tabela 15.** Frações de mineralização do CO<sub>f0</sub> dos resíduos incorporados e aplicados superficialmente, calculados utilizando-se as equações ajustadas, para diferentes dias de monitoramento do processo.

Tipo de lodo	Forma de aplicação	40 dias		131 dias		365 dias	
		CO <sub>m</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	FMCO <sub>f0aj</sub> <sup>(2)</sup> (%)	CO <sub>m</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	FMCO <sub>f0aj</sub> <sup>(2)</sup> (%)	CO <sub>m</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	FMCO <sub>f0aj</sub> <sup>(2)</sup> (%)
Digerido (LD)	Incorporado	0,59	76,2	0,77	99,1	0,78	100,0
	Superficial	3,48	93,7	3,72	100,0	3,72	100,0
Lodo não digerido/FBP (LND-F)	Incorporado	0,58	90,8	0,64	100,0	0,64	100,0
	Superficial	2,80	58,4	4,52	94,3	4,79	100,0
Lodo não digerido e caleado (LND-Ca)	Incorporado	0,74	76,3	0,96	99,1	0,97	100,0
	Superficial	13,71	69,4	19,35	97,9	19,75	100,0
Lodo não digerido e compostado (LND-Co)	Incorporado	0,46	58,5	0,74	94,4	0,78	100,0
	Superficial	5,81	66,9	8,46	97,3	8,69	100,0

<sup>(2)</sup>FMCO<sub>aj</sub> = 100 x (CO<sub>m</sub>/CO<sub>0</sub>)

**Tabela 16.** Frações de mineralização do NO dos resíduos incorporados e aplicados superficialmente, calculados utilizando-se as equações ajustadas, para diferentes dias de monitoramento do processo.

Tipo de lodo	Forma de aplicação	40 dias		131 dias		365 dias	
		NO <sub>m</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	FMNOaj <sup>(2)</sup> (%)	NO <sub>m</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	FMNOaj <sup>(2)</sup> (%)	NO <sub>m</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	FMNOaj <sup>(2)</sup> (%)
Digerido (LD)	Incorporado	193,80	44,5	372,39	85,4	433,90	99,5
	Superficial	1985,90	77,0	2559,31	99,2	2580,38	100,0
Lodo não digerido/FBP (LND-F)	Incorporado	223,50	54,7	378,02	92,5	408,25	99,9
	Superficial	1250,54	41,3	2500,30	82,5	3007,48	99,2
Lodo não digerido e caleado (LND-Ca)	Incorporado	160,78	51,9	281,58	90,9	309,36	99,9
	Superficial	8532,75	33,2	18836,45	73,4	25030,16	97,5
Lodo não digerido e compostado (LND-Co)	Incorporado	557,99	66,6	814,94	97,2	838,05	100,0
	Superficial	4833,07	86,8	5561,50	99,9	5568,86	100,0

<sup>(2)</sup>FMCOaj = 100 x (CO<sub>m</sub>/CO<sub>0</sub>)

Verifica-se, com base nos dados apresentados nas Tabelas 14, 15 e 16 que, aos 40 dias de monitoramento todos os lodos, independente da sua forma de disposição, apresentaram frações de mineralização mais da metade das frações de mineralização obtidas no final do monitoramento, sendo as  $FMCO_{foaj}$  nos 40 dias maiores do que as  $FMCO_{Taj}$  e  $FMNO_{aj}$ , ou seja, a concentração de  $CO_{fo}$  diminuiu mais rapidamente do que as de  $CO_T$  e  $NO$ , ao final de 40 dias.

Boeira (2009) encontrou valores de fração de decomposição do CO do lodo de esgoto entre 12 e 19%, para lodos de duas estações de tratamento. Andrade (2004), ao estudar a cinética de mineralização de cinco lodos de esgoto que sofreram diferentes tratamentos, em dose correspondente a  $40 \text{ Mg ha}^{-1}$ , encontrou FM entre 7 e 22%, ambos para estudos feitos em laboratório, valores esses inferiores aos encontrados nesse estudo. Em outro estudo, Boeira et al. (2002), ao quantificarem, em laboratório, o potencial de mineralização de N orgânico num Latossolo Vermelho distroférico, tratado com dois lodos de esgoto anaeróbios, um de origem estritamente urbana e outro com presença de despejos industriais, obtiveram fração de mineralização potencial do N orgânico dos lodos estimada em 31%. No presente trabalho, para materiais semelhantes, a fração de mineralização foi maior que 63% para o período de 131 dias de monitoramento.

Moretti et al. (2013), ao analisarem a fração de mineralização de um composto produzido a partir da mistura de lodo de esgoto sanitário digerido anaerobiamente e um digerido aerobiamente com resto de poda de árvore, em laboratório, incorporado ao solo na dose de  $14,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ , obteve fração de mineralização do nitrogênio orgânico ajustada de 11,7%, após 147 dias de incubação, valor muito inferior ao encontrado no presente estudo que foi igual a 97,2% e 99,9% para o LND-Co disposto na forma incorporada e na superfície do solo, respectivamente, numa dose igual a  $13,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ .

Verifica-se também que, para estimativas das frações de mineralização em 365 dias, são obtidos valores superiores a 97 %, qualquer que seja o referencial utilizado ( $CO_T$ ,  $CO_{fo}$  e  $NO$ ) e a forma de disposição do

resíduo orgânico no solo. Os resultados obtidos contrariam o que está estabelecido na Resolução CONAMA 375/2006, na qual está informado que devem ser consideradas frações de mineralização de 40%, 30%, 20% e 10%, respectivamente para lodo caledado, digerido aerobiamente, digerido anaerobiamente e compostado, independente da forma de sua disposição no solo.

Em diversos estudos realizados no Brasil de quantificação da degradação de lodo de esgoto foram encontrados valores superiores aos estabelecidos na legislação. Pereira (2013) observou que os valores estimados de  $K_c$  para o resíduo incorporado e disposto superficialmente, em condição de campo, foram em torno de, respectivamente, 30 e 20 vezes maiores que os valores de  $K_c$  do resíduo incorporado e disposto superficialmente, em condição de laboratório. Já em relação ao  $K_n$ , estimou-se que o resíduo incorporado e disposto superficialmente em condição de campo foi, respectivamente, cerca de 3,2 e 1,6 vezes maior que o incorporado e disposto superficialmente, em condição de laboratório.

Tanto os resultados observados por Pereira (2013) como os estimados neste estudo se devem à ocorrência, em condição de campo, de vários fatores, tais como: maior volume de solo em contato com os resíduos; ser o sistema aberto, o que possibilita um livre escoamento de solutos entre os meios, e maior interação do resíduo com o ambiente, possibilitando que os meso-organismos do solo (insetos, artrópodes) também atuem no processo de decomposição; além das condições edafo-climáticas como pluviosidade e radiação solar. Com base nisso, entende-se a necessidade de se estimar as frações de mineralização dos resíduos orgânicos em campo, uma vez que em laboratórios tais frações não condizem com a realidade.

## 6. CONCLUSÕES

Conclui-se com o presente trabalho que:

- Com base nos coeficientes de mineralização e frações de mineralização do  $CO_T$ ,  $CO_{fo}$  e  $NO$ , recomenda-se que o lodo sanitário quando digerido anaerobiamente seja disposto na superfície do solo e o lodo não digerido e caleado seja incorporado ao solo;
- Recomenda-se que os valores de fração de mineralização de lodo de esgoto sanitário submetido a diferentes formas de tratamento, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 375/2006, sejam revistos, sugerindo-se considerar o valor de 97%, independente da forma de disposição no solo.

## 7. REFERÊNCIAS

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

ANDREOLI, C.V. Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agrossistema. (Tese de Doutorado) Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 278p., 1999.

ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. Gestão pública do uso agrícola do lodo de esgoto. In: Impacto ambiental do uso do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p.281-312, 2000.

ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M.; FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. DESA/UFMG, SANEPAR. v. 6, p.319-395, 2001.

ANDREOLI, C.V.; TAMANIN, C.R.; HOLSBACH, B.; PEGORINI, E.S.; NEVES, P.S. Uso de lodo de esgoto na produção de substrato vegetal. In: biossólidos - alternativas de uso de resíduos do saneamento. Rio de Janeiro: Editora ABES, 398p., 2006.

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; FONSECA, I. C. B. Avaliações de propriedades físicas de um latossolo vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por dois anos consecutivos. Sanare, Curitiba, v.17, n.17, p.94-101, 2002.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 685p., 2012.

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

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguaringa: Embrapa Meio Ambiente, 312 p., 2000.

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

BOEIRA, R.C. Uso de Lodo de Esgoto como Fertilizante Orgânico: Disponibilização de Nitrogênio em Solo Tropical. Comunicado Técnico 12- EMBRAPA. Jaguariúna, SP. Abril, 3 p., 2004.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; MAXIMILIANO, V. C. B. Emissão de C-CO<sub>2</sub> em amostras de Latossolo tratadas com lodos de esgoto. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento nº 53, EMBRAPA-Meio Ambiente. 20 p., 2009.

CAVALLARO, N.; PADILLA, N.; VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. *SoilSci.*, v.156, p.63-70, 1993.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS-CFSEMG. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. 5<sup>a</sup>. aproximação, 359 p., 1999.

CORRÊA, R. S.; FONSECA, Y.M. F.; CORRÊA, A.S. Produção de biossólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.* vol.11 no.4 Campina Grande Jul/Ago. 2007.

COSTA, W.A.J.M.D.; SANGAKKARA, U.R. Agronomic regeneration of soil fertility in tropical Asian smallholder uplands for sustainable food production. *Journal of Agricultural Science*, v.144, p.111-133, 2006.

FERNANDES, F.; ANDRAUS, S.; ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P.; BORGES, J.C.; MEDEIROS, M.L.B. Eficiência dos processos de desinfecção do lodo da ETE-Belém com vistas ao seu uso agrícola. *Sanare*, Curitiba, v.5, n.5, p.68-75, 1996.

FERNANDES, S.A.P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. In: ARMENTA, R.; VACA, R.; LUGO, J.; DEL AGUILA, P. Microbiological and biochemical properties of an agricultural mexican soil amended with sewage sludge. *R. Bras. Ci. Solo*, 36: p.1646-1655, 2012.

FIA, R.; MATOS, A. T.; AGUIRRE, C. I. Características químicas de solo adubado com doses crescentes de lodo de esgoto caledado. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa, MG, v.13, n.4, p.287-299, Out./Dez., 2005

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

GARCÍA-GIL, J.C.; PLAZA, C.; SENESI, N.; BRUNETTI, G.; POLO, A. Effects of sewage sludge amendment on humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil. In: ARMENTA, R.; VACA, R.; LUGO, J.; DEL AGUILA, P. Microbiological and biochemical properties of an agricultural mexican soil amended with sewage sludge. *R. Bras. Ci. Solo*, 36: p.1646-1655, 2012.

GODOY, L. C. A logística na destinação do lodo de esgoto. *Revista Científica On-line Tecnologia – Gestão – Humanismo*. Faculdade de Tecnologia de Guaratinguetá, Revista v.2, n.1 – novembro, p.79-90, 2013.

HECK, K.; DE MARCO, E. G.; HAHN, A. B. B.; KLUGE, M.; SPILKI, F. R.; VAN DER SAND, S. T. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental, v.17, n.1, p.54–59, 2013.

KUMMER, A. C. B. Efeito de efluente de esgoto tratado e lodo de esgoto compostado no solo e nas culturas de trigo e soja. Botucatu, 2013. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista. Botucatu, SP. 194 p., 2013.

PAULA, J. R. Mineralização de resíduos orgânicos no solo em condição de campo. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 81 p., 2012.

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

LUDUVICE, M. Processos de estabilização de lodos. In: Lodos de Esgotos – Tratamento e Disposição Final. Rio de Janeiro: ABES, 484 p., 2001.

MALTA, T. S. Aplicação de lodos de estações de tratamento de esgotos na agricultura: estudo do caso do município de Rio das Ostras – RJ. [Mestrado] Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública; 68p., 2001.

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

MATOS, A.T. Poluição Ambiental - Impactos no Meio Físico. Viçosa: Imprensa Universitária, UFV, 260p., 2010.

MATOS, A.T. Qualidade do meio físico - Práticas de laboratório. Viçosa: Imprensa Universitária, UFV, 150p., 2012.

MATOS, M. P.; MATOS, A.T. Dose de cal hidratada e características químicas de um lodo de esgotodoméstico submetido à caleação. Engenharia na agricultura, viçosa - mg, V.20 N.4, Jul / Ago 2012.

MATOS, A. T. Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos. Viçosa, MG: Editora UFV, 241 p., 2014.

MELFI, A. J., MONTES, C. R. Impacto dos biossólidos sobre o solo. In: TSUTIYA et al. Biossólidos na Agricultura. São Paulo: SABESP, 2001.

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

METCALF, EDDY. Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse. New York: Ed. McGraw-Hill, 1334p.,2002.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Aplicação do método de mineralização de nitrogênio com lixiviação para solo tratado com lodo de esgoto e composto orgânico. R. Bras. Ci. Solo, 37:622-631, 2013.

NUVOLARI, A. Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. 2ª ed. São Paulo: Blucher, 565p., 2011.

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

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. R. Bras. Ci. Solo, 37:1729-1741, 2013.

PEDROZA, M.M.; VIEIRA, G. E. G.; DE SOUSA, J. F.; PICKLER, A. C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C. C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – Uma Revisão. Revista Liberato, Novo Hamburgo, v. 11, n. 16, p. 89-188, jul/dez. 2010.

PEREIRA, M. S. Mineralização do resíduo da pupunheira em condições de campo e laboratório. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 89p., 2013.

PEREIRA NETO, J.T. Manual de compostagem: processo de baixo custo. Viçosa: Imprensa Universitária, UFV, 81p.,2011.

ROGERS, B. F.; KROGMANN, U.; BOYLES, L. S. Nitrogen mineralization rates of soil amended with nontraditional organic wastes. In: BOEIRA, R.C.; MAXIMILIANO, V.C.B. Fração de mineralização de nitrogênio obtida por incubação anaeróbia de lodos de esgoto em solo argiloso. Rev. Cient. Rural-URCAMP, Bagé-RS, v.13, n.1, p.161-169. Agosto, 2011.

STANFORD G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potential of soils. Soil Science Society of American, Madison, v.36, p:465-472, 1972.

SIMONETI, M. F. Inativação térmica de ovos de helmintos em água e biossólido digerido. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. São Paulo, 251p., 2006.

TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (Eds.). Biossólidos na agricultura. São Paulo, SABESP, Escola Politécnica –USP, ESALQ, UNESP, p. 133-180, 2001.

VAN HAANDEL, A.C.; ALEM SOBRINHO, P. Produção, composição e constituição de esgoto. In: Biossólidos – Alternativas de Uso de Resíduos de Saneamento. Rio de Janeiro: ABES, 417p.,2006.

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

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3ª edição revisada, Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 452 p., 2009.

WONG, J.W.C.; FANG, M. Effects of lime addition on sewage sludge composting process. Water Research, n.34, p.3691-3698, 2000.