

MAGNO DOS SANTOS PEREIRA

**MINERALIZAÇÃO DO RESÍDUO DA PUPUNHEIRA EM CONDIÇÕES DE  
CAMPO E LABORATÓRIO**

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  
2013

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

T

P436m  
2013

Pereira, Magno dos Santos, 1988-

Mineralização do resíduo da pupunheira em condições de campo e laboratório / Magno dos Santos Pereira. – Viçosa, MG, 2013.

xii, 79 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 71-79.

1. Resíduos orgânicos. 2. Resíduos de cultivos agrícolas.  
3. Pupunheira. 4. Biodegradação. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 631.86

MAGNO DOS SANTOS PEREIRA

**MINERALIZAÇÃO DO RESÍDUO DA PUPUNHEIRA EM CONDIÇÕES DE  
CAMPO E LABORATÓRIO**

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: 10 de julho de 2013.

---

Prof. Mauro Aparecido Martinez

---

Prof<sup>a</sup>. Paola Alfonsa V. Lo Monaco

---

Prof. Antonio Teixeira de Matos  
(Orientador)

À Deus.

Aos meus pais, José Francisco Pereira e Maria Carolina dos Santos Pereira.

À minha irmã, Naiara dos Santos Pereira e a todos meus amigos e familiares.

## O construtor de pontes

Um velho solitário seguindo pela estrada Chegou  
naquela noite fria e desolada A um precipício, vasto,  
profundo e imenso, Pelo qual fluía um rio tão denso.

À luz do crepúsculo o velho atravessou. O denso  
fluxo da torrente não o intimidou. Voltou-se ao  
chegar ao outro lado, com a certeza De construir uma  
ponte sobre tal profundidade.

"Velho", disse um peregrino que passava ali,  
"P, desperdício o esforço de cá construir. Tua  
jornada finda quando finda o dia, Mas nunca  
voltarás a esta cercania. Cruzaste o abismo -  
qual é o caso De construir uma ponte em pleno  
ocaso?

Operoso, o velho disse, erguendo a fronte:  
"Bom amigo, a razão de construir a ponte É  
que, depois de minha travessia triunfante, Há  
de seguir-me um jovem ou infante. O abismo  
que admirei com maravilha Pode revelar-se a  
ele como armadilha. Mas é importante que  
atravesse o precipício. Bom amigo, é por ele  
que faço tal sacrifício.

(Will Alien Dromgoole)

## **AGRADECIMENTOS**

A Universidade Federal de Viçosa, por todo suporte fornecido durante minha graduação e pós-graduação.

Ao Departamento de Engenharia Agrícola e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais), pela oportunidade de realizar esta capacitação.

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

Ao professor orientador Antonio Teixeira de Matos, pelos ensinamentos, pelo incentivo e pela confiança.

Aos professores conselheiros Prof. Delly Oliveira Filho, Prof<sup>a</sup>. Lêda Rita D'Antonino Faroni e Prof. Rubens Alves de Oliveira pelas ideias e pelos ensinamentos durante a fase planejamento do trabalho.

Aos membros da banca de defesa de dissertação, Prof. Mauro Aparecido Martinez e Prof<sup>a</sup>. Paola Alfonsa Vieira Lo Monnaco pelas críticas e sugestões para o aprimoramento deste trabalho.

A todos os professores das disciplinas cursadas que muito contribuíram para minha formação.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, Simão e Délio pela colaboração e orientações transmitidas.

A todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram para realização deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

## **BIOGRAFIA**

MAGNO DOS SANTOS PEREIRA, filho de José Francisco Pereira e Maria Carolina dos Santos Pereira, nasceu em 7 de março de 1988, em Ubá, MG.

Em 2006, iniciou o curso de Engenharia Agrícola e Ambiental na Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa-MG, graduando-se em junho de 2011.

Em agosto de 2011, 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, submetendo-se à defesa da dissertação em 10 de julho de 2013.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO .....</b>	<b>IX</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>XI</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>5</b>
<b>2.1. Objetivo geral .....</b>	<b>5</b>
<b>2.2. Objetivos específicos .....</b>	<b>5</b>
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>6</b>
<b>3.1. Consumo de palmito no Brasil e cultivo da pupunheira .....</b>	<b>6</b>
3.1.1. Palmito.....	6
3.1.2. Pupunheira.....	7
<b>3.2. Composição química dos resíduos da Pupunheira.....</b>	<b>9</b>
<b>3.3. Geração de Resíduos .....</b>	<b>10</b>
<b>3.4. Destinação final dos resíduos orgânicos .....</b>	<b>11</b>
3.4.1. Aproveitamento agrícola .....	13
3.4.1.1. Definição da dose de resíduo a ser aplicada no solo .....	15
<b>3.5. Método Respirométrico .....</b>	<b>16</b>
<b>3.6. Dinâmica da decomposição de resíduos orgânicos .....</b>	<b>18</b>
3.6.1. Modelos de mineralização do material orgânico .....	18
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>24</b>
<b>4.1. Local do Experimento.....</b>	<b>24</b>
<b>4.2. Obtenção e caracterização qualitativa do resíduo.....</b>	<b>24</b>
<b>4.3. Preparo e caracterização das amostras .....</b>	<b>25</b>
<b>4.4. Dose de aplicação do resíduo.....</b>	<b>26</b>
<b>4.5. Delineamento experimental .....</b>	<b>27</b>

<b>4.6. Experimento de Campo .....</b>	<b>27</b>
<b>4.7. Experimento de laboratório .....</b>	<b>30</b>
<b>4.8. Obtenção dos coeficientes de degradação.....</b>	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<b>4.9. Obtenção das frações mineralizadas.....</b>	<b>33</b>
4.9.1. Método 1 .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
4.9.2. Método 2 .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
4.9.3. Método 3 .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>38</b>
<b>5.1. Quantidade de resíduos gerados .....</b>	<b>38</b>
<b>5.2. Caracterização do resíduo.....</b>	<b>39</b>
<b>5.3. Experimento de Campo. ....</b>	<b>41</b>
5.3.1. Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável e de nitrogênio inorgânico no solo/resíduo durante o período de monitoramento. .....	42
5.3.2. Cinética de mineralização do carbono orgânico e do nitrogênio orgânico no solo/resíduo, durante o período de monitoramento. ....	48
5.3.3. Relação C/N durante o período de monitoramento para o resíduo incorporado e disposto na superfície do solo.....	56
<b>5.4. Experimento de Laboratório.....</b>	<b>57</b>
5.4.1. Concentração de carbono emanado na forma de CO <sub>2</sub> e de nitrogênio inorgânico (N <sub>ino</sub> ) no solo/resíduo durante o período de monitoramento. ....	57
5.4.2. Cinética de mineralização do carbono orgânico e do nitrogênio orgânico no solo/resíduo durante o período de monitoramento.....	61
<b>5.5. Avaliação e comparação do experimento de campo e laboratório. .....</b>	<b>67</b>
<b>6. CONCLUSÕES.....</b>	<b>69</b>

<b>7. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>71</b>
-----------------------------	-----------

## RESUMO

PEREIRA, Magno dos Santos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2013. **Mineralização do resíduo da pupunheira em condições de campo e laboratório.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientador: Alisson Carraro Borges.

Objetivou-se, neste trabalho, estimar a quantidade e a proporção de resíduos gerados na extração e beneficiamento do palmito de pupunha, na forma minimamente processada, e, também, monitorar e modelar o processo de decomposição e mineralização do carbono (CO) e nitrogênio orgânico (NO) dos resíduos, em condição de campo e laboratório, e em duas formas de aplicação: com incorporação ou em disposição superficial no solo. 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. Outra parte do experimento foi conduzida no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do mesmo departamento. A produtividade média anual estimada de resíduos foi de 19 t ha<sup>-1</sup>, sendo 12,5 t ha<sup>-1</sup> de bainhas, 6,6 t ha<sup>-1</sup> de bases e 0,57 t ha<sup>-1</sup> de pontas. Para o acompanhamento do processo de mineralização dos resíduos, os mesmos foram misturados nas respectivas proporções em que foram gerados e incubados no campo e no laboratório durante 112 dias, período no qual foram retiradas amostras para análise de carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>f0</sub>), nitrogênio total (N<sub>T</sub>), amoniacal e nítrico, no material do experimento de campo e amostras de carbono na forma de CO<sub>2</sub>, nitrogênio amoniacal e nítrico, no material do experimento de laboratório. No campo, a fração mineralizada média, obtida ao final do período de incubação, no resíduo incorporado foi de 96,5%. A fração mineralizada média obtida no resíduo disposto na superfície do solo, ao final do período de incubação, foi de 79%. Os coeficientes de mineralização e disponibilização do resíduo, obtidos pelo ajuste das equações de degradação, para as condições de campo, quando ele foi incorporado, foram 0,1498 d<sup>-1</sup>, para o CO, e 0,1050 d<sup>-1</sup>, para o NO. No que se refere ao resíduo disposto na superfície, eles foram de 0,0546 d<sup>-1</sup>, para o

CO, e  $0,0456 \text{ d}^{-1}$ , para o  $\text{N}_{\text{ino}}$ . No experimento em condições de laboratório, os coeficientes de mineralização do resíduo incorporado foram de  $0,0050 \text{ d}^{-1}$ , para o CO, e  $0,0369 \text{ d}^{-1}$ , para o NO, enquanto que no resíduo disposto na superfície do solo eles foram de  $0,0030 \text{ d}^{-1}$ , para o CO, e  $0,0281 \text{ d}^{-1}$ , para o NO. Com base nos dados obtidos, pôde-se notar que a degradação do resíduo é mais intensa em condição de campo que em laboratório e que a incorporação do resíduo acelerou a degradação nas duas condições. Os métodos utilizados para a estimativa dos coeficientes e frações de mineralização do CO e disponibilização do  $\text{N}_{\text{ino}}$ , em condição de laboratório, geraram resultados condizentes com os obtidos na condição de campo, contudo subestimaram consideravelmente os valores obtidos.

## ABSTRACT

PEREIRA, Magno dos Santos, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2013. **Mineralization of residue of peach palm in the field and laboratory.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-adviser: Alisson Carraro Borges.

The objective of this work was to estimate the amount and proportion of residues generated in the extraction and processing of peach palm palmetto, minimally processed, and also monitor and model the process of decomposition and mineralization of organic carbon (CO) and nitrogen (NO) of the residues, in field and laboratory conditions, and two forms of disposition: Incorporated or applied superficially on the soil. The field experiment has been conducted in Inceptisol oxic (TD), at the Experimental area of Treatment of Urban Waste, from the Department of Agricultural Engineering, Federal University of Viçosa-MG. Another part of the experiment has been conducted at the Laboratory of Soil and Solid Waste in the same department. The estimated average annual of residues was 19 t ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, with 12.5 t ha<sup>-1</sup> of sheaths, 6.6 t ha<sup>-1</sup> of basis and 0.57 t ha<sup>-1</sup> of ends. To monitor the process of mineralization of the residues, they were mixed in the proportions in which they were generated and incubated in the field and in the laboratory for 112 days, during which samples were taken for analysis of easily oxidizable organic carbon (CO<sub>fo</sub>), nitrogen Total (N<sub>T</sub>), ammonium and nitrate, performed for the field experiment and samples of carbon as CO<sub>2</sub>, ammonium and nitrate, performed for the laboratory experiment. In the field, the average mineralization fraction at the end of the incubation period, to the incorporated residue in the soil, has been 96.5%. The mineralization fraction of the residue disposed on the soil surface at the end of the incubation period, has been 79%. The mineralization and availability coefficients of the residue, obtained by fitting the equation of degradation, to field conditions, when incorporated, were 0.1498 d<sup>-1</sup> to CO and 0.1050 d<sup>-1</sup> to N<sub>ino</sub>. With regard to residue disposed on the surface, they were 0.0546 d<sup>-1</sup> to CO and 0.0456 d<sup>-1</sup> to N<sub>ino</sub>. In the experiment under laboratory conditions, the coefficient of mineralization of the incorporated residue were 0.0050 d<sup>-1</sup> to

CO and  $0.0369 \text{ d}^{-1}$  for NO, whereas to the residue disposed on the soil surface they were  $0.0030 \text{ d}^{-1}$  to CO and  $0.0281 \text{ d}^{-1}$  to  $\text{N}_{\text{ino}}$ . Based on data obtained, it was noted that the residue degradation is more intense under field conditions than in the laboratory and that the incorporation of the residue hasten the processes to both conditions. The methods used to estimate the coefficients and fractions of mineralization of CO and availability of  $\text{N}_{\text{ino}}$ , in laboratory conditions, have generated results consistent with those obtained in field conditions, but considerably underestimated the values obtained.

# 1. INTRODUÇÃO

O cultivo do palmito e, especialmente, do palmito de pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth) vem crescendo em todas as regiões brasileiras, sendo que, no ano de 2002, foi estimada uma área plantada de 4.913 ha somente na região Sudeste, com destaque para o estado de São Paulo, o maior produtor, com 73% da área total (RODRIGUES; DURIGAN, 2007).

A produtividade do palmito de pupunheira, em cultivo irrigado, pode variar de 3 a 4 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (BOVI; CANTARELLA, 1996), sendo que a quantidade de resíduos produzida varia com a época de corte das hastes, das quais é extraído o palmito, podendo chegar a uma produtividade anual de até 100 t ha<sup>-1</sup> de resíduos (folhas, caule, bainha, ponta e base), segundo Alves Jr. et al. (1999).

Conceitualmente, é fundamental que se considere a disposição e não o descarte dos resíduos, sendo que dentro das opções de disposição, a reutilização de resíduos é, sem dúvida, a opção mais interessante sob o ponto de vista econômico, ambiental e, muitas vezes, social. A reciclagem de resíduos representa um benefício inquestionável devido à minimização do problema ambiental causado pelo seu descarte inadequado (PIRES; MATTIAZZO, 2008).

A aplicação de subprodutos ou resíduos orgânicos de origem agrícola, urbana ou industrial como fonte de nutrientes para as plantas em solos agrícolas é uma das formas de aproveitamento mais promissoras desses materiais, pois aumenta a fertilidade do solo, melhorando suas características físicas e químicas e propriedades físico-químicas, além de proporcionar aumento na atividade microbiana (BRADY; WEIL, 2002).

A disposição de resíduos orgânicos no solo, como fonte de nutrientes para as culturas agrícolas, tem sido utilizada em vários países, a mais de 20 anos (SAITO, 2007), estando a sua utilização fundamentada na decomposição após sua aplicação no solo. Em solos tropicais e subtropicais altamente intemperizados, a matéria orgânica tem grande importância no fornecimento de nutrientes às culturas, na retenção de cátions, na complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes, na estabilidade da estrutura, na infiltração e retenção de água, na aeração e na atividade e

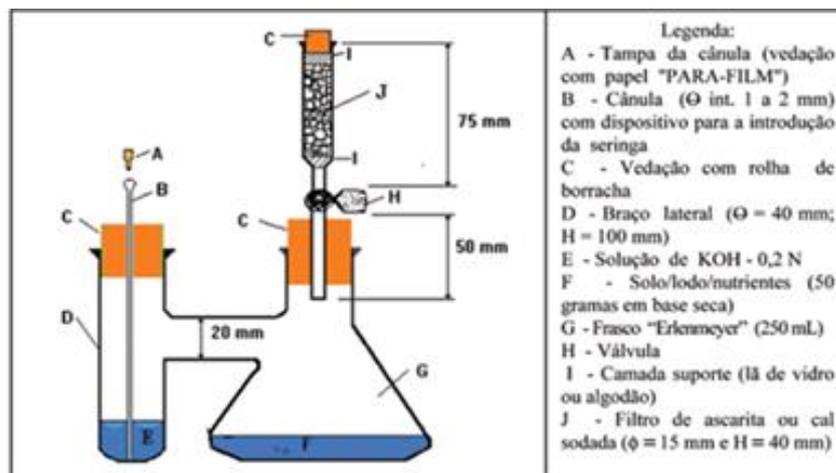
diversidade microbiana do solo, constituindo, assim, um componente fundamental da sua capacidade produtiva (STEVENSON, 1994).

A prática da disposição no solo exige, no entanto, constante monitoramento da disponibilização e acúmulo de nutrientes no solo. Numerosos estudos têm sido conduzidos para investigar o efeito da aplicação de resíduos orgânicos nas características físicas, químicas e físico-químicas (ABU-ZREIG; AL-WIDYAN, 2002) e biológicas do solo (KANAZAWA et al., 1988; FIORETTO et al., 2001), além de rendimento das culturas desenvolvidas em solos fertilizados com esses resíduos (SUZUKI et al., 2001; COOPERBAND et al., 2003). O uso de resíduos em quantidades acima da capacidade de suporte do solo ou da necessidade das culturas pode gerar, no entanto, problemas ambientais associados às perdas de nitrogênio, aumento na população de patógenos e vetores e da concentração de metais pesados do solo (SILVA et al., 2001; 2006), ou, ainda, acidificar (BOEIRA; SOUZA, 2007) ou salinizar solos agrícolas (OLIVEIRA et al., 2002).

A taxa de disponibilização dos nutrientes ou de mineralização do resíduo orgânico é influenciada por fatores ambientais como temperatura, pH, conteúdo de água e, em grande parte, pelas características do resíduo orgânico, as quais afetam as comunidades microbianas do solo (LINDSAY, 1979). O conhecimento dessas características contribui para a previsão do comportamento do resíduo no solo, possibilitando a definição de referenciais úteis para o estabelecimento de doses máximas a serem aplicadas aos solos. Pode-se, então, pensar na quantificação e no uso de alguns compostos orgânicos ou, índices calculados a partir deles, para previsão da sua degradação no solo, reduzindo custos, facilitando o acesso à informação e, conseqüentemente, ao seu uso agrícola (ANDRADE et al., 2006).

Os coeficientes de degradação do carbono e nitrogênio orgânicos podem ser obtidos em condições de laboratório. Nesse caso, tem sido comum a utilização do respirômetro de Bartha, conforme apresentado na Figura 1, e que, segundo a ABNT (1999), pode ser utilizado tanto para avaliar a degradabilidade de resíduos em solo, como para inferir sobre as condições de manejo de sistemas de tratamento de resíduos em solos sob condições controladas de temperatura e conteúdo de água. Amostras da

mistura de solo mais resíduo e somente solo (controle) podem ser incubadas utilizando o respirômetro de Bartha, em condições de laboratório, por períodos variáveis de 60 a 90 dias, sendo medida, periodicamente, a quantidade de carbono emanada na forma de CO<sub>2</sub> (C-CO<sub>2</sub>) (VANEGAS CHÁCON, 2006; BOEIRA et al., 2009).



**Figura 1.** Esquema do Respirômetro de Bartha.

**Fonte:** ABNT (1999)

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

A falta de dados sobre a prática de disposição dos resíduos da produção do palmito no solo, especialmente da espécie pupunheira, atividade crescente no Brasil, justifica o incentivo a pesquisas que visam o estabelecimento de critérios tecnicamente adequados, que atendam às necessidades das culturas e a preservação da qualidade do solo e dos mananciais de água superficial e subterrânea, em áreas de disposição final desses resíduos.

Embora se saiba que medições dos coeficientes de mineralização de resíduos e da disponibilização de nutrientes, em condições de campo, sejam essenciais devido à maior representatividade da realidade dos processos que se desenvolvem nessa prática, o uso de respirômetros para a medição em laboratório da biodegradabilidade de resíduos orgânicos no solo tem sido vastamente utilizado em muitos estudos dessa natureza. Isso decorre da facilidade na obtenção dos dados e maior controle sobre as condições do processo de degradação. No entanto, questiona-se se o uso de respirômetros, em laboratório, possa ser uma ferramenta adequada para avaliação do processo de degradação dos resíduos da pupunheira, comparativamente às condições ambientais existentes em campo.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

Estimar os coeficientes de mineralização do resíduo da pupunheira, gerado na extração do palmito, em duas formas de disposição no solo e comparar os métodos utilizados para a avaliação da mineralização do resíduo em condição de campo e laboratório.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Monitorar a dinâmica do carbono e nitrogênio orgânico durante o processo de mineralização do resíduo orgânico da pupunheira, em condições de campo e laboratório e, também, ajustar modelo matemático de cinética de primeira ordem para representação dos processos;
- Investigar o efeito da forma de disposição (incorporada ou superficial) nos coeficientes de mineralização e na fração mineralizada do CO e NO do resíduo orgânico da pupunheira;
- Avaliar os métodos e a influência das condições ambientais (campo e laboratório) na quantificação dos coeficientes de mineralização e na fração mineralizada do CO e NO do resíduo orgânico da pupunheira.

## 3. REVISÃO DE LITERATURA

### 3.1. Consumo de palmito no Brasil e cultivo da pupunheira

#### 3.1.1. Palmito

O palmito, como alimento, é utilizado há bastante tempo pelos povos primitivos de regiões tropicais. Seu uso na alimentação, tanto na forma *in natura* como industrializada, em conserva, generalizou-se em todo o Brasil, tornando-se um hábito popular, podendo ser encontrado tanto nas casas de produtos hortícolas, como em supermercados e casas comerciais especializadas em produtos alimentícios em geral (EMBRAPA, 2003).

O Brasil caracteriza-se por ser o maior produtor, consumidor e exportador de palmito do mundo, com cerca de 90% da produção (95.000 t) consumida no mercado interno e o restante destinado à exportação (TEIXEIRA et al., 1996), o que constitui 70% do mercado mundial. O palmito é produzido, sobretudo, na Amazônia, a partir de grandes populações nativas de açai (*Euterpe oleracea*), que crescem nas várzeas do Rio Solimões/Amazonas e seus afluentes. Outra parte dessa produção é advinda da juçara (*Euterpe edulis*), palmeira solteira que ocorre nas regiões litorâneas e serranas da Mata Atlântica, nos estados de Santa Catarina, Paraná e, principalmente, São Paulo (CLEMENT, 1991).

No entanto, a exploração predatória dessas espécies, que vem sendo realizada de maneira irracional, sem controle, sem preocupação com a regeneração natural e sem manejo adequado, teve como consequência, uma redução drástica nas populações nativas. Com o esgotamento das reservas nativas e o custo de produção muito elevado devido à falta de matéria prima, a pupunheira surgiu como proposta de diversificação agrícola para obtenção de palmito (EMBRAPA, 2003).

Estudos realizados por Ferreira e Paschoalino (1988) concluíram que o palmito de pupunha tem apresentado boa aceitação no mercado, competindo com os palmitos provenientes das palmeiras do gênero *Euterpe*. Também segundo Ferreira e Paschoalino (1988), o palmito da pupunha,

apesar de se caracterizar pelo sabor adocicado (teor de açúcares redutores duas a três vezes maiores que o de juçara), apresenta inúmeras vantagens industriais e agronômicas, quando comparado com o de outras espécies. Têm baixos índices de substâncias oxidantes, o que proporciona alterações mínimas no sabor e aroma após o beneficiamento, apresentando bom sabor, além de textura firme e macia. A produção da planta é contínua durante, praticamente, todo o ano (estendendo-se por 9 meses). Apresenta crescimento rápido, precocidade (com o 1º corte ocorrendo no 2º ano de plantio), e cultivo perene, uma vez que, devido à sua enorme capacidade de perfilhamento, não necessita de reposição anual de plantio.

De acordo com EMBRAPA (1995), o sucesso da pupunheira como produtora de palmito deve-se às suas características de precocidade, produtividade e adaptação. Os mesmos autores consideram que, para a produção de palmito, devem ser utilizadas sementes provenientes de matrizes que apresentem crescimento rápido, bom perfilhamento e que, preferencialmente, não possuam espinhos. Salientam também que, variedades com espinhos dificultam a colheita do palmito e o manejo da planta, apresentando como vantagem o menor preço das sementes e o maior rendimento industrial.

### **3.1.2. Pupunheira**

A pupunheira (*Bactris gasipaes*, Kunt.) (Figura 2) é uma palmeira da família das Palmáceas nativa dos trópicos úmidos americanos explorada desde a idade pré-colombiana, que produz frutos comestíveis de sabor agradável e alto valor nutritivo. A espécie foi cultivada por tribos indígenas da América Central e Amazônia, em regiões quentes que vão desde o estado do Pará até o sul do México. Esta palmeira é conhecida pelo nome comum de pupunha, no Brasil; *peach palme pewanut*, em Trinidad; *pejibaye*, na Costa Rica; *chontaduro* e *pijuayo*, no Equador e Peru; *gachipaes* na Venezuela *epacanilla*, *cachipay*, *chontaduro* e *chonta*, na Colômbia (EMBRAPA, 2003).

Seu valor como alimento é incontestável, uma vez que seu fruto possui razoável quantidade de proteína, óleo, caroteno (pró-vitamina A), vitaminas B, C e ferro (EMBRAPA, 1995). Entretanto, apesar da grande importância dessa espécie na época da colonização do continente americano pelos espanhóis, pouco se fez para o aproveitamento de toda a sua capacidade produtiva (FERREIRA, 1987). Mais recentemente, os estudos vêm demonstrando que esta palmeira apresenta excelente potencial para produzir palmito racionalmente, despontando como alternativa no planejamento da diversificação da atividade agrícola, uma vez que se trata de uma cultura com alta rusticidade e fácil adaptabilidade aos diversos ambientes pedoclimáticos, podendo ser cultivada em pequenas e grandes propriedades, com boa rentabilidade (EMBRAPA, 2003). Além disso, é uma cultura que pode ser consorciada com cultivos anuais e perenes, podendo ser plantada em encostas já desmatadas e, dependendo do tamanho da propriedade, manejada utilizando-se apenas mão-de-obra familiar.

Plantios pioneiros em São Paulo, Espírito Santo e Rio de Janeiro, visando à produção de palmito, vêm demonstrando que a pupunheira, apesar de apresentar um crescimento inicial mais lento do que o ocorrente nas regiões tradicionais de plantio, apresenta um desenvolvimento satisfatório (GERMEK, 1978; TEIXEIRA et al., 1996). Nesses plantios, foram obtidas produtividades em torno de 4.500 hastes de palmito ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, valor considerado adequado para as áreas não tradicionais da cultura.



**Figura 2.** Pupunheira

### 3.2. Composição química dos resíduos da Pupunheira

A composição química dos subprodutos da extração do palmito da pupunheira (caules, folhas e bainhas) foi determinada em vários estudos com o objetivo de avaliar seu uso potencial, principalmente para a alimentação de bovinos e ovinos. Alves Júnior et al. (1999) encontraram, nos resíduos da pupunheira, quantidades de matéria seca em torno de 26,0%, 8,3% de proteína bruta (PB), 7,9% de cinzas, 5,5% de extrato etéreo, 56,4% e 37,2% de fibra detergente neutro (FDN) e fibra detergente ácido (FDA), respectivamente. Medeiros (1999), em estudo semelhante, obtiveram valores de proteína bruta de 10,0%, fibra detergente neutro de 62,0%, fibra detergente ácido de 50,0%, celulose de 30,0% e lignina de 15%. Pereira et al. (2006), em análise das bainhas da pupunheira, obtiveram conteúdo de 10,6% de matéria seca (MS); 9,6% de PB; 61,6% de FDN; 38,0% de FDA e 74,2% de digestibilidade *in vitro* da matéria seca (DIVMS). Oliveira et al. (2010), encontraram, nas bainhas, 14,34% de matéria seca, 4,45% de PB, 72,33% de FDN, 52,4% de FDA, 45,31% de celulose, 19,93% de hemicelulose, 6,83% de lignina e 54,03% de DIVMS. Barreto et al. (2011) encontraram valores de COT, N<sub>T</sub>, Ca, Mg, K e P, respectivamente, de 54,6 dag kg<sup>-1</sup>, 5,8 g kg<sup>-1</sup> e 4,68; 1,38; 16,18 e 0,96 mg kg<sup>-1</sup>, fornecendo uma relação C/N da ordem de 94/1. Silva e Prado (2009), encontraram valores de COT, N<sub>T</sub>, Ca, Mg, K e P de 53,4 dag kg<sup>-1</sup>, 7,0 g kg<sup>-1</sup> e 3,0; 2,0; 15,0 e 1,3 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente, fornecendo uma relação C/N em torno de 75/1.

Os resíduos da pupunheira têm altos teores de PB, FDN e celulose, elevada digestibilidade e baixos teores de lignina o que lhes conferem boa característica como volumoso na alimentação animal. Pela mesma razão, pode-se inferir, também, que apresentam grande porcentagem de compostos lábeis e de mais fácil degradação, ainda que a relação C/N seja relativamente alta.

### 3.3. Geração de Resíduos

A geração de resíduos sólidos é inerente à existência do próprio ser humano e toda forma de exploração e uso dos recursos naturais e dos produtos de sua transformação, por mais cuidadosa que seja, provoca poluição ambiental (MATOS, 2010). A produção de resíduos está estreitamente relacionada com o crescimento populacional e industrial em todo o mundo (VANEGAS CHACÓN, 2006).

Um dos principais entraves ao desenvolvimento da indústria de processamento mínimo de frutas e hortaliças em diversas partes do mundo está associado à significativa quantidade de resíduos orgânicos que são gerados pela atividade. Os resíduos dos alimentos (frutas, vegetais, peixes, laticínios e outros) contêm cerca de 93% de matéria orgânica biodegradável, tanto sólidos quanto líquidos, resultantes da produção, preparo e consumo dos alimentos. Estes resíduos aumentam ou potencializam a poluição e representam também uma perda de biomassa e nutrientes valiosos (HANG, 1992).

Entre os resíduos orgânicos industriais, merecem destaque os oriundos da agroindústria, já que, em função da sua origem, a probabilidade de apresentarem contaminantes em sua composição é pequena. Exemplos de resíduos agroindustriais são os gerados pela indústria de açúcar e álcool, torta de filtro, fuligem e vinhaça, os quais têm sido reciclados nas áreas agrícolas da própria usina (PIRES; MATTIAZZO, 2008). Outros resíduos com potencial fertilizante são palhas, esterco, farinhas e tortas; resíduos domésticos e urbanos, como lixo e lodo de esgoto e materiais vegetais (GUIMARÃES et al., 2002).

Em diagnóstico da situação atual dos resíduos sólidos apresentado no Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2011), as estimativas de geração de resíduos oriundos das agroindústrias associadas à agricultura, para o Brasil, estavam em torno de 291 milhões de toneladas para o ano de 2009. Os resíduos que mais contribuíram com estes valores foram o bagaço e a torta de filtro (69%), oriundos do processamento da cana-de-açúcar, gerados, em sua maior parte, na região Sudeste.

O crescimento do setor agroindustrial do processamento do palmito nos últimos anos indica que a geração de resíduos continuará aumentando e, por isso, o seu manejo, tratamento e disposição devem ser adequados, já que estas atividades dependem prioritariamente de recursos naturais para existirem. O manejo e reaproveitamento adequado dos resíduos reduzem a demanda por adubação química do solo, preserva a qualidade ambiental e contribui para a sustentabilidade do setor.

### **3.4. Destinação final dos resíduos orgânicos**

O interesse no uso de resíduos orgânicos na agricultura brasileira, *in natura*, tratados ou compostados, está fundamentado nos elevados teores de carbono orgânico (CO) e de nutrientes neles contidos, na possibilidade de aumento na capacidade de troca de cátions (CTC) e na neutralização da acidez do solo.

Aumentar os teores de MO e de nutrientes no solo pode significar melhorias nas suas propriedades físicas e químicas e, conseqüentemente, incrementos na produtividade e na qualidade dos produtos agrícolas, bem como na redução nos custos de produção. Não obstante aos benefícios, esses resíduos orgânicos podem apresentar potencial poluidor ou contaminante, visto que a adição deles no solo ou na água pode introduzir elementos inorgânicos ou compostos orgânicos tóxicos ou patógenos na cadeia alimentar (ABREU JUNIOR et al., 2005, MATOS, 2010).

Além de possível contaminação direta, os maiores impactos provocados por resíduos sólidos orgânicos são decorrentes da fermentação do material, podendo ocorrer a formação de ácidos orgânicos (chorume; líquido de elevada DBO formado com a degradação do material orgânico e a lixiviação de substâncias tóxicas) com geração de maus odores e diminuição do oxigênio dissolvido em águas superficiais. A produção de gases fétidos provoca desconforto aos seres humanos e animais, além de poder atrair vetores de doenças. O material orgânico é, também, habitat para proliferação de micro (bactérias, fungos, vírus, protozoários etc.) e macro vetores (moscas, mosquitos, baratas e ratos) (MATOS, 2010).

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

Segundo Pires e Mattiazzo (2008), a escolha do meio mais adequado para a disposição de um resíduo deve ser criteriosa, considerando-se desde o processo gerador do resíduo até os efeitos dessa disposição em longo prazo.

A opção da disposição de resíduos orgânicos em solos agrícolas é econômica, social e ambientalmente mais sustentável, em médio e longo prazo, do que a incineração ou mesmo a disposição em aterros sanitários. Entretanto, há que se considerar a disponibilidade e os custos de transporte e da aplicação do resíduo na área agrícola.

As principais preocupações do agricultor com o uso de resíduos orgânicos devem ser: a quantidade de nitrogênio adicionada ao solo e os teores de elementos e compostos inorgânicos e orgânicos tóxicos que esses materiais podem conter, principalmente aqueles de origem urbana com contribuição das indústrias, além de patógenos e vetores de doenças. Isso revela que o monitoramento das possíveis alterações que possam ocorrer no sistema agrícola, vinculado à legislação pertinente, é imprescindível para o sucesso da prática agrícola (ABREU JUNIOR et al., 2005).

Solos com teores de MO baixos, pouco férteis, sob práticas culturais inapropriadas e o alto custo dos fertilizantes estão sujeitos à baixa produtividade agrícola. O uso racional de resíduos orgânicos na agricultura, amparado por legislação ou norma, programa de controle de qualidade e pesquisa pertinentes, poderá contribuir significativamente para incrementos de produtividade e de qualidade agrícola, com melhor relação custo/benefício (ABREU JUNIOR et al., 2005).

### **3.4.1. Aproveitamento agrícola**

No aproveitamento agrícola de resíduos, devem ser maximizados os benefícios agronômicos da prática, procurando-se aumentar os teores de MO e de nutrientes do solo. Assim como para outras opções de disposição, a avaliação da viabilidade de se reciclar um resíduo na agricultura deve ser cuidadosa e detalhada, evitando-se que uma atividade desejável, sob o ponto de vista ambiental, torne-se prejudicial ao ambiente. De acordo com Cereda (2000), devem-se buscar utilizações viáveis e econômicas para os inevitáveis resíduos agroindustriais gerados. Sempre que possível, o resíduo final deverá ser matéria-prima para um novo processo, constituindo uma segunda transformação.

O interesse no uso de resíduos orgânicos na agricultura brasileira está fundamentado nos elevados teores de carbono em compostos orgânicos e de nutrientes, além do aumento na CTC e da neutralização da acidez que estes podem proporcionar ao solo (ABREU JUNIOR et al., 2005; MATOS, 2013). Segundo Matos (2010), o uso de resíduos orgânicos na agricultura como fertilizante, além de disponibilizar macro e micro nutrientes, também representa proteção ambiental e conservação de recursos naturais, uma vez que, dentre outros benefícios, a disposição adequada dos resíduos no solo proporciona melhoria da estruturação e estabilização dos agregados, aumento da macroporosidade total, melhoria das condições físico-hídricas, aumento da capacidade de retenção de água e complexação/quelatação de substâncias tóxicas.

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.

Após a aplicação de resíduos orgânicos ao solo há oxidação de seus compostos de carbono, que são transformados em gás carbônico e água, permanecendo o húmus, de comprovado benefício agronômico, uma vez que traz melhorias na qualidade e potencial produtivo dos solos agrícolas

(BOEIRA et al., 2009). A conservação da matéria orgânica nos sistemas de produção agrícola, como um dos principais fatores na produtividade do solo, tem recebido atenção como indicador do equilíbrio ecológico nos trópicos (HAUSER et al., 2005).

Segundo Mengel (1996), a incorporação dos materiais orgânicos ao solo incrementa o fluxo de carbono no sistema, sendo utilizado como energia pelos micro-organismos, promovendo uma série de transformações biológicas de nutrientes.

Conseqüentemente, a adição de matéria orgânica ao solo, na forma de insumo agrícola, é importante na recuperação das perdas anuais de carbono, melhorando a qualidade física, química e biológica do solo (GOYAL et al., 1999). Essas premissas se tornam verdadeiras principalmente no que se refere a solos muito intemperizados e vulneráveis à degradação (VARGAS; HUNGRIA, 1997). Solos com baixos teores de MO, pouco férteis e sob práticas culturais inapropriadas, são alguns dos fatores da baixa produtividade na agricultura brasileira.

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

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

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

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

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

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

No cálculo das doses de aplicação dos resíduos orgânicos ao solo, inclusive de águas residuárias para fertirrigação, deve considerar as variáveis constituintes do próprio resíduo ou efluente, as necessidades nutricionais e a capacidade de absorção de nutrientes pelas culturas, a

disponibilidade de nutrientes e o teor de matéria orgânica do solo (MATOS, 2010).

Segundo Abreu Júnior et al. (2005) e Matos (2013), a taxa de aplicação do resíduo orgânico será definida com base no mais restritivo dos seguintes critérios: N disponível para a cultura; poder de neutralização da reação do solo; ou teor de metais pesados no resíduo e no solo.

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

A equação sugerida por Matos (2013), para o cálculo das doses de aplicação de resíduos sólidos orgânicos e de águas residuárias para fertirrigação de culturas agrícolas, adota, também, o nitrogênio como nutriente referencial. Tanto na equação que consta na Resolução Nº 375/2006 do CONAMA, como na proposta por Matos (2013), uma das variáveis que as compõe é a taxa anual de mineralização (fração mineralizada) do material orgânico dos resíduos.

Loehr (1984) propôs diretrizes e estratégias para a gestão de resíduos agropecuários e agroindustriais e apresentou frações mineralizadas do material orgânico contido nesses resíduos. No entanto, os valores apresentados foram obtidos para condições de clima temperado, questionáveis para emprego em regiões de clima tropical.

### **3.5. Método Respirométrico**

A respirometria é uma das técnicas que podem ser utilizadas para o acompanhamento das atividades realizadas pelos micro-organismos durante a mineralização de compostos orgânicos, e se baseia na análise do consumo de oxigênio ou produção de dióxido de carbono por unidade de volume e de tempo (BERNARDES; SOARES, 2005).

Os respirômetros são utilizados para medição da variação de oxigênio e/ou CO<sub>2</sub> no sistema, sob condições controladas, consistindo de um reator,

ou câmara de respiração, e em um equipamento capaz de medir o consumo de O<sub>2</sub> ou produção de CO<sub>2</sub>. Na câmara de respiração são colocados em contato o substrato a ser degradado, a biomassa e o oxigênio disponível, que será consumido (FERREIRA, 2002).

No respirômetro, o consumo de oxigênio não se dá unicamente pela reação de remoção de carbono do substrato, mas também por outros processos, tais como a oxidação de compostos inorgânicos. As bactérias nitrificantes utilizam o dióxido de carbono dissolvido como fonte de carbono para a formação de biomassa, sendo que outras bactérias autotróficas utilizam o enxofre ou o ferro para a obtenção de energia e o dióxido de carbono ou o carbonato como fonte de carbono. Assim, todas essas interferências contribuem para a alteração da taxa total de respiração observada (SPANJERS et al., 1998).

Uma das técnicas que tem se destacado é a medida da liberação de CO<sub>2</sub> por meio da captura do CO<sub>2</sub> por substância alcalina (normalmente hidróxido de potássio - KOH ou hidróxido de sódio - NaOH) e posterior precipitação na forma de carbonato de bário - BaCO<sub>3</sub>, pela adição de solução saturada de cloreto de bário - BaCl<sub>2</sub>. A soda excedente é, então, titulada com ácido clorídrico - HCl, permitindo o cálculo da produção de gás carbônico (MARIANI, 2005). É o caso dos Respirômetros de Bartha e Pramer, que têm sido utilizados em diversos trabalhos para avaliação do processo de degradação de poluentes por micro-organismos, em solo.

Na respirometria eletrolítica monitora-se o decréscimo da pressão parcial em frascos fechados, sendo a água hidrolisada eletricamente a hidrogênio e oxigênio para suprir os frascos com oxigênio, possibilitando a medida da quantidade de oxigênio produzida (BAKER; HERSON, 1994).

Há, ainda, a respirometria manométrica, que se baseia na medida da mudança da pressão parcial dos gases em frascos fechados contendo o material em biodegradação. Enquanto o oxigênio é consumido, o dióxido de carbono produzido é precipitado em uma solução alcalina, o que faz com que a pressão parcial no frasco diminua. O respirômetro Warburg é um exemplo de equipamento para medida do decréscimo da pressão parcial no frasco e é mais adequado para soluções que contenham baixa concentração de substâncias orgânicas (BAKER; HERSON, 1994).

## 3.6. Dinâmica da decomposição de resíduos orgânicos

### 3.6.1. Modelos de mineralização do material orgânico

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

Em função de sua dinâmica e frequentes transformações, a avaliação precisa da disponibilidade de nitrogênio no solo é dificultada, uma vez que é muito influenciada por fatores ambientais e por características do solo (DIAS et al., 1995; DE PAULA, 2012). A descrição do processo de mineralização do material orgânico, em termos quantitativos, requer a utilização de equações com muitas variáveis, sendo que, algumas delas não podem ser prontamente medidas e podem variar de forma pouco previsível (BARROS, 2005).

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 (STANFORD; SMITH, 1972).

Os mesmos modelos matemáticos utilizados no estudo da degradação do CO são utilizados para descrever a mineralização do NO adicionado ao solo. Um dos mais utilizados é o modelo exponencial simples, proposto por Stanford e Smith (1972),  $C_m = C_0 (1 - e^{-kct})$ . Utilizando esse modelo pode-se estimar a concentração de carbono orgânico mineralizado acumulado em determinado tempo (t) (dag kg<sup>-1</sup>), sendo C<sub>0</sub> a concentração

de carbono orgânico potencialmente mineralizável ( $\text{dag kg}^{-1}$ );  $k_c$  é o coeficiente de mineralização ( $\text{d}^{-1}$ ) e  $t$  é o tempo de degradação do material orgânico (d). Para descrever a mineralização do NO, os mesmos autores propuseram o modelo  $N_m = N_0 (1 - e^{-knt})$ , em que,  $N_m$  é a concentração acumulada de nitrogênio orgânico mineralizado em determinado tempo (t) ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $N_0$ , concentração de nitrogênio orgânico potencialmente mineralizável ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  $kn$  é o coeficiente de mineralização ( $\text{d}^{-1}$ ) e  $t$  é o tempo decorrido de degradação do material orgânico (d).

Na Tabela 1 estão apresentados os valores dos coeficientes de mineralização do CO ( $k_c$ ) e do NO ( $kn$ ), e as respectivas frações mineralizadas obtidas por Gama-Rodrigues et al. (2007) para vários resíduos culturais dispostos sobre a superfície do solo, por um período de 140 dias de monitoramento, em um experimento de campo.

**Tabela 1.** Tipos de resíduos culturais, valores dos coeficientes de mineralização de carbono orgânico ( $k_c$ ) e nitrogênio orgânico ( $kn$ ) e frações mineralizadas de carbono orgânico ( $FmCO_{aj}$ ) e nitrogênio orgânico ( $FmNO_{aj}$ ), em um período de 140 dias de monitoramento, em experimento de campo com aplicação superficial do resíduo orgânico.

<b>Resíduos Culturais</b>	<b><math>k_c</math> (<math>\text{d}^{-1}</math>)</b>	<b><math>kn</math> (<math>\text{d}^{-1}</math>)</b>	<b><math>FmCO_{aj}</math> (%)</b>	<b><math>FmNO_{aj}</math> (%)</b>
Feijão-de-porco	0,0150	0,0162	87,75	89,65
Amendoim forrageiro	0,0115	0,0108	80,01	77,95
Siratro	0,0071	0,0088	62,99	70,83
Kudzu	0,0072	0,0086	63,51	70,00
Braquiária adubada	0,0065	0,0053	59,75	52,38
Braquiária não adubada	0,0050	0,0045	50,34	46,74

Fonte: Gama-Rodrigues et al. (2007).

Na Tabela 2 estão apresentados os valores de  $k_c$  e  $kn$  e das frações mineralizadas calculadas, para um tempo de 120 dias, obtidas por Torres et al. (2005) para vários resíduos culturais dispostos sobre a superfície do solo, por um período de 320 dias de monitoramento, em experimento de campo.

**Tabela 2.** Coeficientes de mineralização do carbono orgânico (kc) e nitrogênio orgânico (kn), para um período de 320 dias de monitoramento, e frações mineralizadas de carbono orgânico (FmCOaj) e nitrogênio orgânico (FmNOaj), após 120 dias, em experimento de campo, com disposição superficial dos resíduos orgânicos no solo.

Resíduos Culturais	kc (d <sup>-1</sup> )	kn (d <sup>-1</sup> )	FmCOaj (%)	FmNOaj (%)
Milheto	0,0053	0,0069	47,06	56,31
Sorgo	0,0067	0,0049	55,25	44,46
Crotalária	0,0067	0,0320	55,25	97,85
Aveia	0,0064	0,0049	53,61	44,46
Guandu	0,0062	0,0146	52,48	82,66
Braquiária	0,0132	0,0147	79,48	82,86

Fonte: Torres et al. (2005).

Bayala et al. (2004) obtiveram valores médios de kc e kn, para folhas das espécies arbóreas Karité (*Vitellaria paradoxa*) e Néré (*Parkia biglobosa*), quando as folhas foram dispostas na superfície ou enterradas no solo, para um período de onze meses de monitoramento, em um experimento de campo, estando os resultados apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3.** Coeficiente de mineralização do carbono orgânico (kc) e nitrogênio orgânico (kn) em folhas de Karité (*Vitellaria paradoxa*) e Néré (*Parkia biglobosa*), em duas formas de disposição no solo, no período de onze meses de monitoramento.

Forma de disposição	kc (d <sup>-1</sup> )	kn (d <sup>-1</sup> )
Em superfície	0,0063	0,0070
Incorporado	0,0083	0,0086

Fonte: Bayala et al. (2004).

Barreto et al. (2010) quantificaram os valores de CO e NO potencialmente mineralizáveis e os coeficientes de mineralização, kc e kn, para amostras de serapilheira de plantações de eucalipto de várias idades, quando incorporadas ao solo, estando os resultados apresentados na Tabela 4. Onde as amostras foram incubadas, em laboratório, por um período de 133 dias, utilizando uma adaptação do método proposto por Alves (1989) para medição da mineralização do NO e do método proposto pela NBR 14.283 (ABNT, 1999) para medição da mineralização do CO. Na Tabela 4 também estão apresentadas os valores de C<sub>o</sub>, N<sub>o</sub>, FmCOaj e FmNOaj, obtidas utilizando-se as equações por eles ajustadas.

**Tabela 4.** Potencial de mineralização do carbono orgânico ( $C_0$ ) e nitrogênio orgânico ( $N_0$ ), em  $mg\ kg^{-1}$ , coeficientes de mineralização do carbono orgânico ( $kc$ ) e do nitrogênio orgânico ( $kn$ ), em  $d^{-1}$ , e frações mineralizadas de carbono orgânico ( $FmCOaj$ ) e nitrogênio orgânico ( $FmNOaj$ ), para um tempo de incubação dos resíduos de diferentes idades das plantações, em laboratório, por 133 dias.

Idade das Plantações	$C_0$	$N_0$	$kc$	$kn$	$FmCOaj$	$FmNOaj$
Anos	$mg\ kg^{-1}$		$d^{-1}$		%	
1	569,1	77,7	0,026	0,011	96,85	76,85
3	1.186,4	89,7	0,018	0,010	90,87	73,55
5	667,9	58,0	0,021	0,013	93,88	82,25
13	1.025,9	76,1	0,016	0,010	88,09	73,55

Fonte: Barreto et al. (2010).

Nesse trabalho, foram avaliados os ajustes dos modelos propostos por Stanford e Smith (1972) e o proposto por Molina et al. (1980). Apenas o modelo exponencial simples (STANFORD; SMITH, 1972), que considera um único reservatório de NO, apresentou bom ajuste aos dados de NO e CO mineralizados em todos os solos estudados. O modelo baseado na equação exponencial dupla, que preconiza a existência de uma fração lábil e outra recalcitrante (MOLINA et al., 1980), ajustou-se apenas aos dados de NO mineralizado, porém não possibilitou o ajuste de parâmetros significativos em nível de 1 % de probabilidade. Camargo et al. (2008) não recomendaram a utilização do o modelo exponencial duplo, pois verificaram que ele não melhorou a estimativa do teor de NO mineralizado.

Khalil et al. (2005), utilizando respirômetros, obtiveram  $kc$ , após incubarem em laboratório durante um período de 90 dias, resíduos das culturas do trigo, feijão e esterco de galinha incorporados em diferentes solos, de 0,007; 0,0085 e 0,0247  $d^{-1}$ , respectivamente.

Dossa et al. (2008) obtiveram valores  $C_0$  e  $kc$  das partes aéreas de duas espécies arbóreas, Nioro (*P. reticulatum*) e Keur Mata (*G. senegalensis*), incorporadas ao solo e incubadas em laboratório, por um período de 118 dias, resultados apresentados na Tabela 5. Na mesma tabela também estão apresentadas os valores de  $FmCOaj$ , obtidas utilizando-se as equações por ele ajustadas.

**Tabela 5.** Valores do potencial de mineralização do carbono orgânico ( $C_o$ ) e da constante de mineralização do carbono orgânico ( $kc$ ) das partes aéreas de Nioro (*P. reticulatum*) e Keur Mata (*G. senegalensis*), incubadas em laboratório, por um período de 118 dias.

Espécies e partes analisadas		$C_o$ mg kg <sup>-1</sup>	$kc$ d <sup>-1</sup>	FmCOaj %
Nioro ( <i>P. reticulatum</i> )	Folhas	2.150	0,034	98,19
	Folhas + Galhos	3.010	0,012	75,73
Keur Mata ( <i>G. senegalensis</i> )	Folhas	1.960	0,012	75,73
	Folhas + Galhos	2.580	0,009	65,42

Fonte: Dossa et al. (2008).

Barros (2005), em seu trabalho de parametrização de modelos de mineralização do NO em solo tratado com água residuária de suinocultura, em escala laboratorial, utilizou três modelos, o exponencial simples, o modelo potencial e o modelo proposto por Marion et al. (1981). Nesse trabalho, verificou-se tendência do modelo exponencial simples subestimar os valores de concentração de NO mineralizado; o modelo potencial foi mais eficiente para prever a mineralização do NO, exceto no solo em que foi aplicada água residuária de suinocultura e que ficou submetido à temperatura de 35 °C, sendo que o modelo proposto por Marion et al. (1981) não se ajustou adequadamente aos dados obtidos. Barros (2005), sugeriu então, que o processo de decomposição da matéria orgânica aplicada no solo poderia ser descrito pelo modelo  $CO = a.t^b$ , em que CO é o carbono ligado ao material orgânico decomposto; t o tempo e “a” e “b” são parâmetros de ajuste do modelo.

Além da compreensão da dinâmica do C e N adicionado ao solo, via resíduos, outro aspecto em que se têm poucas informações é o que se diz respeito às próprias formas de cálculo da mineralização do resíduo. Normalmente, nos experimentos utilizando respirômetros, presume-se que a diferença entre a liberação de CO<sub>2</sub> do solo incubado sozinho e do mesmo solo tratado com o resíduo é proveniente da degradação do carbono orgânico introduzido com o resíduo. Sabe-se, no entanto, que isso não é totalmente verdadeiro e que parte do CO<sub>2</sub> evoluído do solo tratado é proveniente da degradação da matéria orgânica edáfica original ou nativa (TERRY et al., 1979; BERNAL et al., 1998; PAULA, 2012); relativa ao denominado “*priming effect*” ou efeito *priming*.

Dentre os escassos trabalhos que avaliaram diretamente o efeito *priming* em solos tratados com lodos de esgoto, pode-se citar o de Terry et al. (1979). Nesse estudo, os autores trabalharam com lodo de esgoto sintético, marcado com C<sup>14</sup>, que foi adicionado a um solo, em dose correspondente a 22 t ha<sup>-1</sup>. Ao final de 336 dias de incubação do material, os autores concluíram que a adição do biossólido aumentou em 100% a degradação da matéria orgânica original do solo. Em estudo de campo, o efeito *priming* pode ter sido o responsável pelos menores teores de C em um Latossolo Vermelho-Amarelo (camada 0-5 e 5-10 cm), de textura média, sob plantio de eucalipto e tratado com doses de 10, 20 e 40 t ha<sup>-1</sup> aplicadas superficialmente e sem incorporação, em comparação ao tratamento fertilização mineral (VAZ; GONÇALVES, 2002).

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

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

Os experimentos foram conduzidos na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos (latitude 20° 46' 20" S, longitude 42° 52' 19" W, altitude de 677 m) e no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa – DEA/UFV.

### **4.2. Obtenção e caracterização qualitativa do resíduo**

O resíduo da pupunheira foi obtido no Sítio Barra Alegre, localizado no município de Descoberto, MG, onde há o cultivo da pupunheira com a finalidade de comercialização do palmito na forma minimamente processada ou *in natura*.

Considerando que após a extração do palmito são gerados três tipos de resíduo (bainha, base e ponta), foram cortadas, ao acaso, 30 hastes de pupunha (Figura 3) em uma área de 1 ha irrigada e já em estágio de produção, para a obtenção da proporção média em que cada tipo de resíduo é gerado. Para isso, cada haste foi pesada e posteriormente descascada.

Após o descascamento das hastes, o palmito, a base e a ponta (Figura 4), foram pesados separadamente e as suas massas subtraídas da massa da haste, para obtenção da massa das bainhas, sendo que, com os valores obtidos para as 30 hastes, foi calculada a proporção média gerada dos três tipos de resíduo e o total de resíduos gerados.



**Figura 3.** Aspecto das hastes após o corte.



**Figura 4.** Aspectos morfológicos das bainhas (a), bases (b) e pontas (c).

### **4.3. Preparo e caracterização das amostras**

Em setembro de 2012, os três resíduos (bainha, base e ponta) foram coletados e passados em picadeira comercial de forragem, no local da produção, gerando-se um material com granulometria de 3 a 6 mm, e, posteriormente, acondicionados separadamente em sacos plásticos e resfriados para preservação do material. Em laboratório, foram misturados manualmente na proporção em que são gerados, conforme obtido no item anterior, compondo-se um resíduo misto.

Do resíduo misto, depois de devidamente homogeneizado, foram retiradas amostras para sua caracterização física e química. A caracterização química constituiu-se de análise das concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ), de nitrogênio total ( $N_T$ ) e, após digestão nítrico-perclórico das amostras, de P, Ca, Mg e K. O  $CO_{fo}$  foi determinado por meio de oxidação com dicromato de potássio em meio ácido, enquanto que o teor de  $N_T$  foi obtido após digestão da amostra com ácido sulfúrico, seguindo-se a quantificação com utilização do método descrito por MATOS (2012). Na caracterização física, foram quantificados os sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e conteúdo de água, seguindo-se o método gravimétrico, apresentado na norma ABNT/NBR 10664 (ABNT, 1989).

Ainda no mês de setembro, foram feitas coletas do solo onde o experimento foi desenvolvido para a sua caracterização física e química, de acordo com os métodos descritos por MATOS (2012). O solo apresentou as seguintes características médias ao longo da área onde foram enterrados os vasos: pH em água de 5,52; 52,6  $mg\ dm^{-3}$  de P-disp; 57,3  $mg\ dm^{-3}$  de K; 0  $mg\ dm^{-3}$  de Na; 2,86  $cmol_c\ dm^{-3}$  de Ca+Mg; 0,07  $cmol_c\ dm^{-3}$  de  $Al^{3+}$ ; 7,05  $cmol_c\ dm^{-3}$  de H+Al; soma de bases trocáveis (SB) de 3,0  $cmol_c\ dm^{-3}$ ; capacidade de troca catiônica (CTC potencial a pH 7,00) de 10,05  $cmol_c\ dm^{-3}$ ; saturação por bases (V) de 29,9%; saturação por alumínio (m) de 2,28%;  $N_T$  de 1,0  $g\ kg^{-1}$  e  $CO_{fo}$  de 0,81  $dag\ kg^{-1}$ .

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

A dose de resíduo aplicada ao solo, nos experimentos de campo e laboratório, foi baseada na concentração de nitrogênio total presente no resíduo misto e na sua quantidade requerida para o cultivo intensivo da pupunheira, estabelecendo-se uma aplicação de 300  $kg\ ha^{-1}$  de  $N_T$ , conforme recomendado pela EMBRAPA (NEVES et al., 2007), obtendo-se, então, uma dose de aplicação igual 250  $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$  de resíduo fresco.

## **4.5. Delineamento experimental**

O delineamento experimental adotado foi o em blocos casualizados com parcelas subdivididas no tempo, com quatro repetições e três tratamentos (resíduo incorporado, resíduo aplicado superficialmente e solo sem adição de resíduo, também denominado controle).

## **4.6. Experimento de Campo**

O experimento de campo foi conduzido em área de Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico (CXbd), na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos, sendo iniciado na terceira semana do mês de outubro de 2012 e terminado na segunda semana de fevereiro de 2013, totalizando aproximadamente quatro meses de acompanhamento do processo.

Na mesma área, foram feitos buracos no solo para o enterro de vasos plásticos (Figura 5), com 20 cm de altura, 30 cm de diâmetro superior e 20 cm de diâmetro inferior, os quais foram, posteriormente, preenchidos com aproximadamente 10 dm<sup>3</sup> do próprio solo que foi removido para abertura dos buracos. Os vasos foram perfurados, com, em média, 100 furos de 6 mm de diâmetro no fundo e nas laterais (Figura 6) e introduzidos de forma que o topo dos vasos ficasse rente à superfície do solo. O enterro dos vasos teve por objetivo proporcionar condição de continuidade do meio e para possibilitar contato do solo contido no seu interior com o circunvizinho, sem haver restrição ao movimento de solutos entre os dois meios.



**Figura 5.** Detalhe dos buracos feitos no solo para colocação dos vasos.



**Figura 6.** Detalhe dos vasos perfurados.

Nestes vasos, foram adotadas duas formas de aplicação do resíduo: incorporado ao conteúdo de solo do vaso e disposto superficialmente no solo contido no vaso (Figuras 7 e 8).

No início de outubro, aproximadamente 15 kg de resíduo (bainha, base e ponta) foram coletados e preparados no local, conforme descrito anteriormente, até a montagem do experimento.

Na incorporação do resíduo orgânico, o mesmo foi misturado homogeneamente e, de forma manual, ao volume de solo que foi retirado para a abertura dos buracos, sendo posteriormente, a mistura de solo mais resíduo, depositada nos vasos e estes enterrados conforme mostrado nas Figuras 7 e 8.

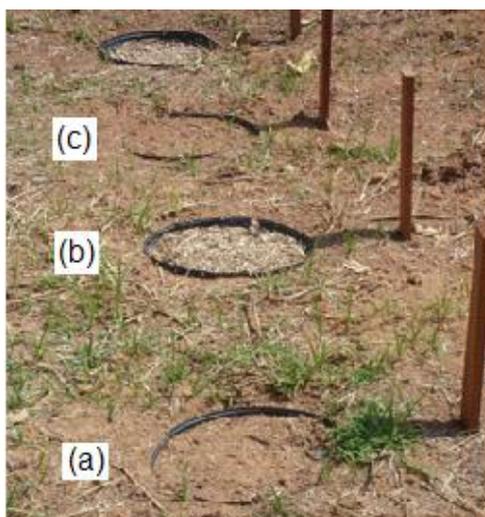
Na aplicação superficial, foram fixadas telas de aço de malha de 1" sobre o solo contido nos vasos, para possibilitar a coleta somente do resíduo, onde o mesmo foi disposto sobre a tela presa ao solo acondicionado nos vasos, não sendo feita qualquer incorporação.

Amostras com, aproximadamente, 100 cm<sup>3</sup> foram coletadas semanalmente durante o primeiro mês e, quinzenalmente, nos meses subsequentes, para análise da concentração do carbono orgânico facilmente oxidado (CO<sub>f0</sub>) e das concentrações de nitrogênio total, nitrogênio inorgânico nas formas amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nítrica (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), seguindo-se o método descrito por Matos (2012). A coleta das amostras foi feita utilizando-se uma pá de jardinagem, em três pontos e com profundidades diferentes (superfície, meio e fundo) no interior dos vasos contendo o resíduo incorporado ou sem resíduo (controle); e de três pontos diferentes, na superfície dos vasos em que a aplicação do resíduo foi superficial, obtendo-se amostras compostas de solo (controle), solo + resíduos (incorporado) e resíduos (disposição superficial).

Dados climáticos mensais de precipitação e temperatura, para o período de outubro de 2012 a março de 2013, obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), correspondentes à Estação Viçosa-MG (OMM: 83642), foram utilizados como informações auxiliares para a discussão dos resultados.



**Figura 7.** Disposição dos vasos na área experimental.



**Figura 8.** Detalhe dos vasos em que o resíduo foi incorporado (a), dos que receberam o resíduo aplicado superficialmente (b) e dos vasos controle (c).

#### **4.7. Experimento de laboratório**

Em laboratório, foi feito o monitoramento da degradação do resíduo incorporado e disposto superficialmente no solo durante os meses de outubro a fevereiro, totalizando quatro meses de acompanhamento do processo.

Para estudar o potencial de mineralização do NO, foi utilizada a técnica de Stanford e Smith (1972), com modificações propostas por Alves (1989). Foram utilizados 100 g de solo, misturados a igual quantidade de areia lavada e peneirada, sendo a mistura acondicionada em colunas de percolação construídas com tubos de PVC (4 cm de diâmetro por 30 cm de altura). Na parte inferior de cada percolador foram colocadas buchas de lã de vidro e uma malha de 1 mm para filtrar o percolado e sustentar a coluna de solo (Figura 9).

Para a montagem de todo o experimento, foram utilizados 12 percoladores, 4 contendo solo, areia lavada e 12,5 g de resíduo incorporado, 4 contendo solo, areia lavada e 12,5 g de resíduo aplicado superficialmente e 4 contendo apenas solo e areia lavada, os quais serviram como controle (amostras em branco).

A extração do N mineralizado foi realizada percolando-se 100 mL de  $\text{CaCl}_2$  0,02 mol  $\text{L}^{-1}$  (solução extratora), aplicados lentamente em duas

frações de 50 mL, e, em seguida, adicionando-se também lentamente 50 mL de solução nutritiva desprovida de N, constituída de  $K_2SO_4$  ( $0,005 \text{ mol L}^{-1}$ ),  $MgSO_4$  ( $0,004 \text{ mol L}^{-1}$ ) e  $KH_2PO_4$  ( $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ ).

Após a passagem da solução, para se retirar o excesso de N retido no solo dentro dos tubos, aplicou-se uma pressão em cada tubo, comprimindo a massa de ar na parte superior da coluna com suas respectivas tampas, tal como o êmbolo de um pistão, até que não mais se notasse a saída da solução no fundo dos tubos, os quais eram, posteriormente, tampados para se evitarem perdas de água do solo das colunas, por evaporação. O volume de percolado de cada tubo foi medido para permitir o cálculo das quantidades de N mineralizado e, nessa solução efluente, foram quantificadas as concentrações de  $N-NH_4^+$  e de  $N-NO_3^-$ , por colorimetria, segundo métodos apresentados por Matos (2012).

Após a extração inicial, novas extrações foram feitas semanalmente durante um mês e depois a cada duas semanas sucessivas, totalizando 16 semanas de incubação. Cada extração foi feita seguindo-se as mesmas operações descritas anteriormente.



**Figura 9.** Detalhe dos tubos de PVC que acondicionavam as colunas de solo utilizadas para, por meio de lixiviações, se efetuar a quantificação da mineralização do nitrogênio, em laboratório.

A mineralização de CO nos materiais foi medida semanalmente, sendo calculada após análise do  $CO_2$  emanado durante o período de 16

semanas de incubação. A medição do CO<sub>2</sub> emanado foi feita utilizando-se os respirômetros de Bartha (Figura 10), com adaptações no método indicado na NBR 14.283 (ABNT, 1999). As adaptações consistiram na duplicação da quantidade de solo utilizado, além de se considerar que, nas parcelas experimentais em que o resíduo foi aplicado superficialmente, para o cálculo da quantidade total de CO<sub>2</sub> emanado, todo o carbono mineralizado do resíduo tenha sido convertido em CO<sub>2</sub> e, posteriormente, absorvido na solução alcalina. Essa última mudança no método tornou-se necessária já que, no método da ABNT (1999), se recomenda considerar que, nas parcelas com resíduo incorporado, 50% do carbono mineralizado é incorporado ao solo e somente o restante é convertido em CO<sub>2</sub>, assim multiplicando as quantidades medidas por dois.

Foram utilizados 12 respirômetros, 4 contendo 100 g de solo e 12,5 g de resíduo incorporado; 4 contendo 100 g de solo e 12,5 g de resíduo aplicado superficialmente e 4 contendo apenas solo, os quais serviram como controle (amostras em branco).

A quantificação do CO<sub>2</sub> foi realizada com a adição de 10 mL de KOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> ao conduto lateral do respirômetro para absorção, já que ocorre reação do CO<sub>2</sub> liberado com a solução adicionada. A solução de hidróxido foi renovada semanalmente e a titulação feita com HCl 0,5 mol L<sup>-1</sup>.



**Figura 10.** Detalhe dos respirômetros e da forma de disposição do resíduo.

Em ambos os experimentos não foi feita nenhuma ação para o controle ou manutenção das condições climáticas do ambiente. As condições climáticas foram, no entanto, monitoradas.

## 4.8. Obtenção dos coeficientes de degradação

A degradação do resíduo foi modelada mediante o ajuste de equações de regressão exponenciais simples de cinética química de primeira ordem, tal como propostas por Stanford e Smith (1972), para descrição da mineralização do CO (Equação 1) e do NO (Equação 2) no solo.

$$CO_{(min)} = CO_{(0)}(1 - e^{-kc.t}) \quad (1)$$

$$N_{ino(dispatch)} = N_{ino(0)}(1 - e^{-kn.t}) \quad (2)$$

em que:

$CO_{(min)}$  - Concentração acumulada de carbono orgânico mineralizado no experimento de campo em  $dag\ kg^{-1}$  ( $CO_{fo}$ ) ou no experimento de laboratório em  $mg\ kg^{-1}$  (C-CO<sub>2</sub>), em determinado tempo (t);

$CO_{(0)}$  - Concentração de carbono orgânico potencialmente mineralizável no experimento de campo em  $dag\ kg^{-1}$  ( $CO_{fo}$ ) ou no experimento de laboratório em  $mg\ kg^{-1}$  (C-CO<sub>2</sub>);

kc - Coeficiente de mineralização do CO ( $d^{-1}$ );

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

$N_{ino(dispatch)}$  - Concentração acumulada de nitrogênio inorgânico disponibilizado em determinado tempo (t) ( $mg\ kg^{-1}$ ), no experimento de campo e laboratório;

$N_{ino(0)}$  - Concentração de nitrogênio inorgânico potencialmente disponibilizável no solo ( $mg\ kg^{-1}$ ), no experimento de campo e laboratório;

kn - Coeficiente de disponibilização do  $N_{ino}$  ( $d^{-1}$ ).

Para o experimento de campo, as concentrações de carbono orgânico mineralizado e nitrogênio inorgânico disponibilizado em determinado tempo, respectivamente  $CO_{(min)}$  e  $N_{ino(dispatch)}$ , foram obtidas pelas diferenças entre as concentrações atuais e as quantificadas na data imediatamente posterior substituindo-se os valores negativos por “zero” e, então somadas para se

obter as concentrações acumuladas até o tempo determinado. Para o experimento de laboratório, as concentrações de carbono orgânico e nitrogênio inorgânico medidas foram considerados, respectivamente como os valores mineralizados e disponibilizados, em determinado tempo. As concentrações acumuladas foram obtidas somando-se os valores quantificados até o tempo determinado.

A cinética de mineralização, os potenciais de mineralização ( $N_{ino(0)}$  e  $CO_{(0)}$ ) e os coeficientes de mineralização ( $k$ ) do NO e CO foram obtidos a partir dos valores acumulados de nitrogênio inorgânico e dos valores de carbono orgânico facilmente oxidável (campo) e de C-CO<sub>2</sub> mineralizado (laboratório), durante as 16 semanas de incubação do resíduo, os quais foram ajustados ao modelo matemático por regressão não linear, empregando-se o programa Sigma Plot 12.0.

#### 4.9. Obtenção das frações mineralizadas

As frações mineralizadas do carbono orgânico e do nitrogênio orgânico do resíduo da pupunheira foram calculadas por três métodos propostos por Paula (2012), conforme descrito a seguir.

**4.9.1. Método 1:** Por meio das Equações 3 e 4, segundo os valores de concentração de carbono e nitrogênio observados no início e final do processo.

$$FmCO_{(ob)} = \frac{(CO_{(Trat)in} - CO_{(Cont)in}) - (CO_{(Trat)fin} - CO_{(Cont)fin})}{(CO_{(Trat)in} - CO_{(Cont)in})} \times 100 \quad (3)$$

em que:

$FmCO_{(ob)}$  (%) - fração mineralizada calculada a partir das concentrações iniciais e finais observadas de carbono, tomando-se as concentrações de CO<sub>fo</sub> (experimento de campo) e C-CO<sub>2</sub> (experimento de laboratório) iniciais do resíduo como referencial;

$CO_{(Trat)in}$  - Concentração de  $CO_{fo}$  ( $dag\ kg^{-1}$ ) ou C-CO<sub>2</sub> ( $mg\ kg^{-1}$ ) do solo/resíduo, quantificada no início do experimento;

$CO_{(Trat)fin}$  - Concentração de  $CO_{fo}$  ( $dag\ kg^{-1}$ ) ou C-CO<sub>2</sub> ( $mg\ kg^{-1}$ ) do solo/resíduo, quantificada no final do experimento;

$CO_{(Cont)in}$  - Concentração de  $CO_{fo}$  ( $dag\ kg^{-1}$ ) ou C-CO<sub>2</sub> ( $mg\ kg^{-1}$ ) do solo controle, quantificada no início do experimento;

$CO_{(Cont)fin}$  - Concentração de  $CO_{fo}$  ( $dag\ kg^{-1}$ ) ou C-CO<sub>2</sub> ( $mg\ kg^{-1}$ ) do solo controle, quantificada no final do experimento.

$$FdN_{ino(ob)} = \frac{(N_{ino(Trat)in} - N_{ino(Cont)in}) - (N_{ino(Trat)fin} - N_{ino(Cont)fin})}{(N_{ino(Trat)in} - N_{ino(Cont)in})} \times 100 \quad (3)$$

em que:

$FdN_{ino(ob)}$  (%) fração de disponibilização calculada a partir dos valores de concentrações iniciais e finais observados de nitrogênio inorgânico, tomando-se as concentrações de  $N_{ino}$  (experimento de campo e laboratório) iniciais do resíduo como referencial;

$N_{ino(Trat)in}$  - Concentração de  $N_{ino}$  do solo/resíduo, quantificada no início do experimento ( $mg\ kg^{-1}$ ).

$N_{ino(Trat)fin}$  - Concentração de  $N_{ino}$  do solo/resíduo, quantificada no final do experimento ( $mg\ kg^{-1}$ ).

$N_{ino(Cont)in}$  - Concentração de  $N_{ino}$  do solo controle, quantificada no início do experimento ( $mg\ kg^{-1}$ ).

$N_{ino(Cont)fin}$  - Concentração de  $N_{ino}$  do solo controle, quantificada no final do experimento ( $mg\ kg^{-1}$ ).

**4.9.2. Método 2:** Por meio das Equações 5 e 6 e utilizando-se os valores de concentração de carbono e nitrogênio estimados utilizando as equações exponenciais ajustadas, tal como proposto por Stanford & Smith. Tomaram-se os valores de  $CO_{(0)}$  e o  $N_{ino(0)}$  do resíduo como referenciais.

$$FmCO_{(Est1)} = \frac{CO_{(min)}}{CO_{(0)}} \times 100 \quad (5)$$

em que:

FmCO<sub>(Est)</sub> (%) fração mineralizada calculada a partir das equações exponenciais ajustadas, tomando-se o CO<sub>(0)</sub> potencialmente mineralizável do resíduo como referencial;

CO<sub>(min)</sub> - Concentração acumulada de CO<sub>fo</sub> ou C-CO<sub>2</sub> mineralizados durante os 112 dias de incubação do resíduo (dag kg<sup>-1</sup> ou mg kg<sup>-1</sup>).

CO<sub>0</sub> - CO potencialmente mineralizável do resíduo (dag kg<sup>-1</sup> ou mg kg<sup>-1</sup>).

$$FdN_{ino(Est1)} = \frac{N_{ino(dispatch)}}{N_{ino(0)}} \times 100 \quad (6)$$

em que:

FmNO<sub>(Est1)</sub> (%) - fração mineralizada calculada a partir das equações exponenciais ajustadas, tomando-se o N<sub>ino</sub> potencialmente disponibilizável do resíduo como referencial;

N<sub>ino(dispatch)</sub> - Concentração acumulada de N<sub>ino</sub> que foi disponibilizada durante os 112 dias de incubação do resíduo (mg kg<sup>-1</sup>).

N<sub>ino(0)</sub> - N<sub>ino</sub> potencialmente disponibilizável do resíduo (mg kg<sup>-1</sup>).

**4.9.3. Método 3:** Por meio das Equações 7 e 8 e utilizando-se os valores acumulados de concentração de carbono orgânicos mineralizado e nitrogênio inorgânico disponibilizado do resíduo estimados. Tomaram-se as concentrações valores de CO<sub>fo</sub> e NO do resíduo como referenciais.

$$FmCO_{(Est2)} = \frac{CO_{(min)}}{CO_{fo}} \times 100 \quad (7)$$

em que:

FmCO<sub>(Est2)</sub> (%) - fração mineralizada calculada a partir das concentrações acumuladas mineralizadas, tomando-se o CO do resíduo como referencial;

CO<sub>m</sub> - Concentração acumulada de CO<sub>fo</sub> ou C-CO<sub>2</sub> mineralizados durante os 112 dias de incubação do resíduo (dag kg<sup>-1</sup> ou mg kg<sup>-1</sup>).

CO<sub>fo</sub> - Carbono orgânico facilmente oxidável do resíduo (dag kg<sup>-1</sup> ou mg kg<sup>-1</sup>).

$$FdN_{ino(Est2)} = \frac{N_{ino(dispatch)}}{NO} \times 100 \quad (8)$$

em que:

FdN<sub>ino(Est2)</sub> (%) - fração mineralizada calculada a partir das concentrações acumuladas disponibilizadas, tomando-se o NO do resíduo como referencial;

N<sub>ino(dispatch)</sub> - Concentração acumulada de N<sub>ino</sub> que foi disponibilizada durante os 112 dias de incubação do resíduo (mg kg<sup>-1</sup>).

NO - Nitrogênio orgânico do resíduo (mg kg<sup>-1</sup>).

Todos os valores apresentados estão foram calculados e estimados em relação a massa fresca do resíduo. No cálculo das quantidades mineralizadas, utilizadas no ajuste das equações, para o experimento de campo, os valores de CO<sub>fo</sub> e N<sub>ino</sub> quantificados nas parcelas controle não foram descontados dos valores de CO<sub>fo</sub> e N<sub>ino</sub> medidos nas parcelas em que o resíduo foi aplicado superficialmente, visto que, somente o resíduo em superfície foi analisado. Em todos os outros tratamentos e condições, os valores obtidos para o solo controle foram descontados dos valores obtidos nas parcelas em que o resíduo foi adicionado.

Considerando a variabilidade comum nos resultados quantificados em laboratório, calculou-se, também, conforme recomendado por Paula (2012), a fração disponibilizada de N<sub>ino</sub> utilizando-se as médias dos dois primeiros e dos dois últimos resultados observados.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Quantidade de resíduos gerados

O total de resíduos gerados foi de 5,63 kg por kg de palmito (matéria verde) produzido, sendo que, desse total, 63,6; 33,4; e 2,84% corresponderam, respectivamente, às bainhas, bases e pontas, conforme apresentado na Tabela 6. Considerando uma produção anual de 3 a 4 t ha<sup>-1</sup> de palmito (BOVI; CANTARELLA, 1996), tem-se uma produtividade média anual de 12,5 t ha<sup>-1</sup> de bainhas, 6,6 t ha<sup>-1</sup> de bases e 0,57 t ha<sup>-1</sup> de pontas ou uma taxa de produção de resíduos totais de 19 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

**Tabela 6.** Massa média e proporção de cada resíduo gerado (bainha, casca, ponta) e total de resíduos gerados por kg de palmito produzido.

<b>Partes da Planta</b>	<b>Massa (kg)</b>	<b>Proporção (%)</b>
Bainha	3,584 (± 0,74) <sup>1</sup>	63,65
Base	1,884 (± 0,67)	33,45
Ponta	0,164 (± 0,11)	2,90
<b>Total de Resíduos</b>	<b>5,63</b>	<b>100</b>

<sup>1</sup> Valores representam médias (desvio padrão; n = 30)

A taxa de produção de resíduos totais encontrada neste trabalho (19 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) foi inferior aos valores citados por Muller et al. (2000) e Santos (2003), que obtiveram uma taxa estimada de 28,22 e 30,9 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. A diferença nos valores encontrados se deve, possivelmente, à não contabilização das folhas e partes da planta que, normalmente, ficam na área de plantio como material orgânico de cobertura morta. Como somente as hastes são enviadas para as agroindústrias, neste estudo foi considerado resíduo apenas as partes que sobraram após o descascamento das hastes e extração do palmito.

Segundo Silva e Prado (2009), a produção total de resíduos nas agroindústrias de beneficiamento de palmito pode chegar a 131 t mês<sup>-1</sup>, valor que, geralmente, não tem uma destinação ou aproveitamento final adequado, fazendo com os resíduos fiquem armazenados por longos

períodos em pátios, o que acarreta em vários problemas ambientais e econômicos.

Ademais, segundo Matos (2005), a produção de resíduos agrícolas é extremamente variável, dependendo da espécie cultivada, do fim a que se destina, das condições de fertilidade do solo e das condições climáticas.

## 5.2. Caracterização do resíduo

As concentrações de  $CO_{fo}$  e  $N_T$  no resíduo misto fresco foram, respectivamente, 11,92 dag  $kg^{-1}$  e 1,19 g  $kg^{-1}$ , com uma relação C/N média de 51/1 (Tabela 7).

**Tabela 7.** Características químicas e físicas do resíduo misto fresco e seco.

Variáveis <sup>(1)</sup>	Unidade	Matéria Fresca	Matéria Seca
$CO_{fo}$	dag $kg^{-1}$	6,01	41,85
$COT_{(v.u.)}$	dag $kg^{-1}$	7,81	54,35
$COT_{(v.s.)}$	dag $kg^{-1}$	7,57	54,75
$N_T$	g $kg^{-1}$	1,19	8,10
$NO_3^-$	mg $kg^{-1}$	62,18	432,71
$NH_4^+$	mg $kg^{-1}$	3,93	27,35
NO	mg $kg^{-1}$	1.123,89	7.633,10
C/N	-	50,3	51,8
K	g $kg^{-1}$	2,6	18,09
Na	g $kg^{-1}$	0,02	0,14
Ca	g $kg^{-1}$	0,25	1,74
Mg	g $kg^{-1}$	0,52	3,62
P	g $kg^{-1}$	0,22	1,53
ST	dag $kg^{-1}$	14,37	100,0
SFT	dag $kg^{-1}$	5,17	5,17
SVT	dag $kg^{-1}$	94,83	94,83
Conteúdo de água	dag $kg^{-1}$	85,63	-

<sup>(1)</sup> $CO_{fo}$  - carbono orgânico facilmente oxidável;  $COT_{(v.u.)}$  - carbono orgânico total =  $CO_{fo}/0,77$ ;  $COT_{(v.s.)}$  - carbono orgânico obtido via seco =  $SVT/1,732$ ;  $N_T$  - nitrogênio total; NO – nitrogênio orgânico ( $N_T - (NO_3^- + NH_4^+)$ ); C/N - relação  $CO_{fo}/N_T$ ; K - potássio; Ca - cálcio; Mg - magnésio; Na - sódio; P - fósforo; ST - Sólidos totais; SFT - sólidos fixos totais; SVT - sólidos voláteis totais; Ub.u. - conteúdo de água.

Os valores de COT e  $N_T$  obtidos neste trabalho no resíduo misto estão próximos aos obtidos por Barreto et al. (2011) em trabalho de caracterização química da pupunheira, com valores de COT e  $N_T$  de 54,6 dag  $kg^{-1}$  e 5,8 g  $kg^{-1}$ , respectivamente, na matéria seca das bainhas da pupunheira. Silva e Prado (2009), em trabalho sobre a compostagem dos resíduos agroindustriais da pupunheira, também obtiveram valores de COT e

$N_T$  iguais a  $53,4 \text{ dag kg}^{-1}$  e  $7,0 \text{ g kg}^{-1}$ , respectivamente, para as bainhas das hastes da pupunheira.

A diferença nos valores de concentração de  $N_T$  e COT dos encontrados pelos referidos autores se deve, possivelmente, à utilização do resíduo misto, composto por uma mistura das bainhas, bases e pontas, que tem diferentes concentrações desses constituintes, conforme demonstrado por Barreto et al. (2011). Segundo Matos (2005), o conteúdo de nutrientes em resíduos de culturas é muito variável, dependendo do tipo de material e, dentre outras coisas, da fertilidade do solo.

A relação C/N nos resíduos de pupunheira, obtida neste trabalho, de 51/1 foi inferior às obtidas por Silva e Prado (2009) e Barreto et al. (2011), que foram de, aproximadamente, 75/1 e 94/1, respectivamente. O menor valor obtido, neste trabalho, se deve à maior concentração de  $N_T$  encontrada no resíduo, o que se deve possivelmente a diferenças na adubação nitrogenada, na fertilidade do solo entre os locais de produção da pupunheira ou diferenças nas concentrações de nitrogênio presentes em cada um dos três resíduos (bainhas, bases e pontas).

A taxa de decomposição de materiais orgânicos está diretamente associada à sua relação C/N, sendo que, quanto menor esse valor, mais fácil e rápida a decomposição. Materiais ricos em nitrogênio, tais como os esterco e palhada de leguminosas são os que possuem menores valores dessa relação, que variam entre 20/1 e 30/1, enquanto que em palhadas de gramíneas variam de 35/1 a 100/1 (MATOS, 2005).

Segundo o exposto na Tabela 7, nota-se que cerca de 85% dos resíduos é constituído por água, sendo que dos 15% de matéria seca, aproximadamente 95% é matéria orgânica (SVT), valor próximo aos encontrados por Silva e Prado (2009) e Barreto et al. (2011), os quais encontraram valores de 96,1% e 93,6%, respectivamente.

Quanto aos demais elementos analisados, Barreto et al. (2011) encontraram valores de Ca, Mg, K e P, respectivamente, de 4,68; 1,38; 16,18 e  $0,96 \text{ mg kg}^{-1}$ . Já Silva e Prado (2009), encontraram valores de Ca, Mg, K e P de 3,0; 2,0; 15,0 e  $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente. Como pode ser visto, há pequena diferença entre os valores encontrados pelos referidos

autores e os obtidos neste trabalho, sendo as diferenças atribuíveis à típica heterogeneidade dos resíduos sólidos orgânicos (MATOS, 2005).

### 5.3. Experimento de Campo.

Na Tabela 8 estão apresentados os dados de precipitação total mensal e temperaturas máxima, média e mínima no período de outubro de 2012 a fevereiro de 2013.

**Tabela 8.** Dados mensais de precipitação total e temperaturas máxima, média e mínima.

Meses	Precipitação (mm)	Temperatura (°C)		
		Máxima	Média	Mínima
Outubro	88,9	29,6	21,8	16,0
Novembro	235,4	26,4	21,3	18,3
Dezembro	199,3	30,8	23,9	19,5
Janeiro	143,1	28,2	22,5	19,0
Fevereiro	109,6	29,4	22,5	18,2

Fonte: INMET (2013).

Como pode ser visto na Tabela 8, a faixa de temperatura média do ar durante a condução do experimento de campo ficou entre os 22° C, onde o menor valor medido foi de 16° C, faixa de temperatura que estimula o metabolismo dos micro-organismos decompositores mesófilos. Os altos índices pluviométricos durante o período de condução do experimento de campo também contribuíram para que houvesse rápida mineralização dos resíduos, visto que, segundo Mendonça e Loures (1995), a manutenção do conteúdo de água do solo, por mais tempo, próximo à faixa de 40 a 60 dag kg<sup>-1</sup>, proporciona melhores condições para a decomposição da matéria orgânica.

### 5.3.1. Concentração de carbono orgânico facilmente oxidável e de nitrogênio inorgânico no solo/resíduo durante o período de monitoramento.

As concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável ( $CO_{fo}$ ) e nitrogênio inorgânico ( $N_{ino}$ ) no solo controle, no solo em que os resíduos foram incorporados e naqueles em que os resíduos foram dispostos superficialmente, estão apresentadas nas Tabelas 10 e 11 e nas Figuras 12 e 13.

O tempo limite de 112 dias de acompanhamento do processo, neste trabalho, foi justificado pela impossibilidade de coleta de novas amostras do resíduo aplicado superficialmente, devido ao seu quase total desaparecimento, na superfície dos vasos em que assim foi disposto (Figura 11).

Na Tabela 9 esta apresentada a análise estatística dos dados segundo o delineamento em Blocos Casualizados com parcelas subdivididas no tempo, dos valores observados de  $CO_{fo}$  e  $N_{ino}$  para as duas formas de disposição do resíduo.

**Tabela 9.** Análise de variância para se testar o efeito da forma de disposição, do tempo de monitoramento e da interação disposição x tempo na concentração do  $CO_{fo}$  e do  $N_{ino}$  no solo.

Fonte de variação	GL <sup>(1)</sup>	QM ( $CO_{fo}$ ) <sup>(2)</sup>	QM ( $N_{ino}$ ) <sup>(3)</sup>
Blocos	3,00		
Disposição	2,00	74,73*	232,16*
Res(a)	6,00	0,15	4,46
Parcelas	11,00		
Tempo	10,00	7,97*	165,23*
Disposiçãoxtempo	20,00	1,16*	27,94*
Res(b)	90,00	0,20	5,88
Total	131,00		

<sup>ns</sup>, \* respectivamente não significativo e significativo em nível de 5% de probabilidade.

<sup>(1)</sup> Graus de liberdade; <sup>(2)</sup> Quadrado médio dos valores de  $CO_{fo}$ ; <sup>(3)</sup> Quadrado médio dos valores de  $N_{ino}$ .

Com base na análise de variância apresentada na Tabela 9, pode-se concluir que houve diferença e interação significativa entre os tratamentos (forma de disposição e tempo de degradação), indicando que a forma de disposição e o tempo de mineralização foram preponderantes para a



**Figura 11.** Aspecto dos vasos em que o resíduo foi aplicado superficialmente, aos 117 dias de monitoramento.

ocorrência de diferença nos valores observados de  $CO_{fo}$  e  $N_{ino}$ . O fator tempo não influenciou, da mesma maneira, a mineralização do resíduo, tendo sido essa influência dependente da forma de sua disposição no solo.

Sendo assim, ficou evidente que a forma de disposição do resíduo foi preponderante para a diferença nos valores observados de  $CO_{fo}$  e  $N_{ino}$  remanescentes, indicando que para um mesmo período de tempo, os resíduos incorporados não mineralizaram com a mesma rapidez dos resíduos dispostos na superfície.

Conforme pode ser visto nas Tabelas 10 e 11, e Figuras 12 e 13, também foi possível se verificar mais clara tendência no comportamento dos dados de concentração de  $CO_{fo}$  em comparação aos de  $N_{ino}$ , durante o período de estudo, visto que houve decréscimo gradual do  $CO_{fo}$  em todos os tratamentos e menor variabilidade nos resultados observados. Acredita-se que isso esteja associado à lixiviação de parte do nitrogênio inorgânico no perfil do solo, decorrente da ação de chuvas ocorrentes de outubro a fevereiro, na área experimental.

A diferença nos valores observados entre as parcelas com resíduo incorporado em relação ao das parcelas nas quais o resíduo foi aplicado superficialmente (Tabelas 10 e 11) deveu-se à homogeneização do resíduo com o solo e a consequente diluição das concentrações de  $CO_{fo}$  e  $N_{ino}$  no meio. Nos tratamentos em que a aplicação do resíduo foi superficial, ficando concentrado na superfície do solo e sendo as amostragens efetuadas na superfície, sem a coleta do solo, foram obtidos maiores valores de  $CO_{fo}$  e  $N_{ino}$ .

Os resultados obtidos são indicativos da necessidade de se fazer maior número de repetições dos tratamentos, para melhor avaliar o processo de mineralização do NO, em condições de campo. Ainda assim, considera-se que a utilização do CO, como referencial para a avaliação do processo de degradação e estimativa dos coeficientes de mineralização de resíduos orgânicos, é mais indicada.

Observando-se as Figuras 12 e 13, fica evidente a redução do CO e NO dos resíduos durante o tempo de monitoramento. Outro fator que pode ser observado é que o maior decaimento nos valores de  $CO_{fo}$  e  $N_{ino}$  ocorreu nos primeiros vinte dias de acompanhamento do processo, tanto no resíduo

incorporado como aquele aplicado superficialmente, havendo menor variação nos valores durante o resto do tempo de experimento.

Os resultados obtidos para  $CO_{fo}$  e  $N_{ino}$ , obtidos neste trabalho são corroborados pelos que foram obtidos por Gama-Rodrigues et al. (2007), que verificaram rápida liberação de C, N, Ca, Mg, P e K de resíduos culturais no estágio inicial do processo de sua degradação. Torres et al. (2005) reportaram que a maior parte dos resíduos estudados, quando dispostos na superfície do solo, em condições de campo, tiveram alta taxa de mineralização nos primeiros 40 dias de monitoramento, com uma fração média de mineralização de 50%. Bayala et al. (2004), também em estudo de campo, no qual os resíduos foram dispostos sobre o solo, relataram que 40 e 80% do conteúdo de nitrogênio foi mineralizado das folhas de Karité e Néré (espécies arbóreas típicas da savana africana), respectivamente, dentro dos três primeiros meses de monitoramento.

Na degradação de resíduos orgânicos em condições de laboratório, Barreto et al. (2010), Khalil et al. (2005) e Dossa et al. (2008) reportaram que a maior parte do CO e NO foram mineralizados no primeiro mês.

Além das evidências proporcionadas pelos dados obtidos, também os modelo exponencial de primeira ordem, utilizado para descrever o processo de mineralização dos resíduos, por si só, já dá indicativos de que a maior parte dos elementos químicos são mineralizados no estágio inicial de decomposição, já que descreve esse tipo de comportamento.

**Tabela 10.** Concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>fo</sub>) nas amostras de solo controle, de solo com resíduo incorporado e no solo com resíduo aplicado superficialmente, no experimento de campo.

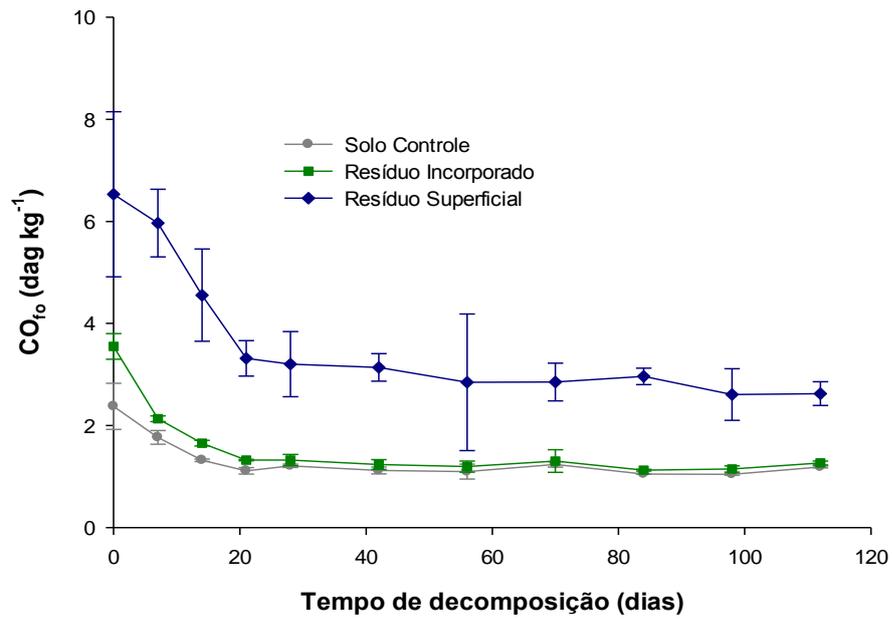
Tratamentos	Tempo de Decomposição (dias)										
	0	7	14	21	28	42	56	70	84	98	112
	----- CO <sub>fo</sub> (dag kg <sup>-1</sup> ) -----										
Solo Controle	2,37 A <sup>(1)</sup>	1,77 A	1,32 A	1,11 A	1,21 A	1,12 A	1,10 A	1,24 A	1,05 A	1,04 A	1,19 A
Resíduo Incorporado	3,55 B	2,13 B	1,65 B	1,32 A	1,32 A	1,24 A	1,19 A	1,30 A	1,13 A	1,15 A	1,26 A
Resíduo Superficial	6,53 C	5,97 C	4,56 C	3,32 B	3,20 B	3,14 B	2,85 B	2,85 B	2,96 B	2,61 B	2,62 B

<sup>(1)</sup>médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade.

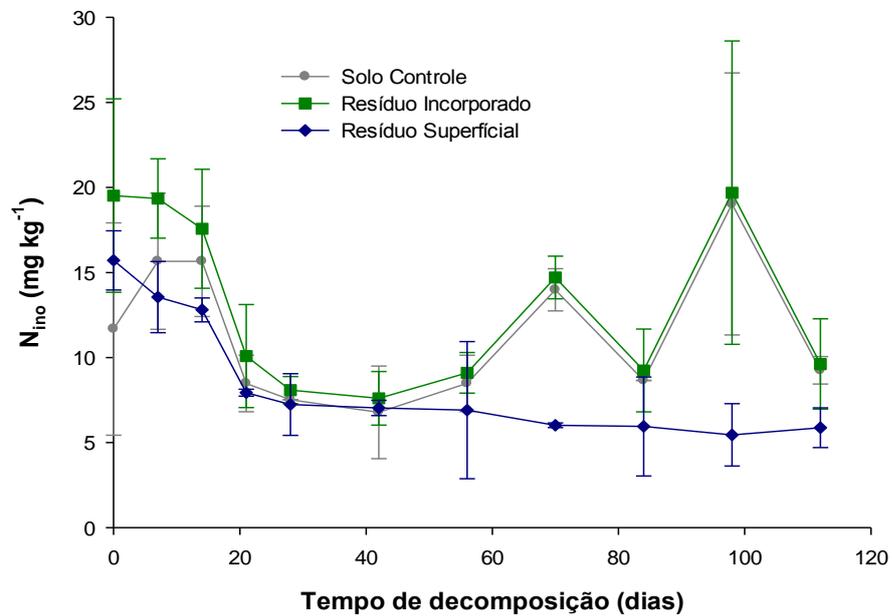
**Tabela 11.** Concentrações de nitrogênio inorgânico (N<sub>ino</sub>) nas amostras de solo controle, de solo com resíduo incorporado e no solo com resíduo aplicado superficialmente, no experimento de campo.

Tratamentos	Tempo de Decomposição (dias)										
	0	7	14	21	28	42	56	70	84	98	112
	----- N <sub>ino</sub> (mg kg <sup>-1</sup> ) -----										
Solo Controle	11,68A <sup>(1)</sup>	15,66 A	15,66 A	8,47 A	7,51 A	6,78 A	8,48 A	13,98 A	8,65 A	19,03 A	9,25 A
Resíduo Incorporado	19,53 B	19,35 B	17,57 B	10,08 B	8,08 A	7,60 A	9,10 A	14,71 A	9,24 A	19,69 A	9,62 A
Resíduo Superficial	15,72 C	13,56 C	12,80 C	7,93 A	7,23 A	7,03 A	6,91 B	6,02 B	5,94 B	5,45 B	5,87 B

<sup>(1)</sup>médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade.



**Figura 12** - Concentrações de carbono orgânico facilmente oxidável (CO<sub>fo</sub>) nas amostras de solo controle, de solo com resíduo incorporado e no solo com resíduo aplicado superficialmente, durante os 112 dias de monitoramento.



**Figura 13** - Concentrações de nitrogênio inorgânico (N<sub>ino</sub>) nas amostras de solo controle, de solo com resíduo incorporado e no solo com resíduo aplicado superficialmente, durante os 112 dias de monitoramento.

### **5.3.2. Cinética de mineralização do carbono orgânico e do nitrogênio orgânico no solo/resíduo, durante o período de monitoramento.**

Com base nos resultados obtidos para concentrações de  $CO_{fo}$  e  $N_{ino}$  puderam ser ajustadas equações para estimativa do processo de mineralização do CO e NO. Aos dados experimentais foi ajustado o modelo exponencial simples, tal como ao proposto por Stanford e Smith (1972) (Equações 1 e 2), cujos parâmetros estão apresentados nas Tabelas 12 e 13 e nas Figuras 14 a 17.

Analisando-se os dados apresentados nas Tabelas 12 e 13, pode-se verificar que os valores de carbono orgânico potencialmente mineralizável ( $CO_{(0)}$ ) e nitrogênio inorgânico potencialmente disponibilizável ( $N_{ino(0)}$ ), para o resíduo incorporado, foram, respectivamente, de  $1,08 \text{ dag kg}^{-1}$  e  $7,56 \text{ mg kg}^{-1}$ ; e os valores dos coeficientes de mineralização do carbono orgânico ( $k_c$ ) e disponibilização do nitrogênio inorgânico ( $k_n$ ) foram, respectivamente, de  $0,1498 \text{ d}^{-1}$  ( $4,494 \text{ mês}^{-1}$ ) e  $0,1050 \text{ d}^{-1}$  ( $3,15 \text{ mês}^{-1}$ ). Para o resíduo aplicado superficialmente, os valores de  $CO_{(0)}$  e  $N_{ino(0)}$  foram, respectivamente, de  $3,93 \text{ dag kg}^{-1}$  e  $10,22 \text{ mg kg}^{-1}$ ; e os valores de  $k_c$  e  $k_n$  foram, respectivamente, de  $0,0546 \text{ d}^{-1}$  ( $1,638 \text{ mês}^{-1}$ ) e  $0,0456 \text{ d}^{-1}$  ( $1,368 \text{ mês}^{-1}$ ).

O modelo exponencial simples de cinética de primeira ordem proposto por Stanford e Smith (1972) se ajustou bem a todos os dados obtidos, para um nível de significância mínimo dos coeficientes de 1%, onde as curvas ajustadas e suas respectivas equações do modelo podem ser observadas nas Figuras 14 a 17.

**Tabela 12.** Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem<sup>(1)</sup> da degradação do carbono orgânico (CO), coeficiente de mineralização (kc) e fração mineralizada (FmCO), obtidos a partir dos ajustes dos dados de carbono orgânico mineralizado acumulado, em solos nos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente, após 112 dias de monitoramento.

Forma de aplicação	CO <sub>(0)</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	kc (d <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup> -	CO <sub>(min)</sub> (dag kg <sup>-1</sup> )	FmCO <sub>(ob)</sub> <sup>(1)</sup> (%)	FmCO <sub>(Est1)</sub> <sup>(2)</sup> (%)	FmCO <sub>(Est2)</sub> <sup>(3)</sup> (%)
Incorporado	1,08***	0,1498***	0,9689	1,08	93,47	100,00	100,00
Superficial	3,92***	0,0546***	0,9516	3,91	59,82	99,78	67,26

ns, \*\*\*, \*\*, \* Não significativo e significativos em nível de 0,1%, 1% e 5% de probabilidade, respectivamente.

CO<sub>(0)</sub>, carbono orgânico potencialmente mineralizável do resíduo, em dag kg<sup>-1</sup>; CO<sub>(min)</sub>, carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado e acumulado durante os 112 dias de experimento, em dag kg<sup>-1</sup>; kc, 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>(ob)</sub> = 100 x [(CO(Trat)<sub>in</sub> - CO(Cont)<sub>in</sub>) - (CO(Trat)<sub>fin</sub> - CO(Cont)<sub>fin</sub>)] / (CO(Trat)<sub>in</sub> - CO(Cont)<sub>in</sub>); <sup>(2)</sup> FmCO<sub>(Est1)</sub> = 100 x (CO<sub>(min)</sub>/CO<sub>(0)</sub>);

<sup>(3)</sup> FmCO<sub>(Est2)</sub> = 100 x (CO<sub>(min)</sub>/CO).

**Tabela 13.** Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem<sup>(1)</sup> da degradação do nitrogênio orgânico (NO), coeficiente de disponibilização (kn) e fração disponibilizada (FdN<sub>ino</sub>), obtidos a partir dos ajustes dos dados de nitrogênio inorgânico acumulado, em solos nos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente, após 112 dias de monitoramento.

Forma de aplicação	N <sub>ino(0)</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	kn (d <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup> -	N <sub>ino(dis)</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	FdN <sub>ino(ob)</sub> <sup>(1)</sup> (%)	FdN <sub>ino(Est1)</sub> <sup>(2)</sup> (%)	FdN <sub>ino(Est2)</sub> <sup>(3)</sup> (%)
Incorporado	7,56***	0,1050***	0,9910	7,56	95,27	100,00	7,75
Superficial	10,22**	0,0456**	0,9405	10,16	62,66	99,39	0,91

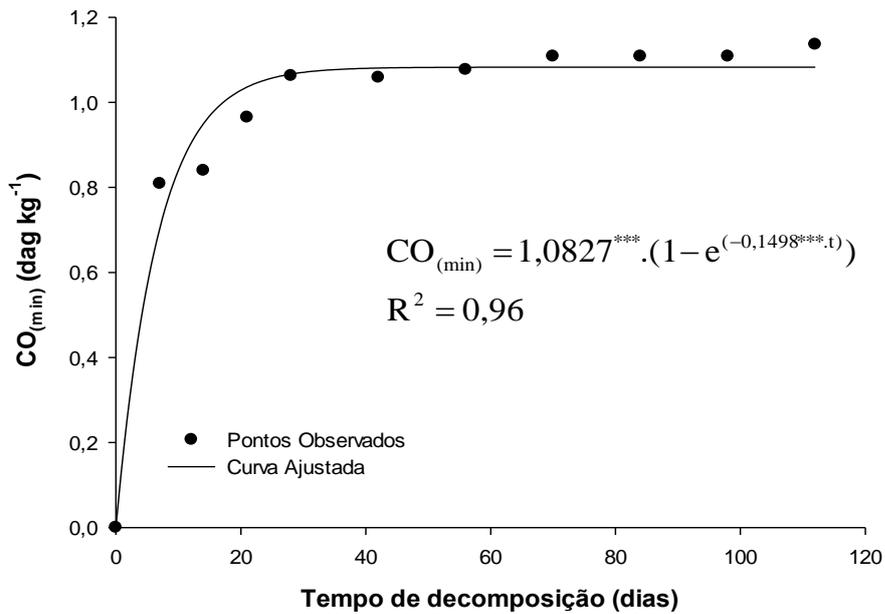
ns, \*\*\*, \*\*, \* Não significativo e significativos em nível de 0,1%, 1% e 5% de probabilidade, respectivamente.

N<sub>ino(0)</sub>, nitrogênio inorgânico potencialmente disponibilizável do resíduo, em mg kg<sup>-1</sup>; N<sub>ino(dis)</sub>, nitrogênio inorgânico disponibilizado acumulado durante os 112 dias de incubação do resíduo, em mg kg<sup>-1</sup>; kn, coeficiente de disponibilização do nitrogênio inorgânico do resíduo, em dias<sup>-1</sup>;

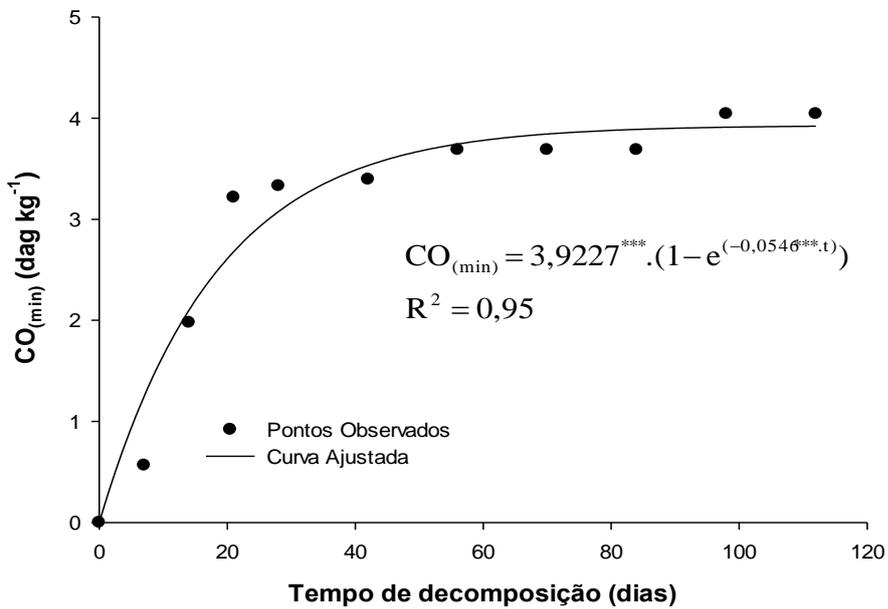
R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação;

Fração de mineralização: <sup>(1)</sup> FdN<sub>ino(ob)</sub> = 100 x [(N<sub>ino(Trat)</sub><sub>in</sub> - N<sub>ino(Cont)</sub><sub>in</sub>) - (N<sub>ino(Trat)</sub><sub>fin</sub> - N<sub>ino(Cont)</sub><sub>fin</sub>)] / (N<sub>ino(Trat)</sub><sub>in</sub> - N<sub>ino(Cont)</sub><sub>in</sub>); <sup>(2)</sup> FmCO<sub>(Est1)</sub> = 100 x (CO<sub>(min)</sub>/CO<sub>(0)</sub>);

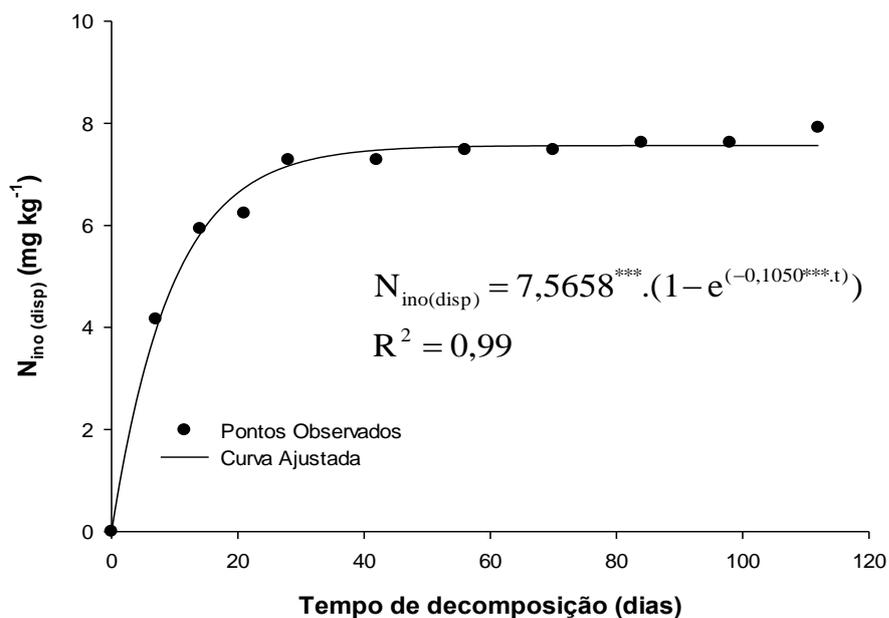
<sup>(3)</sup> FdN<sub>ino(Est2)</sub> = 100 x (N<sub>ino(dis)</sub>/NO).



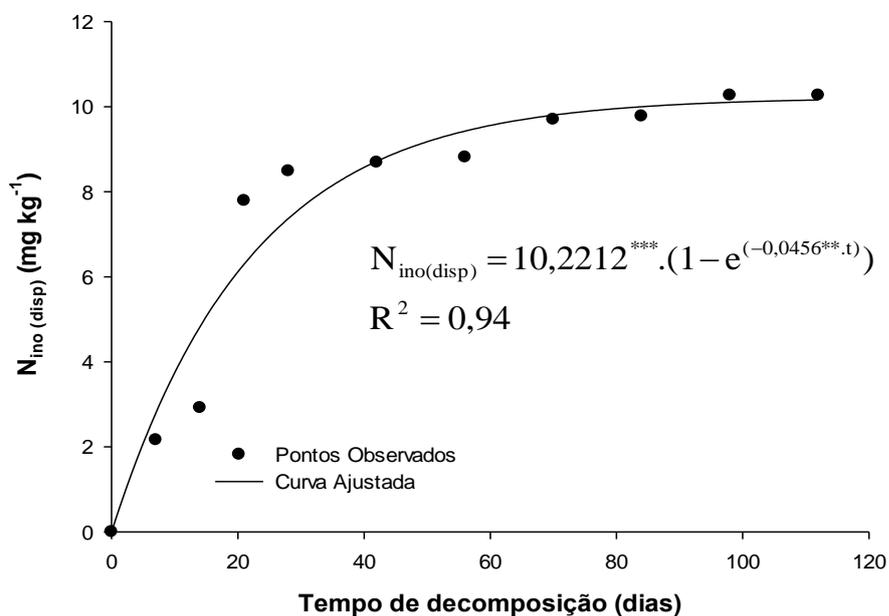
**Figura 14.** Concentração acumulada de carbono orgânico facilmente oxidado mineralizado ( $CO_{(min)}$ ) do resíduo incorporado no solo e sua equação ajustada para um período de 112 dias de monitoramento.



**Figura 15.** Concentração acumulada de carbono orgânico facilmente oxidado mineralizado ( $CO_{(min)}$ ) do resíduo aplicado superficialmente no solo e sua equação ajustada para um período de 112 dias de monitoramento.



**Figura 16.** Concentração acumulada de nitrogênio inorgânico disponibilizado ( $N_{\text{ino}(\text{disp})}$ ) do resíduo incorporado no solo e sua equação ajustada para um período de 112 dias de monitoramento.



**Figura 17.** Concentração acumulada de nitrogênio inorgânico disponibilizado ( $N_{\text{ino}(\text{disp})}$ ) do resíduo aplicado superficialmente no solo e sua equação ajustada para um período de 112 dias de monitoramento.

Na Tabela 14, estão apresentados os valores estimados das frações mineralizadas do carbono e disponibilizadas de nitrogênio inorgânico, calculadas utilizando-se as Equações 3 e 4, referentes ao Método 1, utilizando-se as Equações 4 e 5, referentes ao Método 2, e utilizando-se as Equações 7 e 8, referentes ao método 3, para diferentes dias de monitoramento do processo.

**Tabela 14.** Frações de mineralização do CO e disponibilização do  $N_{ino}$  do resíduo incorporado e aplicado superficialmente, para diferentes dias de monitoramento do processo.

Parâmetros			dias			
			28	56	84	112
			Frações mineralizadas (%)			
CO	Método 1	Incorporado	90,43	91,65	93,52	93,47
		Superficial	50,98	56,44	54,66	59,82
	Método 2	Incorporado	98,76	99,98	100,00	100,00
		Superficial	79,79	95,91	99,17	99,83
	Método 3	Incorporado	100,0	100,0	100,0	100,0
		Superficial	55,41	61,34	61,34	67,26
$N_{ino}$	Método 1	Incorporado	92,77	92,07	92,52	95,27
		Superficial	53,99	56,07	62,18	62,66
	Método 2	Incorporado	96,41	99,87	100,00	100,00
		Superficial	73,03	92,73	98,04	99,47
	Método 3	Incorporado	7,13	7,32	7,46	7,75
		Superficial	0,76	0,78	0,87	0,91

A escolha dos métodos 1, 2 e 3, para o cálculo das frações mineralizadas, se deveu à possibilidade de sua utilização tanto para o cálculo das frações das duas formas de disposição estudadas (incorporação e aplicação superficial), como para as duas condições experimentais (campo e laboratório), e por se basear tanto nos valores observados e estimados pelo modelo, como nas concentrações de  $CO_{to}$  e NO presentes no resíduo.

As frações mineralizadas do CO, calculadas com base nos Métodos 2 e 3, para o resíduo incorporado foram bem próximas, porém superiores às obtidas pelo Método 1. Já para o resíduo aplicado superficialmente, as frações calculadas com base nos métodos 1 e 3, foram mais próximas e inferiores às fornecidas utilizando-se o método 2. As diferenças encontradas na estimativa das frações mineralizadas de CO, utilizando-se os três métodos podem ser consideradas pequenas, o que viabiliza a utilização de todas as três para a obtenção desses indicadores de mineralização do

material orgânico dos resíduos da pupunheira. O método 1 pode fornecer bons resultados por se basear nas concentrações medidas de  $CO_{fo}$  ao longo do tempo. O método 2 também pode fornecer bons resultados, mas é bastante influenciado pela qualidade do ajuste do modelo aos dados e do nível de significância dos parâmetros. Contudo, considera-se que os resultados obtidos utilizando-se o método 3, são mais confiáveis e verosímeis, por se basear na concentração de  $CO_{fo}$  do resíduo em análise.

No que se refere às frações obtidas considerando-se o  $N_{ino}$ , os métodos 1 e 2 forneceram resultados próximos, entretanto bem superiores aos obtidos pelo método 3, indicando possivelmente que pequena parte do  $N_{ino}$  disponibilizado tenha sido recuperado nas análises das amostras, o que repercutiu em baixas frações mineralizadas, estando esse fato possivelmente associado à maior instabilidade do N no meio, principalmente devido à sua alta propensão de ser lixiviado no perfil do solo sob altos regimes pluviométricos ou possivelmente também por uma ineficiência ou erro na metodologia que foi empregada nas medições.

Com base nos dados da Tabela 14, pode-se concluir que mais de 90% do resíduo incorporado e mais de 50% do resíduo disposto na superfície foi mineralizado nos 28 primeiros dias de sua incubação, não havendo grande aumento no valor das frações mineralizadas, a partir daí. Isso indica que a maior parte do resíduo foi decomposto dentro dos trinta primeiros dias e que a incorporação proporcionou aumento significativo na fração mineralizada do resíduo.

A rápida mineralização do resíduo pode ser explicada pela grande labilidade do material orgânico em estudo e em virtude da pequena granulometria do material (após passado em picadeira tinha dimensões de 3 a 6 mm), o que aumentou significativamente a sua superfície específica e suscetibilidade à ação dos meso e micro-organismos.

Como pode ser observado na Tabela 1, os valores obtidos por Gama-Rodrigues et al. (2007) de  $k_c$  e  $k_n$  para todos os restos culturais foram inferiores aos encontrados para o resíduo da pupunheira, obtidos neste trabalho, o que pode ter se devido à utilização, pelo autor, do modelo proposto por Olson (1963), no qual uma amostra de 30 g dos resíduos culturais (sem serem picados) foram colocados em sacos de náilon (malha 2

mm) e estes dispostos sobre a superfície do solo, e o ajuste feito com base nos valores remanescentes de CO e NO. A utilização, pelos autores, de materiais não picados e dispostos dentro de sacos sobre o solo, pode ter sido, no entanto, o fator que mais contribuiu para os menores valores encontrados, visto que a acessibilidade dos meso e micro-organismos foi comprometida. As frações mineralizadas do CO e do NO foram inferiores, porém próximas, aos valores encontrados para o resíduo misto da pupunheira, para tempos semelhantes de monitoramento do processo. Ademais, a menor fração mineralizada obtida por eles foi, em média, de 48,54% (braquiária não adubada), o que indicou rápida degradação/mineralização de resíduos sólidos orgânicos nas condições climáticas brasileiras, mesmo quando dispostos sobre a superfície dos solos.

O método utilizado por Torres et al. (2005) foi semelhante ao utilizado pelos autores do trabalho anterior, entretanto, nesse caso, foi ajustado o modelo exponencial simples de primeira ordem, proposto por Thomas e Asakawa (1993), com pequenas modificações, no qual a massa de resíduos colocada nos sacos de naylor foi de 10 g. Com base nos valores apresentados na Tabela 2, pode se notar que os valores de  $k_c$  e  $k_n$  também foram bem inferiores aos encontrados neste trabalho, o que possivelmente se deveu à mesma razão exposta anteriormente. As frações de mineralização encontradas por eles também estão na faixa dos valores obtidos neste trabalho e no trabalho de Gama-Rodrigues et al. (2007), indicando que, mesmo quando dispostos superficialmente, no mínimo 40% dos resíduos é mineralizado até o terceiro/quarto mês de sua disposição no campo.

Os coeficientes de mineralização encontrados por Bayala et al. (2004), para as folhas de Karité e Néré, também foram inferiores às obtidas neste trabalho (Tabela 3). No entanto, os citados autores utilizaram o modelo proposto por Wieder e Lang (1982) para efetuar essas estimativas, onde as concentrações remanescentes (não acumuladas) dos elementos estudados (C e N) foram usadas para o ajuste do modelo e obtenção dos coeficientes, gerando assim diferentes valores para os mesmos. Bayala et al. (2004) relataram que a fração mineralizada variou de 40 a 80% nas folhas de Karité e de 75 a 90% nas folhas de Néré, durante os três primeiros meses de

condução do experimento. Estes valores estão dentro da faixa encontrada por outros autores (GOMES, 2004; KHALID et al., 2000).

Outro fator que pode ter proporcionado a obtenção, neste trabalho, de maiores valores para os coeficientes de mineralização do que os encontrados por Bayala et al. (2004), foi a incorporação dos resíduos picados ao solo, seguida de mistura e homogeneização, o que aumentou o contato do resíduo com o solo e potencializou a sua mineralização. Contudo, de forma semelhante ao obtido neste trabalho, os coeficientes de mineralização dos resíduos enterrados também foram superiores aos obtidas quando eles foram dispostos sobre a superfície do solo e as frações de mineralização encontradas ficaram próximas às obtidas neste trabalho.

Analisando-se os modelos utilizados para cálculo da concentração remanescente de CO (STANFORD; SMITH, 1972; OLSON, 1963; THOMAS; ASAKAWA, 1993; WIEDER; LANG, 1982), verifica-se que todos estão baseados em equações exponenciais simples ou de cinética de primeira ordem. Isso possibilita que se conclua que o valor dos coeficientes sofre forte influência do método utilizado na experimentação e das várias possibilidades de tratamento dos dados de entrada para o ajuste das equações. Assim, considera-se que a comparação dos coeficientes apenas faz sentido quando o método utilizado e o tratamento dos dados forem semelhantes.

A incorporação dos resíduos ao solo acelerou consideravelmente o processo de degradação do material orgânico, fazendo com que a fração mineralizada se tornasse, aproximadamente, duas vezes maior que a dos resíduos dispostos sobre a superfície do solo. O resíduo incorporado mineralizou mais rapidamente que o aplicado superficialmente, possivelmente devido ao aumento do contato das partículas do resíduo com o solo, ocasionado pela sua mistura e homogeneização com o mesmo; manutenção de maiores valores de conteúdo de água no solo por mais tempo dentro dos vasos, comparativamente aos encontrados na superfície do solo: e a não incidência de radiação solar direta sobre o resíduo incorporado, que sabidamente é nociva aos micro-organismos que participam no processo de degradação do resíduo.

### 5.3.3. Relação C/N durante o período de monitoramento para o resíduo incorporado e disposto na superfície do solo.

Na Tabela 13 estão apresentados os valores de relação carbono e nitrogênio orgânico (C/N), calculados com os valores medidos de CO<sub>f0</sub> e N<sub>T</sub>, no resíduo incorporado e disposto superficialmente, em vários tempos de monitoramento do processo.

**Tabela 13.** Valores de relação C/N no solo/resíduo quando o resíduo foi incorporado ou disposto na superfície do solo.

Dias	Relação C/N	
	Resíduo Incorporado	Resíduo Superficial
0	25,02	46,89
28	9,29	27,69
56	8,44	26,15
84	7,93	30,91
112	8,77	30,81

Verifica-se que, ao final de 112 dias de incubação, houve redução de 65% na relação C/N do material, coletado nos vasos em que o resíduo foi incorporado, enquanto que naqueles em que o resíduo foi disposto superficialmente, a redução foi de 34%.

Isso comprovou a menor degradação do material orgânico quando o resíduo foi disposto sobre a superfície do solo. A redução na relação C/N dos resíduos durante o processo de degradação é reflexo do seu processo de mineralização, no qual há perda de carbono orgânico, na forma de CO<sub>2</sub>, para atmosfera (GIACOMINI et al., 2003; AITA; GIACOMINI, 2003; GAMA-RODRIGUES et al., 1999).

## 5.4. Experimento de Laboratório.

### 5.4.1. Concentração de carbono emanado na forma de CO<sub>2</sub> e de nitrogênio inorgânico (N<sub>ino</sub>) no solo/resíduo durante o período de monitoramento.

As concentrações de C-CO<sub>2</sub> e N<sub>ino</sub> no solo controle e naqueles tratamentos em que os resíduos foram incorporados e dispostos superficialmente no solo receptor estão mostradas nas Tabelas 15 e 16 e nas Figuras 18 e 19.

Na Tabela 14 esta apresentada a análise estatística dos dados segundo o delineamento em Blocos Casualizados com parcelas subdivididas no tempo, dos valores observados de C-CO<sub>2</sub> e N<sub>ino</sub> para as duas formas de disposição do resíduo.

**Tabela 14.** Análise de variância para se testar o efeito da forma de disposição, do tempo de monitoramento e da interação disposição x tempo na concentração do C-CO<sub>2</sub> e do N<sub>ino</sub> no solo.

Fonte de variação	GL <sup>(1)</sup>	GL <sup>(2)</sup>	QM (C-CO <sub>2</sub> ) <sup>(3)</sup>	QM (N <sub>ino</sub> ) <sup>(4)</sup>
Blocos	3	3		
Disposição	2	2	137962,31*	11276,04*
Res(a)	6	6	1278,58	703,91
Parcelas	11	11		
Tempo	15	10	3787,79*	6711,61*
DisposiçãoxTempo	30	20	323,08*	670,03*
Res(b)	136	90	167,27	213,99
Total	192	131		

ns, \* Não significativo, significativo em nível de 5% de probabilidade, respectivamente;

(1) Graus de liberdade para C-CO<sub>2</sub>; (2) Graus de liberdade para o N<sub>ino</sub>; (3) Quadrado médio dos valores de C-CO<sub>2</sub>; (4) Quadrado médio dos valores de N<sub>ino</sub>.

Segundo a análise de variância apresentada na Tabela 14, pode-se concluir que houve diferença e interação significativa entre os tratamentos (forma de disposição e tempo de degradação), indicando que a forma de disposição e o tempo de mineralização foram preponderantes para a ocorrência de diferença nos valores observados de C-CO<sub>2</sub> e N<sub>ino</sub>. O fator tempo não influenciou, da mesma maneira, a degradação do resíduo, tendo sido essa influência dependente da forma de disposição do resíduo no solo.

Conforme pode ser visto na Tabela 15, houve decréscimo gradual nos valores de C-CO<sub>2</sub> produzidos no solo submetido a todos os tipos de tratamento, inclusive no solo controle, o que pode ter sido ocasionado pelo efeito *priming*. Acredita-se ter ocorrido o efeito *priming* no solo controle em razão da adição de nutrientes, requerida no preparo do solo para a condução do experimento, conforme indicado na NBR 14.283 (ABNT, 1999). Os maiores valores de CO<sub>2</sub> emanado foi obtido nas amostras de solo mantidas dentro dos respirômetros, com resíduos aplicados superficialmente. No entanto, segundo o método proposto pela ABNT, em torno de 50% do carbono mineralizado do resíduo que é incorporado ao solo, fica retido nele e não é capturado pela solução de KOH. Por essa razão os valores medidos de CO<sub>2</sub>, emanados nos respirômetros em que resíduo foi incorporado ao solo, foram multiplicados por dois.

A disponibilização do N<sub>ino</sub> foi muito variável durante o tempo de monitoramento do processo, conforme pode ser observado na Tabela 16, obtendo-se altas concentrações de N<sub>ino</sub> na segunda semana, seguida de um abrupto decréscimo na semana seguinte e relativa estabilização nas semanas posteriores, o que ocorreu em todos os tratamentos. Essa variação se deveu, possivelmente, ao tempo de adaptação dos micro-organismos à dinâmica do N<sub>ino</sub> no perfil das colunas de solo e à passagem da solução extratora pelo perfil nos dias de amostragem.

Pode-se notar, também, que a concentração de N<sub>ino</sub> no resíduo incorporado foi maior que a obtida no resíduo disposto na superfície, aos 28 e 42 dias de incubação, sendo que, na maior parte do tempo, as concentrações de N<sub>ino</sub> foram obtidas no resíduo disposto na superfície. Esse fato também foi observado por Barreto et al. (2010), Khalil et al. (2005) e Dossa et al. (2008) em seus trabalhos, onde reportaram altos picos de emissão de CO<sub>2</sub> nas primeiras semanas de incubação dos resíduos estudados em laboratório, seguida de uma redução nas semanas seguintes, tendo sido o mesmo comportamento observado na mineralização do NO.

Tal como já discutido, anteriormente, o modelo exponencial de primeira ordem foi representativo do processo de degradação, já que evidenciou a ocorrência de rápida mineralização nas primeiras semanas, acompanhado de uma redução nos valores nas semanas seguintes.

**Tabela 15.** Concentrações de carbono orgânico emanado na forma de CO<sub>2</sub> (C-CO<sub>2</sub>) nas amostras de solo controle, de solo com resíduo incorporado e no solo com resíduo aplicado superficialmente, no experimento de laboratório.

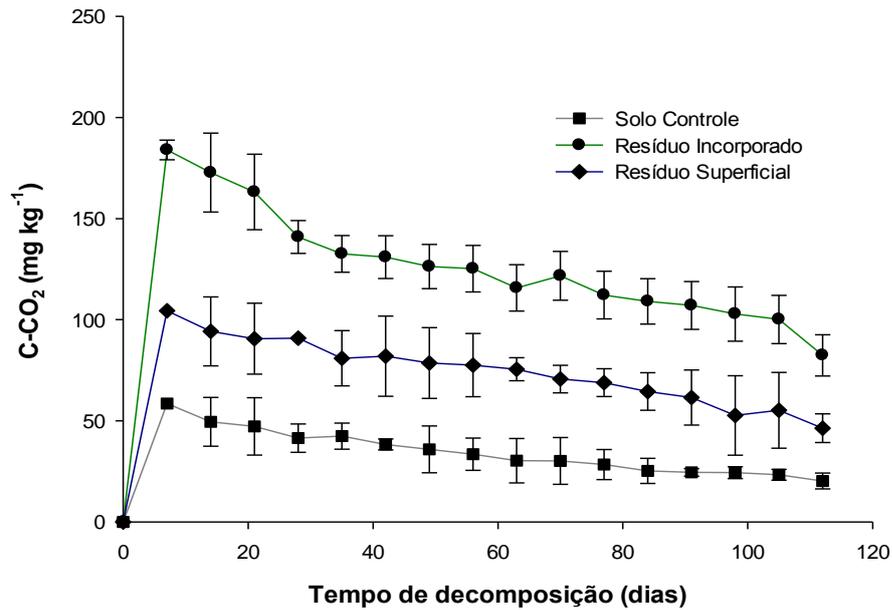
Tratamentos	Concentração de C-CO <sub>2</sub>							
	(mg kg <sup>-1</sup> )							
Dias de Decomposição	7	14	21	28	35	42	49	56
Solo Controle	58,50 A	49,50 A	47,25 A	41,76 A	42,41 A	38,28 A	35,89 A	33,50 A
Resíduo Incorporado	183,97 B	172,80 B	163,20 B	140,94 B	132,59 B	131,02 B	126,32 B	125,28 B
Resíduo Superficial	104,40 C	94,20 C	90,60 C	90,83 C	80,91 C	81,95 C	78,56 C	77,52 C
Dias de Decomposição	63	70	77	84	91	98	105	112
Solo Controle	30,28 A	30,18 A	28,37 A	25,21 A	24,49 A	24,36 A	23,31 A	20,25 A
Resíduo Incorporado	115,77 B	121,72 B	112,20 B	109,06 B	107,07 B	102,82 B	100,13 B	82,35 B
Resíduo Superficial	75,48 C	70,64 C	68,85 C	64,49 C	61,50 C	52,67 C	55,19 C	46,35 C

<sup>(1)</sup> médias seguidas de mesma letra (colunas e dias) não diferem entre si, pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade.

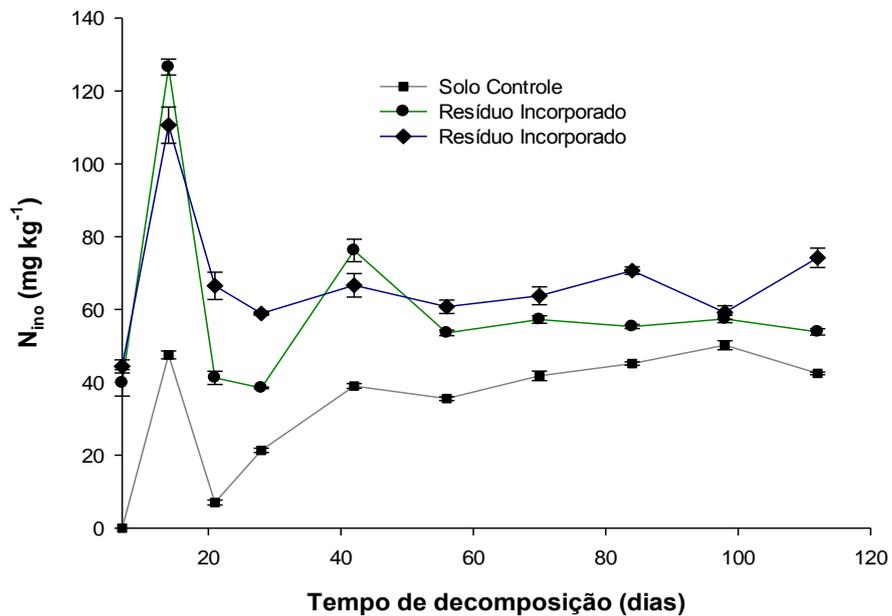
**Tabela 16.** Concentrações de nitrogênio inorgânico (N<sub>ino</sub>) nas amostras de solo controle, de solo com resíduo incorporado e no solo com resíduo aplicado superficialmente, no experimento de laboratório.

Tratamentos	Tempo de Decomposição (dias)									
	7	14	21	28	42	56	70	84	98	112
	N <sub>ino</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )									
Solo Controle	0,0 A	47,52 A	7,02 A	21,34 A	38,99A	35,53A	41,80 A	45,15 A	50,19A	42,47A
Resíduo Incorporado	39,85B	126,55B	41,23B	38,48AB	76,25B	53,56B	57,24AB	55,30AB	57,41A	53,84A
Resíduo Superficial	44,38 B	110,61 B	66,53 C	58,91 B	66,66 B	60,74 B	63,78 B	70,72 B	59,19A	74,22B

<sup>(1)</sup> médias seguidas de mesma letra (colunas) não diferem entre si, pelo teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade.



**Figura 18.** Concentrações de carbono emanado na forma de CO<sub>2</sub> (C-CO<sub>2</sub>) nas amostras de solo controle, de solo com resíduo incorporado e no solo com resíduo aplicado superficialmente, durante os 112 dias de monitoramento.



**Figura 19.** Concentrações de nitrogênio inorgânico (N<sub>ino</sub>) nas amostras de solo controle, de solo com resíduo incorporado e no solo com resíduo aplicado superficialmente, durante os 112 dias de monitoramento.

#### **5.4.2. Cinética de mineralização do carbono orgânico e do nitrogênio orgânico no solo/resíduo durante o período de monitoramento.**

Com base nos resultados obtidos para as concentrações de C-CO<sub>2</sub> e N<sub>ino</sub> nas amostras de solo/resíduo, coletadas durante o período de monitoramento, pôde-se avaliar o processo de mineralização do CO e NO. Para isso, ajustaram-se, aos dados obtidos, o modelo exponencial (equações de cinética de primeira ordem), tal como proposto por Stanford e Smith (1972), cujos parâmetros estão apresentados nas Tabelas 17 e 18 e nas Figuras 20 a 23.

Analisando-se os dados apresentados nas Tabelas 17 e 18, pode-se verificar que os valores de CO<sub>(0)</sub> e N<sub>ino(0)</sub>, no resíduo incorporado, foram de 3.6441, mg kg<sup>-1</sup> e 265,5 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente, e os valores de kc e kn de 0,005 d<sup>-1</sup> (0,15 mês<sup>-1</sup>) e 0,0369 d<sup>-1</sup> (1,107 mês<sup>-1</sup>), respectivamente. Para o resíduo aplicado superficialmente, os valores de CO<sub>(0)</sub> e N<sub>ino(0)</sub> foram respectivamente, de 2.286,7 mg kg<sup>-1</sup> e 340,5 mg kg<sup>-1</sup> e os valores de kc e kn foram de 0,003 d<sup>-1</sup> (0,09 mês<sup>-1</sup>) e 0,0281 d<sup>-1</sup> (0,843 mês<sup>-1</sup>), respectivamente.

Na avaliação da mineralização do CO (Tabela 17), conforme o esperado, a incorporação do resíduo ao solo acelerou o seu processo de mineralização.

Com base no que está apresentado nas figuras 22 e 23, verifica-se que, apesar da concentração de N<sub>ino(0)</sub> ter sido maior, o resíduo incorporado foi o que mineralizou mais rápido.

O modelo exponencial simples de cinética de primeira ordem proposto por Stanford e Smith (1972) se ajustou bem a todos os dados obtidos, para um nível de significância mínimo dos coeficientes de 1%, onde as curvas ajustadas e suas respectivas equações do modelo podem ser observadas nas Figuras 20 a 23.

**Tabela 17.** Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem<sup>(1)</sup> da degradação do carbono orgânico (CO), coeficiente de mineralização (kc) e fração mineralizada (FmCO), obtidos a partir dos ajustes dos dados de carbono orgânico mineralizado acumulado, em solos nos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente, após 112 dias de monitoramento.

Forma de aplicação	CO <sub>(0)</sub>	kc	R <sup>2</sup>	CO <sub>(min)</sub>	FmCO <sub>(ob)</sub> <sup>(1)</sup>	FmCO <sub>(Est1)</sub> <sup>(2)</sup>	FmCO <sub>(Est2)</sub> <sup>(3)</sup>
	(mg kg <sup>-1</sup> )	(d <sup>-1</sup> )	-	(mg kg <sup>-1</sup> )	(%)	(%)	(%)
Incorporado	3.441,63***	0,0050***	0,9992	1475,74	50,51	42,88	2,45
Superficial	2.286,65***	0,0030***	0,9993	652,56	36,01	24,42	1,07

ns, \*\*\*, \*\*, \*Não significativo e significativos em nível de 0,1%, 1% e 5% de probabilidade, respectivamente.

CO<sub>(0)</sub>, carbono orgânico potencialmente mineralizável do resíduo, em dag kg<sup>-1</sup>; CO<sub>(min)</sub>, carbono orgânico facilmente oxidável mineralizado e acumulado durante os 112 dias de experimento, em dag kg<sup>-1</sup>; kc, 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>(ob)</sub> = 100 x [(CO(Trat)<sub>in</sub> - CO(Cont)<sub>in</sub>) - (CO(Trat)<sub>fin</sub> - CO(Cont)<sub>fin</sub>)] / (CO(Trat)<sub>in</sub> - CO(Cont)<sub>in</sub>); <sup>(2)</sup> FmCO<sub>(Est1)</sub> = 100 x (CO<sub>(min)</sub>/CO<sub>(0)</sub>);

<sup>(3)</sup> FmCO<sub>(Est2)</sub> = 100 x (CO<sub>(min)</sub>/CO).

**Tabela 18.** Parâmetros das equações de cinética de primeira ordem<sup>(1)</sup> da degradação do nitrogênio orgânico (NO), coeficiente de disponibilização (kn) e fração disponibilizada (FdN<sub>ino</sub>), obtidos a partir dos ajustes dos dados de nitrogênio inorgânico acumulado, em solos nos quais os resíduos foram incorporados ou aplicados superficialmente, após 112 dias de monitoramento.

Forma de aplicação	N <sub>ino(0)</sub>	kn	R <sup>2</sup>	N <sub>ino(dis)</sub>	FdN <sub>ino(ob)</sub> <sup>(1)</sup>	FdN <sub>ino(Est1)</sub> <sup>(2)</sup>	FdN <sub>ino(Est2)</sub> <sup>(3)</sup>
	(mg kg <sup>-1</sup> )	(d <sup>-1</sup> )	-	(mg kg <sup>-1</sup> )	(%)	(%)	(%)
Incorporado	265,53***	0,0369***	0,99	261,27	84,37	98,40	24,00
Superficial	340,48***	0,0281***	0,98	325,84	62,09	95,70	30,76

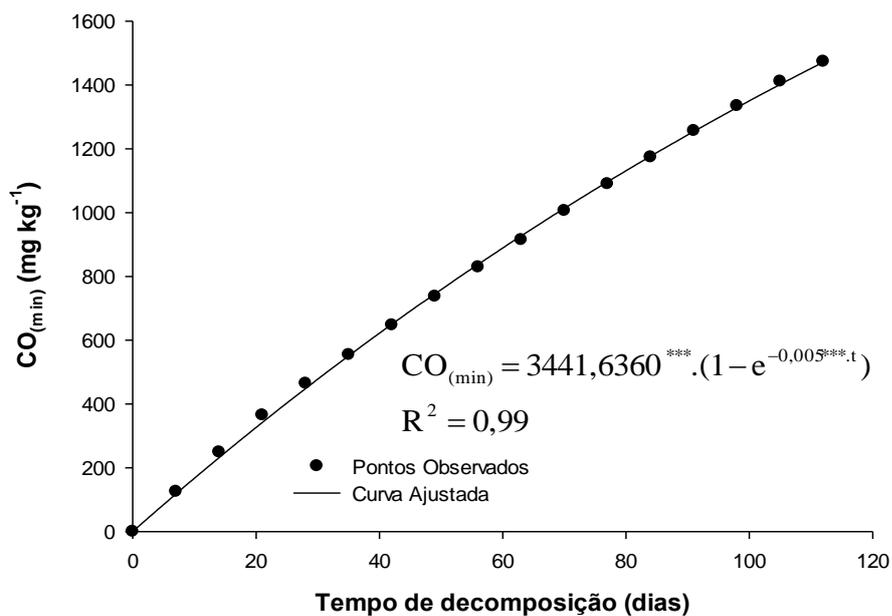
ns, \*\*\*, \*\*, \*Não significativo e significativos em nível de 0,1%, 1% e 5% de probabilidade, respectivamente.

N<sub>ino(0)</sub>, nitrogênio inorgânico potencialmente disponibilizável do resíduo, em mg kg<sup>-1</sup>; N<sub>ino(dis)</sub>, nitrogênio inorgânico disponibilizado acumulado durante os 112 dias de incubação do resíduo, em mg kg<sup>-1</sup>; kn, coeficiente de disponibilização do nitrogênio inorgânico do resíduo, em dias<sup>-1</sup>;

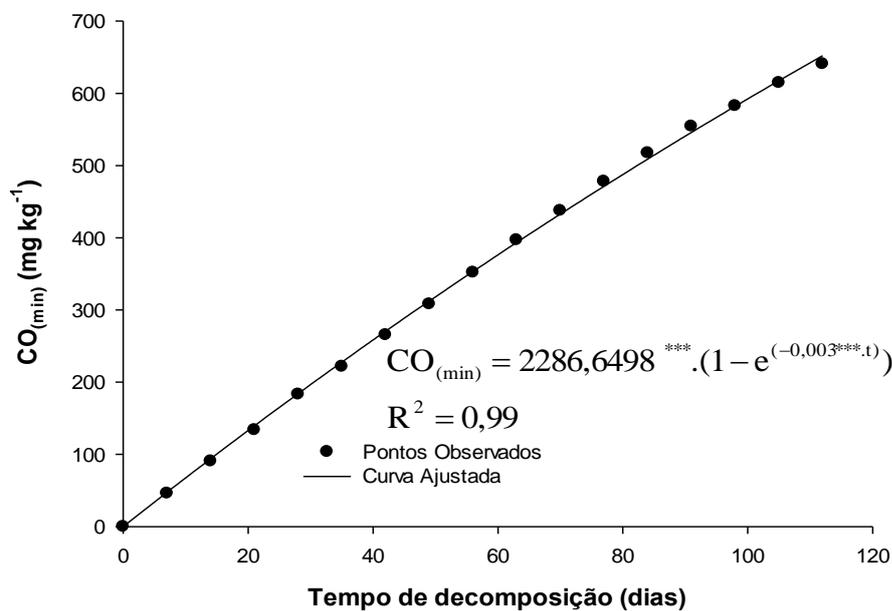
R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação;

Fração de mineralização: <sup>(1)</sup> FdN<sub>ino(ob)</sub> = 100 x [(N<sub>ino(Trat)</sub><sub>in</sub> - N<sub>ino(Cont)</sub><sub>in</sub>) - (N<sub>ino(Trat)</sub><sub>fin</sub> - N<sub>ino(Cont)</sub><sub>fin</sub>)] / (N<sub>ino(Trat)</sub><sub>in</sub> - N<sub>ino(Cont)</sub><sub>in</sub>); <sup>(2)</sup> FmCO<sub>(Est1)</sub> = 100 x (CO<sub>(min)</sub>/CO<sub>(0)</sub>);

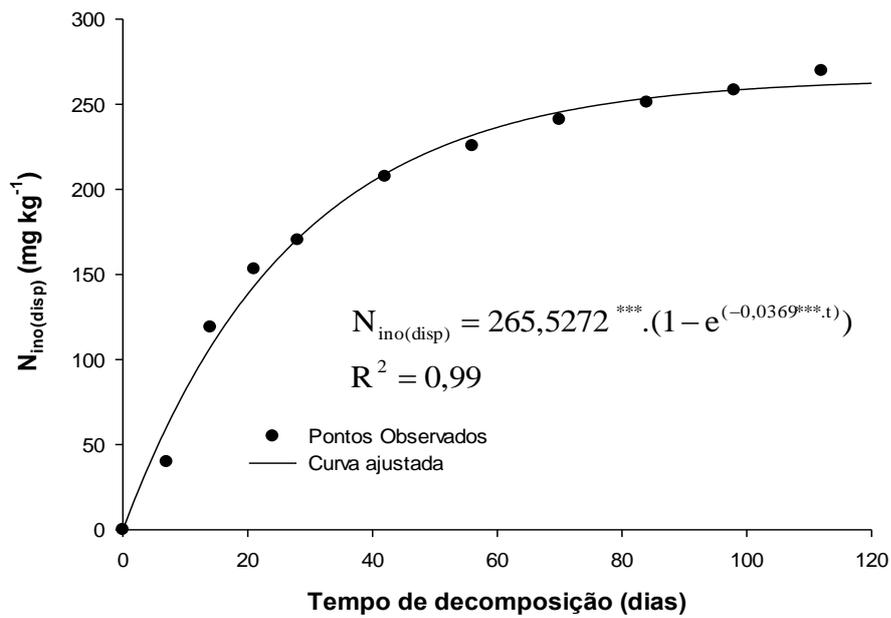
<sup>(3)</sup> FdN<sub>ino(Est2)</sub> = 100 x (N<sub>ino(dis)</sub>/NO).



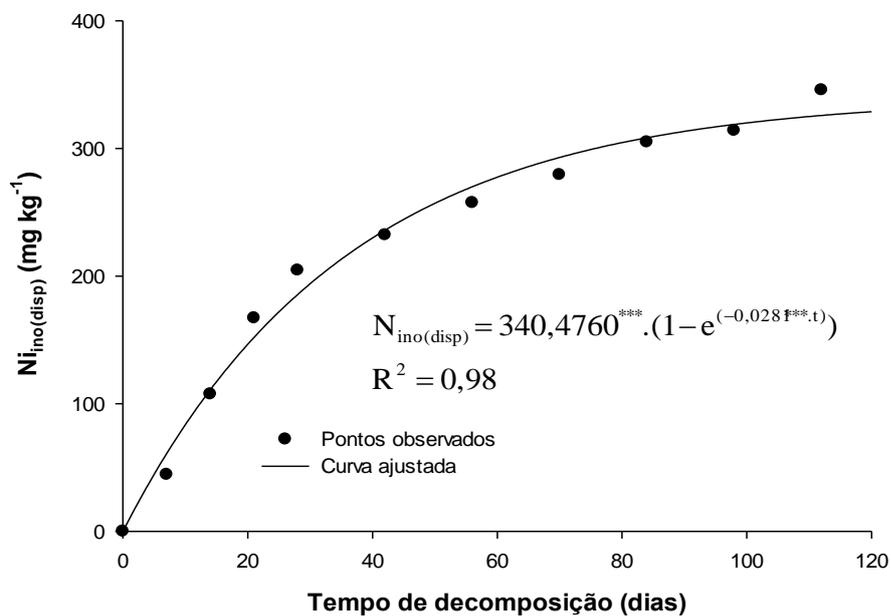
**Figura 20.** Concentração acumulada de carbono orgânico mineralizado ( $CO_{(min)}$ ) do resíduo incorporado no solo e sua equação ajustada para um período de 112 dias de monitoramento.



**Figura 21.** Concentração acumulada de carbono orgânico mineralizado ( $CO_{(min)}$ ) do resíduo aplicado superficialmente no solo e sua equação ajustada para um período de 112 dias de monitoramento.



**Figura 22.** Concentração acumulada de nitrogênio inorgânico ( $N_{\text{ino(disp)}}$ ) disponibilizado do resíduo incorporado no solo e sua equação ajustada para um período de 112 dias de monitoramento.



**Figura 23.** Concentração acumulada de nitrogênio inorgânico ( $N_{\text{ino(disp)}}$ ) disponibilizado do resíduo aplicado superficialmente no solo e sua equação ajustada para um período de 112 dias de monitoramento.

Apesar da linearidade dos pontos observados (Figuras 20 e 21), o modelo proposto por Stanford e Smith (1972) foi o que forneceu melhor coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e maior nível de significância para os coeficientes  $CO_{(0)}$  e  $k_c$ , comparativamente ao modelo linear de ordem zero.

Na Tabela 19, estão apresentados os valores estimados das frações mineralizadas do carbono orgânico e disponibilizadas de nitrogênio inorgânico, calculadas utilizando-se os Métodos 1, 2 e 3, para diferentes dias de monitoramento do processo.

**Tabela 19.** Frações de mineralização do CO e disponibilização do  $N_{ino}$  do resíduo incorporado e aplicado superficialmente, para diferentes dias de monitoramento do processo.

Parâmetros			dias			
			28	56	84	112
			Frações de mineralização (%)			
CO	Método 1	Incorporado	20,96	26,85	33,17	50,51
		Superficial	3,35	1,52	15,79	36,01
	Método 2	Incorporado	13,06	24,42	34,30	42,88
		Superficial	8,06	15,46	22,28	28,54
	Método 3	Incorporado	0,92	1,38	1,95	2,45
		Superficial	0,37	0,59	0,86	1,07
$N_{ino}$	Método 1	Incorporado	71,16	69,67	82,94	80,87
		Superficial	30,07	53,08	52,42	40,91
	Método 2	Incorporado	64,41	87,34	95,49	98,40
		Superficial	54,47	79,27	90,56	95,70
	Método 3	Incorporado	15,15	20,07	22,34	24,00
		Superficial	18,20	22,91	27,14	30,76

Conforme pode ser observado na Tabela 19, as frações mineralizadas do CO no resíduo incorporado ou aplicado superficialmente, quando calculadas com base nos Métodos 1 e 2, foram próximas uma da outra, mas bem superiores às frações obtidas utilizando-se o Método 3. Os baixos resultados obtidos pelo método 3, se devem possivelmente ao esgotamento do  $O_2$  dentro dos respirômetros, fazendo com que o processo de mineralização se torna-se anaeróbio, sabidamente bem mais lento. Apesar da diferença nos valores obtidos entre os métodos, o resíduo incorporado mineralizou mais rapidamente em todos os métodos.

Já para as frações disponibilizadas do  $N_{ino}$ , no resíduo incorporado ou aplicado superficialmente, os Métodos 1 e 2 forneceram valores inferiores aos obtidos ao se utilizar o Método 3, para a maior parte do tempo de

incubação das amostras. Outro fato que pode ser observado é que a fração do resíduo disposto sobre o solo, com base no método 3, foi superior ao que foi obtido quando o resíduo foi incorporado, o que pode ter sido acarretado pela menor extração do  $N_{ino}$  disponibilizado do resíduo incorporado ao solo.

A incorporação dos resíduos ao solo acelerou, consideravelmente, o processo de degradação do material orgânico, fazendo com que a fração mineralizada se tornasse, aproximadamente, duas vezes maior que a dos resíduos dispostos sobre a superfície do solo, na maior parte dos casos. O resíduo incorporado mineralizou mais rapidamente que o aplicado superficialmente, possivelmente devido ao aumento do contato das partículas do resíduo com o solo, ocasionado pela sua mistura e homogeneização com o mesmo e a uma maior suscetibilidade de ação dos micro-organismos decompositores.

Corroborando o trabalho de outros autores (Barreto et al., 2010), o modelo exponencial de primeira ordem, proposto por Stanford e Smith (1972), também foi o que melhor se ajustou aos dados, além de possibilitar melhores estimativas para os valores de  $CO_{(0)}$  e  $N_{ino(0)}$  potencialmente mineralizáveis e disponibilizáveis, respectivamente. Como pode ser visto na Tabela 4, os valores de  $k_c$  obtidos por eles foram superiores, mas os valores de  $CO_{(0)}$ ,  $N_{ino(0)}$  e  $k_n$  foram inferiores aos obtidos neste trabalho, o que pode ter sido acarretado pelas diferenças existentes na constituição dos resíduos (relação C/N, concentração de celulose, lignina etc.), pelo maior tempo de monitoramento do processo ou diferenças entre os métodos empregados. As frações mineralizadas obtidas por eles, com base no método 2, também ficaram próximas às obtidas neste trabalho para o resíduo incorporado.

Barreto et al. (2010) também relataram que a maior parte do carbono e do nitrogênio orgânicos da serapilheira foram mineralizados durante as primeiras semanas de incubação, o que repercutiu em maiores coeficientes no início e em menores coeficientes no final do processo, devido à permanência de compostos de mais difícil degradação ao longo do processo.

Os valores de  $k_c$  obtidos por Khalil et al. (2005) para os restos da cultura de trigo e feijão foram de uma vez e meia a cinco vezes superiores aos obtidos para o resíduo misto da pupunheira, o que pode ter sido, tal

como já justificado, ocasionado pelas diferenças nos métodos experimentais e na constituição (relação C/N, teor de lignina, celulose etc.) dos resíduos avaliados.

Os valores de  $CO_{(0)}$  e  $FmCO_{(Est1)}$  encontrados por Dossa et al. (2008) foram semelhantes aos valores encontrados neste trabalho (Tabela 5) para o resíduo misto da pupunheira, enquanto que os valores de  $k_c$  encontrados, por eles, foram bem superiores. Possivelmente, isso tenha ocorrido devido às diferenças existentes na constituição dos resíduos avaliados, na metodologia empregada e nas condições de incubação utilizadas, principalmente no controle da temperatura, que têm influência direta na taxa/coeficientes de mineralização de materiais orgânicos. Igualmente ao que foi obtido nos trabalhos dos autores citados anteriormente, o modelo exponencial simples, proposto por Stanford e Smith (1972), foi o que, segundo os autores, melhor se ajustou aos dados.

### **5.5. Avaliação e comparação do experimento de campo e laboratório.**

Examinando-se os valores apresentados nas Tabelas 12, 13, 17 e 18, pode ser observado que os coeficientes de mineralização estimados para o experimento de campo foram muito superiores aos estimados para o experimento de laboratório. 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 aos valores de  $k_n$ , estimou-se que no resíduo incorporado e disposto superficialmente, em condição de campo, eles foram cerca de 2,8 e 1,6 vezes maiores, respectivamente, que o incorporado e disposto superficialmente, em condição de laboratório.

Esses resultados se devem à existência, nas condições de campo, de fatores como maior volume de solo para contato com o resíduo, o que proporcionou maior representatividade das condições reais de disposição de resíduos orgânicos nesse meio; ser, o sistema, aberto, o que possibilita livre

fluxo de solutos entre os meios; possibilidade de maior interação do resíduo com meso-organismos do solo (insetos, artrópodes, etc), também atuantes ativos no processo de decomposição; e estresse e tempo de adaptação dos micro-organismos às condições de laboratório (temperatura, umidade, pressão e concentração de gases), o que certamente propicia taxas de mineralização diferentes das obtidas em condição de campo.

Um problema ocorrente em experimentos conduzidos em laboratório, com incubação das amostras no interior de aparatos em que há contenção dos gases é a dificuldade de manutenção de uma concentração mínima de oxigênio no meio, durante todo o tempo entre uma amostragem e outra, sendo que, em muitos casos, pode ocorrer sua completa exaustão, concorrendo para que o processo de degradação do material orgânico deixe de ser aeróbio e passe a ser anaeróbio/anóxico, sabidamente mais lento.

A manutenção da temperatura ambiente controlada em 30 °C (DOSSA et al., 2008; KHALIL et al., 2005), durante todo o tempo de incubação do resíduo constitui condição irreal e não representativa do que ocorre em campo, podendo resultar na obtenção de valores de  $k_c$  e frações mineralizadas diferentes.

Apesar dos experimentos em laboratório serem de mais fácil instalação e operação, eles deveriam ser indicados apenas para uma pré-avaliação dos processos, subsidiando um posterior estudo em escala de campo. Com base nisso, considera-se que a condução de experimentos de campo, ainda se faz necessária na maioria dos casos de disposição e/ou aproveitamento de resíduos orgânicos no solo. Segundo Stanford e Smith (1972), Salcedo et al. (1985); Gonçalves et al. (2001), experimentos em laboratório para a obtenção das constantes de mineralização do nitrogênio orgânico, não refletem as flutuações naturais que ocorrem sob condições de campo, gerando resultados pouco confiáveis.

## 6. CONCLUSÕES

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

- O modelo exponencial de cinética de primeira ordem se ajustou bem aos dados e descreveu satisfatoriamente o processo de mineralização do resíduo da pupunheira tanto na condição de campo como na de laboratório;
- Os coeficientes de mineralização e disponibilização, estimados em condição de campo, para o resíduo incorporado, foram de  $0,1050 \text{ d}^{-1}$ , para o  $N_{\text{ino}}$ , e  $0,1498 \text{ d}^{-1}$ , para o CO. No que se refere ao resíduo disposto na superfície do solo, eles foram de  $0,0456 \text{ d}^{-1}$ , para o  $N_{\text{ino}}$  e  $0,0546 \text{ d}^{-1}$ , para o CO. No experimento em condições de laboratório, os valores estimados para o resíduo incorporado foram de  $0,0369 \text{ d}^{-1}$ , para o  $N_{\text{ino}}$  e  $0,005 \text{ d}^{-1}$ , para o CO. Para o resíduo disposto na superfície, obteve-se  $0,0281 \text{ d}^{-1}$ , para o  $N_{\text{ino}}$ , e  $0,0030 \text{ d}^{-1}$ , para o CO;
- A incorporação dos resíduos gerou frações mineralizadas superiores às obtidas nos resíduos que foram dispostos na superfície do solo, com valores médios, respectivamente, de 93%, aos 28 dias, e de 96,5%, aos 112 dias de monitoramento. No resíduo disposto na superfície do solo, os valores médios foram 65%, aos 28 dias, e de 79%, aos 112 dias de monitoramento;
- A condição de campo foi a que gerou melhores resultados no estudo de degradação dos resíduos da pupunheira, sendo a avaliação da mineralização do CO, por ser mais estável e menos suscetível às variações climáticas, foi a mais adequada para a estimativa dos coeficientes e frações de mineralização do referido resíduo;
- Na condição de laboratório, os métodos utilizados para a estimativa da fração mineralizada do CO e disponibilizada do  $N_{\text{ino}}$  geraram resultados condizentes com a condição de campo, contudo

subestimaram consideravelmente o valor das frações e coeficientes de mineralização, fornecendo, respectivamente, valores aproximadamente 56% menores e 24 vezes menores para o CO e 17% menores e 2,2 vezes menores para o N<sub>ino</sub>.

## 7. REFERÊNCIAS

- ABREU JÚNIOR, C. H.; BOARETO, A. N.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. *Tópicos Ci. Solo*, v. 4, p. 391-470, 2005.
- ABU-ZREIG, M.; AL-WIDYAN, M. Influence of olive mills solid waste on soil hydraulic properties. *Comum. Soil Sci. Plant Anal.* v. 33, p.505-507, 2002.
- AITA, C. & GIACOMINI, S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:601-612, 2003.
- ALVES, G. D. Mineralização de carbono e nitrogênio em 20 solos do Estado de Pernambuco e absorção de nitrogênio pelo sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench.). Recife, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1989. 75p. Dissertação de Mestrado.
- ALVES JR., J.; LOPES, A. S.; ALVES, R. R. et al. Influência de diferentes níveis de irrigação na cultura da pupunha na produção de resíduos, objetivando seu uso na alimentação animal. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11, 1999, Botucatu. Anais... Botucatu: UNESP/FCA, 1999. p.193.
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. *Bragantia*, Campinas, v.65, n.4, p.659-668, 2006.
- ABNT-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR-10.664, Rio de Janeiro-RJ, 1989. 7p.
- ABNT-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR-14.283, Rio de Janeiro-RJ, 1999. 8p.
- BAKER, K. H. E HERSON, D. S. (1994). *Bioremediation*. McGraw-Hill, Inc, Environmental Microbiology Associates, Inc. Harrisburg, Pennsylvania, 375p.
- BAYALA, J.; MANDO, A.; TEKLEHAIMANOT, Z.; OUEDRAOGO, S. J. Nutrient release from decomposing leaf mulches of karité (*Vitellaria paradoxa*) and néré (*Parkia biglobosa*) under semi-arid conditions in Burkina Faso, West Africa. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 37. p. 533-539, 2004.
- BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; ALVES, B. J. R.; FONSECA, S. Mineralização de nitrogênio e carbono em solos sob plantações de eucalipto em uma sequência de idades. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.34, p. 735-745, 2010.

BARRETO, F. S.; SILVA, M. G. C. P. C.; BARRETO, W. S.; NETO, M. A.; VALLE, R. R. Carbono e minerais em plantas de pupunheira para produção de palmito e semente. SIMBRAP – I Simpósio Brasileiro da pupunheira. Ilhéus-BA, 2011, 4p.

BARROS, F. M. Parametrização de modelos de mineralização do nitrogênio orgânico em solo tratado com água residuária da suinocultura. 2005. 69p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

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

BERNARDES, R. S. E SOARES, S. R. A. Fundamentos da Respirômetria no controle de poluição da água e do solo. Editora Universidade de Brasília: Finatec, Brasília, DF, 2005. 164p.

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

BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.581-590, 2007.

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*. 2009. 20p.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; MAXIMILIANO, V. C. B; PIRES, A. M. M. Determinação da fração de mineralização de compostos nitrogenados de lodos de esgoto aplicados em solo agrícola. *Circular Técnica nº 20, EMBRAPA-Meio Ambiente*. 2011. 5p.

BOVI, M. L. A.; CANTARELLA, H. Pupunha para extração de palmito. In: RAIJ, B.V. et al (Eds.) *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. 2. ed. Campinas: IAC. 1996. p.240-42. (Boletim Técnico, 100).

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. *The Nature and Properties of Soils*, 13th ed. Prentice Hall, New Jersey.960p. 2002.

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. 2006. Seção 1. p. 141.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Plano Nacional de Recursos Sólidos. Versão Preliminar para Consulta Pública. Brasília, DF, 2011. 109 p.

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

CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J. & VIDOR, C. Nitrogênio orgânico do solo. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P. & CAMARGO, F.A.O. eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, 2008. p.87-100.

CARMO, C. A. F. S. Aspectos culturais e zoneamento da pupunha no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2003. 48 p.. - (Embrapa Solos. Documentos; n. 58)

CEREDA, M. P. Manejo, uso e tratamento da industrialização da mandioca. São Paulo: Fundação Cargill, v. 4, 2000. 320p.

CLEMENT, C. R. Pupunha, uma árvore domesticada. Ciência Hoje, Rio de Janeiro, p. 66-73, dez. 1991. Volume Especial Amazônia.

COOPERBAND, L. R.; STONE, A. G.; FRYDA, M. R.; RAVET, J. L. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. Compost Science & Utilization, v.11, p.113–124, 2003.

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

DIAS, L. E.; BARROS, N. F.; FRANCO, A. A. Curso de Fertilidade e Manejo do solo: Módulo 6-Nitrogênio. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EDUCAÇÃO AGRÍCOLA SUPERIOR: Brasília-DF, 1995. 76 p.

DOSSA, E. L.; KHOUMA, M.; DIEDHIOU, I.; SENE, M.; KIZITO, F.; BADIANE, A. N.; SAMBA, S. A. N.; DICK, R. P. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization potential of semiarid Sahelian soils amended with native shrub residues. Geoderma, v.148. p.251-260, 2008.

EMBRAPA - Centro de Pesquisa Agroflorestal da Amazônia Oriental. A cultura da pupunha. Brasília, DF: EMBRAPA-SPI, 1995. 50 p. (Coleção plantar, 25).

FERREIRA, S. A. do N. A cultura da pupunheira. Revista Brasileira de Fruticultura, Cruz das Almas, v. 9, p. 23-28, 1987. Número extra.

FERREIRA, E. D. S. Aplicação da respirômetria na caracterização do esgoto doméstico afluente a uma ETE por processo de lodos ativados. 2002. 140p. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília (UnB), Brasília, DF.

FERREIRA, V. L. P.; PASCHOALINO, J. E. Pesquisa sobre palmito no Instituto de Tecnologia de Alimentos - ITAL. In: ENCONTRO DE PESQUISADORES DE PALMITO, 1.,1988, Curitiba. Anais... Curitiba: EMBRAPA - CNPF, 1988. p. 45-62.

FIOROTTO, A.; PAPA, S.; SORRENTINO, G.; FUGGI, A. Decomposition of *Cistus incanus* leaf litter in a Mediterranean maquis ecosystem: mass loss, microbial enzyme activities and nutrient changes. *Soil Biology & Biochemistry*, v.33, p.311-321, 2001.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. & MENDONÇA, E. S. Alterações edáficas sob plantios puros e misto de espécies florestais nativas do sudeste da Bahia, Brasil. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:581-592, 1999.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; BRITO, E. C. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura em argissolo vermelho-amarelo na região noroeste fluminense (RJ). *R. Bras. Ci. Solo*, v.31, p.1421-1428, 2007.

GERMEK, E. B. A cultura experimental da pupunha no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FRUTICULTURA, 4., 1977, Salvador. Anais... Cruz das Almas: SBF, 1978. p. 409-411.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; HÜBNER, A. P.; LUNKES, A.; GUIDINI, E. & AMARAL, E.B. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 38:1097-1104, 2003.

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

GOMES, A. T. C., SILVA, J. A. M., SOARES, E. M. B., SILVA, M. S. L., 2004. Decomposition and nutrient release patterns of the green manure phytomass in irrigated mango orchard. *Acta Horticulturae* 645, 183-188.

GONÇALVES, J. L. M.; MENDES, K. C. F. S. & SASAKI, C. M. Mineralização de nitrogênio e carbono em ecossistemas florestais naturais e implantados no Estado de São Paulo. *R. Bras. Ci. Solo*, 25: 601-616, 2001.

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

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

HANG, Y. D. Waste management and food processing. In: HUY, Y. H. (ed). *Encyclopedia of Food Science and Technology*. New York: Wiley & Sons, v. 4, p. 2795-2801, 1992.

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

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA; Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Eixo Monumental Sul Via S1 - Sudoeste - Brasília-DF - CEP: 70680-900.

KANAZAWA, S.; ASAKAWA, S.; TAKAI, Y. Effect of fertilizer and manure application on microbial numbers, biomass and enzyme activities in volcanic ash soils. *Soil Science & Plant Nutrition*, v.34, p.429-439, 1988.

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

KHALID, H., ZIN, Z. Z., ANDERSON, J. M., 2000. Decomposition processes and nutrient release patterns of oil palm residues. *Journal of Oil Palm Research* 12, 46–63.

KHALIL, M. I.; HOSSAINA, M. B.; SCHMIDHALTERB, U. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. *Soil Biology & Biochemistry*, v.37, p.1507-1518, 2005.

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

LINDSAY, W. L. Chemical equilibrium in soils. Wiley-Interscience, New York, NY, 1979.

LOEHR, R. C. Pollution control for agriculture. New York, Academic Press, 1984. 467p.

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

MARIANI, P. D. S. C. Estudo da biodegradação da blenda de Poli (e caprolactona) e amido modificado em meios sólido e líquido. 2005. 77p. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

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

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

MATOS, A. T. Manejo e Tratamento de Resíduos Agroindustriais. Viçosa: AEAGRI. 2005, 128p. (Série Cadernos Didáticos no. 31)

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

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

MATOS, A. T. Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos. Viçosa: Imprensa Universitária, UFV, 2013. 176p. (No prelo).

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

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

MEDEIROS, L.M. Subproduto da extração do palmito pupunha (*Bactris gasipae*) na alimentação de bovinos confinados. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11, 1999, Botucatu. Anais... Botucatu: UNESP/FCA, p.264, 1999.

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, 2000. p.109-141.

MENDONÇA, E. S.; LOURES, E. G. Curso de Fertilidade e Manejo do solo: Módulo 5 - Matéria orgânica do solo. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EDUCAÇÃO AGRÍCOLA SUPERIOR: Brasília-DF, 1995. 45 p.

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

MOLINA, J. A. E.; CLAPP, C. E. & LARSON, W. E. Potentially mineralizable nitrogen in soil: The simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44:442-443, 1980.

MÜLLER, C. H.; NASCIMENTO, W. M. O; CARVALHO, J. E. U; RODRIGUES, J. E. L. F. Rendimento agroindustrial de palmito e de subprodutos da pupunheira (*Bactris gasipaes* Kunth.). Comunicado Técnico n. 29, EMBRAPA - Amazonia Oriental. Novembro/2000. 4p.

NEVES, E. J. M.; SANTOS, A. F.; RODIGHERI, H. R.; JÚNIOR, C. C.; BELLETTINI, S; TESSMANN, D. J. Cultivo da pupunheira para palmito nas regiões Sudeste e Sul do Brasil; Circular Técnica n.143, EMBRAPA-Florestas, 2007.

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

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: Carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.26, p.505-519, 2002.

OLIVEIRA, L. S.; PEREIRA, L. G. R.; AZEVEDO, J. A. G.; PEDREIRA, M. S.; LOURES, D. R. S.; BOMFIM, M. A. D.; BARREIROS, D. C.; BRITO, R. L. Caracterização nutricional de silagens do coproduto da pupunha. *Rev. Bras. Saúde Prod. An.*, v.11, n.2, p. 426-439 abr/jun, 2010.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44: 322-331,1963.

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

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

PEREIRA, L.G.R.; FERREIRA, A.L.; BARREIRO, D.C.; OLIVEIRA, L.S.; DÓREA, J.R.R.; FRANCO, A.; SILVA, C.F.P.G.; ALMEIDA, F.M.; AZEVÊDO, J.A.G.; FIGUEIREDO, M.P. Composição bromatológica e cinética de fermentação ruminal *in vitro* da entrecasca e fruto da pupunha. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 43., 2006, João Pessoa. Anais... João Pessoa: SBZ, 2006.

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

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

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

RODRIGUES, A.S.; DURIGAN, M.E. O agronegócio do palmito no Brasil. Circular técnica nº 130, ISSN 0100-3356; Instituto Agrônômico do Paraná, Londrina, 2007.

SAITO, M. L. O uso de lodo de esgoto na agricultura: Precauções com os contaminantes orgânicos. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2007. 36p.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. & ALVES, G. D. Mineralização do C e do N em solo cultivado com cana-de-açúcar. R. Bras. Ci. Solo, 9: 33-38, 1985.

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

SANTOS, R. A.; HERNANDEZ, F. B. T; VICENTE, V. E. R; JÚNIOR, J. A. Influências da irrigação localizada na produção de matéria verde de pupunheira (*Bactris gasipaes* hbk) utilizada na alimentação animal. XXXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Agosto/2004 - São Pedro - SP, 4p.

SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; DYNIA, J. F.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.30, p.353-364, 2006.

SILVA, F. A; PRADO, J. E. Aproveitamento de Resíduos da Agroindústria do Palmito no Vale do Ribeira. Rev. Bras. De Agroecologia. nov. 2009 Vol. 4 No. 2, 4p.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; BERNARDES, E.M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.36, p.831-840, 2001.

SPANJERS, H., VANROLLEGHEM, P. A., OLSSON, G. E DOLD, P. L. (1998). Respirometry in control of the Activated Sludge Process: Principles. Scientific and Technical Reports, 7, IAWQ, Londres, Inglaterra, 48p.

STANFORD G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potential of soils. Soil Science Society of American, Madison, v.36, p465-472, 1972.

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

SUZUKI, T.; USUI, I.; TOMITA, Y. K.; KONO, S.; TSUBURA, H.; MIKI, Y.; HASEGAWA, K. Effects of acid extracts of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) and carrot (*Daucus carota* L.) wastes from the food industry on the growth of some crops and weeds. *Weed Biology and Management*, v.1, p.226–230, 2001.

TEIXEIRA, C. P.; PAIVA, J. C. de; PREZOTTI, L. C. A cultura do palmito pupunha. I. Círculo de palestras para produtores rurais de Guapimirim - RJ. [s.l.: s.ed.], 1996. 1 v. Apostila.

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

THOMAS, R. J. & ASAKAWA, N. M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biol. Biochem.*, 25:1351-1361, 1993.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; ANDRIOLI, I.; POLIDORO, J. C.; FABIAN, A.J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.609-618, 2005.

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

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

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

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

WIEDER, R. K., LANG, E. G. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litterbags. *Ecology* 63, 1636–1642, 1982.