



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA: SOLOS E NUTRIÇÃO DE
PLANTAS

MAGNUM DE SOUSA PEREIRA

AVALIAÇÃO DAS TAXAS DE MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO
DO COMPOSTO ORGÂNICO PROVENIENTE DE CARÇAÇA E DESPOJO DE
PEQUENOS RUMINANTES

FORTALEZA

2014

P493a Pereira, Magnum de Sousa.

Avaliação das taxas de mineralização de carbono e nitrogênio do composto orgânico proveniente de carcaça e despojo de pequenos ruminantes / Magnum de Sousa Pereira. – 2014.

48 f. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Ciências do Solo, Programa de Pós-Graduação em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas, Fortaleza, 2014.

Área de concentração: Manejo e Conservação
do Solo. Orientação: Prof. Dr. Julius Blum.

1. Compostos orgânicos. 2. Resíduos de animais – Reaproveitamento. 3. Compostagem. I. Título.

CDD 631.4

MAGNUM DE SOUSA PEREIRA

**AVALIAÇÃO DAS TAXAS DE MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E NITROGÊNIO DO
COMPOSTO ORGÂNICO PROVENIENTE DE CARÇAÇA E DESPOJO DE PEQUENOS
RUMINANTES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Orientador: Prof. Dr. Julius Blum

FORTALEZA

2014

MAGNUM DE SOUSA PEREIRA

AVALIAÇÃO DAS TAXAS E MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E NITROGÊNIO DO COMPOSTO ORGÂNICO PROVENIENTE DE CARÇAÇA E DESPOJO DE PEQUENOS RUMINANTES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Orientador: Prof. Dr. Julius Blum

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Julius Blum (Orientador)
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Henrique Antunes de Souza (Co-Orientador)
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa

Prof. Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar (Examinadora)
Universidade Federal do Ceará - UFC

Às minhas avós, Francisca Lima e Rosa Evaristo, que na sua infinita simplicidade e ternura, criaram e educaram os meus pais. Vocês foram os pilares onde pude me espelhar para chegar até aqui.

AGRADECIMENTOS

À Deus que em sua infinita bondade me trouxe ao mundo com saúde, um corpo saudável, um mente sã, uma família iluminada e muitos amigos.

Aos meus pais, Raimundo Nonato Pereira e Cleonice de Sousa Pereira pela criação e paciência. Por todas as formas de amar, vocês me deram a que eu mais precisei. Muito Obrigado!

Aos meus irmãos, Diego Pereira e Alexandre César pelo que me aturaram e pelo que aturei vocês, a vida não poderia ter sido mais generosa.

À minha tia Carmen Lúcia Lima de Sousa. A senhora foi fundamental na minha vida. Agradeço por todo apoio, afeição, generosidade e, acima de tudo, pela educação que me proporcionou estar finalizando este trabalho.

À minha tia Lúcia Helena Lima Barbosa e seu esposo José Jerônimo Barbosa, que participaram da minha criação. Obrigado por todo o apoio e momentos de muita felicidade proporcionados em minha vida.

Ao meu tio Francisco Lima de Sousa e sua esposa Maria Gleyd Nunes de Sousa pela maneira respeitosa e carinhosa pela qual sempre me trataram.

À família paterna em nome dos tios: Raimunda Ribeiro (Tia Neném), Cláudia Arruda, Francisca Pereira (Tia Morena), Regina Pereira, Elias Peireira, José Cláudio (*in memorian*) e Maria de Lourdes (Tia Lulu). Apesar da pouca convivência, nunca esqueço o carinho e respeito a mim dedicados.

Aos irmãos de criação Ingo Ararê, Yves Ararê, Júlio César, Priscilla Nunes, Alynne Nunes e Henyo Almeida. Para mim, o sentido da palavra família não seria o mesmo sem a presença de vocês na minha vida.

Às minhas sobrinhas Kétsia Texeira e Maria Clara, pelos sorrisos, pelas brincadeiras, pela inocência de estar ao meu lado sem pretensão. Amo vocês!

À minha cunhada Maurília Aparecida pelo apoio e auxílio nas horas precisas.

Ao professor e orientador Julius Blum, por aceitar o desafio, por acreditar e por respeitar às opiniões discutidas para execução deste trabalho. Serei sempre grato. Muito Obrigado!

Ao pesquisador e co-orientador Henrique Antunes pelas considerações e sugestões para melhoria do trabalho.

A professora Maria Eugênia pela disponibilidade e simpatia direcionados a mim e a este trabalho.

A colaboradora, professora Susana Churka Blum pela irreverência, pelas considerações e pela disponibilidade em ajudar.

À professora e amiga Miriam Costa, pela confiança e disponibilidade em ajudar nas atividades desenvolvidas no laboratório.

Aos grandes amigos João Paulo, Edilson Sousa, Fuad Pereira e Adriano Silva por se fazerem presentes não somente nos momentos de trabalho, mas nas horas de lazer nas conversas e conselhos. Não poderia citá-los em separado, pois não existe ordem de importância para a nossa imensa amizade.

Às amigas Maria Gabrielle e Sâmia Paiva pelo destino em comum, pelas boas risadas e pelo prazer da convivência.

Não sei como a descrever a imensa gratidão que tenho pelos amigos Roberto Albuquerque e Edineide Barbosa. Palavras não descreveriam o sentimento de respeito por nossa amizade. Cada um, a sua maneira, foi fundamental para que eu chegasse até aqui. Jamais esquecerei o que fizeram! Muito Obrigado!

A todos os professores, funcionários e estudantes de pós-graduação do departamento de Solos e Nutrição de Plantas por estarem sempre disponíveis e solidários.

Aos amigos, aqui não mencionados, não por motivo de esquecimento, mas pela imensa lista que não caberiam nesta dissertação, deixo aqui meu imenso agradecimento pela contribuição direta e indireta que ocasionam em minha vida.

Muito Obrigado!

*“O entusiasmo é a maior força da alma.
Conserva-o e nunca te faltará poder para
conseguires o que desejas.”*

Napoleão Bonaparte

RESUMO

A determinação da taxa de mineralização de compostos orgânicos se faz necessária para o planejamento da forma mais eficiente de sua utilização. Deste modo, objetivou-se determinar a taxa de mineralização de carbono e nitrogênio de composto orgânico produzido a partir de carcaças e despojos de abate de ovinos e caprinos. Amostras de Luvisolo Crômico foram incubadas à temperatura média de 30,5 °C com doses equivalentes a 0; 3,75; 7,5; 15 e 30 Mg ha⁻¹ de composto orgânico. Para avaliação da mineralização do carbono foram utilizados 100 g de solo incubados com as referidas doses dispostas em um delineamento inteiramente casualizado (DIC) distribuídos em esquema de parcela subdividida. As amostras foram mantidas em recipientes de vidro hermeticamente fechados sendo as mensurações de C-CO₂ realizadas nos períodos de 0; 1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 9; 11; 14; 17; 20; 23; 26; 29; 33; 37; 41; 48; 55; 69; 83; 97; 112 e 126 dias após o início da incubação. Para a determinação da taxa de mineralização do nitrogênio (N), as doses de composto foram incubadas com 100 g de solo e distribuídas em um DIC dispostas em um arranjo fatorial de 5 x 10. As avaliações do N inorgânico foram realizadas aos 7; 14; 28; 42; 56; 70; 84; 98; 112 e 126 dias após o início da incubação. Tanto o modelo simples exponencial quanto o modelo duplo exponencial não foram eficientes para explicar a dinâmica de mineralização do C por não considerarem as interações que ocorrem quando o composto é aplicado ao solo. Um modelo que considera os compartimentos de C lábil e recalcitrante no solo (ls e rs), compartimentos protegido e desprotegidos da MO aplicada (pc e dc) e um fator p que modifica a taxa de mineralização da MO do solo quando o composto é aplicado ($C_0 = C_{ls} e^{-k_{ltp}} + C_{rs} e^{-k_{rstp}} + C_{pc} e^{-k_{pst}} + C_{dc} e^{-k_{dct}}$) se mostrou mais eficiente para explicar a dinâmica do C, considerando as interações da MO do solo com a MO adicionada. O modelo sugerido demonstrou que a taxa de decomposição da MO do solo é aproximadamente 10% maior na presença do composto e a taxa de mineralização do composto é de 0,012 dia⁻¹, explicando 97,95% da variabilidade dos dados. A mineralização do N mostrou-se bastante rápida visto que 40% da dose padrão de 7,5 Mg ha⁻¹ foi encontrado na forma mineral 14 dias após a incubação. No entanto, devido às perdas de nitrogênio inorgânico por volatilização de NH₃, não foi possível se estimar as reais taxas de mineralização do N.

Palavras-chave: resíduo, sustentabilidade, disponibilidade de C e N

ABSTRACT

The determination of the mineralization rate of organic compost is necessary for planning the most efficient way to use them. Thus, this study aimed to determine the carbon and nitrogen mineralization rate from organic compost produced from sheep and goat carcasses and its slaughtering spoils. Chromic Inceptisol (Luvisols) samples were incubated at an average temperature of 30.5 ° C with doses of 0; 3.75; 7.5; 15 and 30 Mg ha⁻¹ of organic compost. To evaluate the carbon mineralization were used 100 g of soil incubated with these doses arranged in a completely randomized design (CRD) distributed in a split plot scheme. Samples were kept in glass containers tightly closed and the C-CO₂ measurements were performed during periods of 0; 1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 9; 11; 14; 17; 20; 23; 26; 29; 33; 37; 41; 48; 55; 69; 83; 97; 112 and 126 days after the start of incubation. To determine the nitrogen mineralization rate (N), the doses of compost were incubated with 100 g of soil and distributed in a CRD with a 5 x 10 factorial arrangement. The assessment of inorganic N were performed at 7; 14; 28; 42; 56; 70; 84; 98; 112 and 126 days after the incubation beginning. Both models, the simple exponential and the double exponential, were not efficient to explain the dynamics of C mineralization for not consider the interactions that occurs when the compost is applied to the soil. A model that considers the soil C labile and recalcitrant compartments (ls and rs), protected and unprotected compartments of the applied organic matter (OM) (pc and dc) and a p factor that modifies the rate of mineralization of soil organic matter (SOM) when the compost is applied ($C_0 = C_{ls} e^{-k_{ltp}} + C_{rs} e^{-k_{rstp}} + C_{pc} e^{-k_{pst}} + C_{oc} e^{-k_{dct}}$) was more efficient to explain the dynamics of C, considering the interactions with the SOM and the OM added. The suggested model has demonstrated that the rate of SOM decomposition is approximately 10% greater in the presence of the compost and the compost mineralization rate is 0.012 day⁻¹, explaining the 97.95% of the variability in the data. The N mineralization was very fast since 40% of the standard dose of 7.5 Mg h⁻¹ was found in the mineral form 14 days after the incubation. However, due to losses of inorganic nitrogen by NH₃ volatilization, it was not possible to estimate the actual N mineralization rate.

Key-words: residue, sustainability, C and N availability.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 – Carbono orgânico remanescente do composto adicionado (A) e emissão acumulada de C-CO₂ (B) calculados pela diferença entre a emissão de C-CO₂ em solo incubado com doses de composto orgânico e tratamento controle. Fortaleza, 2014. 30
- Figura 2 – Emissão de C-CO₂ acumulado emitido na fração lábil (A) e recalcitrante (B) em Luvisolo Crômico incubado com composto orgânico produzido a partir de carcaças de animais durante 126 dias. Fortaleza, 2014. 34
- Figura 3 – Carbono orgânico remanescente do composto incubado no Luvisolo (A) e emissão acumulada de C-CO₂ (B) do composto orgânico incubado no Luvisolo com doses de composto orgânico e tratamento controle. Fortaleza, 2014. 35
- Figura 4 – Relação entre carbono orgânico remanescente observado no solo e carbono orgânico remanescente estimado a partir do modelo proposto. 39
- Figura 5 – Teores de N inorgânico em Luvisolo Crômico incubado com doses de composto orgânico e tratamento controle. Fortaleza, 2014. 41
- Figura 6 – Teores de N inorgânico no solo calculado pela diferença entre os teores de N inorgânico em solo incubado com doses de composto orgânico e o tratamento controle. Fortaleza, 2014. 41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultado da análise química do Luvissole Crômico utilizado no experimento. Fortaleza, 2014.	23
Tabela 2 – Resultado da análise física do Luvissole Crômico utilizado no experimento. Fortaleza, 2014.	23
Tabela 3 – Modelos matemáticos para estimar a dose d com x e y representam, nessa ordem, o pH em CaCl_2 e a quantidade de CaCO_3 (g.dm^{-3}) aplicado nas 5 doses de composto incubadas no Luvissole Crômico. Fortaleza, 2014.	25
Tabela 4 – Taxa de degradação do carbono da matéria orgânica de diferentes doses de composto orgânico produzido a partir de carcaça e despojo de pequenos ruminantes incubadas em um Luvissole. Fortaleza, 2014.	31
Tabela 5 – Taxa de degradação do C de diferentes doses de composto orgânico produzido a partir de carcaça e despojo de pequenos ruminantes incubadas em um Luvissole. Fortaleza, 2014.	36
Tabela 6 – Taxas de degradação do C nas frações lábil, recalcitrante, protegida e desprotegida do solo do composto orgânico produzido a partir de carcaça e despojo de pequenos ruminantes incubadas em um Luvissole. Fortaleza, 2014.	38

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1 Ovinocaprinocultura no Brasil e no mundo	15
2.2 Uso de resíduos na agricultura	16
2.3 Compostagem	18
2.4 Mineralização do carbono em solo adicionado de compostos orgânicos	19
2.5 Mineralização do nitrogênio	20
3 MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1 Local de estudo	23
3.2 Coleta e caracterização físico-química do solo e composto orgânico	23
3.3 Determinação de Curvas de Neutralização do pH por CaCO ₃	24
3.4 Determinação da velocidade de decomposição do composto incubado no solo	25
3.5 Taxa de mineralização	26
3.5.1 <i>Composto orgânico isolado</i>	26
3.5.2 <i>Composto orgânico incubado no solo</i>	27
3.6 Tempo de meia vida e Fração de Mineralização	28
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
4.1 Degradação do C do composto orgânico	29
4.2 Degradação do C considerando as interações com o solo	32
4.3 Mineralização do N em solo incubado com composto orgânico	39
5 CONCLUSÕES	42
REFERÊNCIAS	43

1 INTRODUÇÃO

A ovinocaprinocultura tem alcançado elevada importância no cenário agropecuário nacional devido à adaptabilidade dos animais as condições edafoclimáticas, e vem representando uma importante fonte de proteína para um grande número de famílias no semiárido brasileiro (LEITE; SIMPLÍCIO, 2005). O nordeste brasileiro detém o maior efetivo de caprinos e ovinos com 91 e 57% do total nacional, respectivamente (IBGE, 2010). Com isso, tem sido também crescente a preocupação à destinação dos animais mortos por doenças e dos rejeitos gerados no abate.

Com a proibição do aproveitamento de rejeitos animais na alimentação de ruminantes (BRASIL, 2004), as formas viáveis de destinação para esses resíduos se tornaram restritas, pois, a incineração ou enterrio, além do alto custo operacional podem ocasionar problemas ambientais e sanitários. Com a incineração dos rejeitos, além da liberação de gás carbônico (CO₂) para a atmosfera, pode haver a emissão de gases cancerígenos (dioxinas e furanos) e hidrocarbonetos resultantes da queima incompleta do material (SCUDAMORE *et al.*, 1997). No caso do enterrio, Ritter; Chirnside (1995) informam que pode ocorrer poluição tanto do solo, quanto do lençol freático, devido à lixiviação de nitrogênio (N). Além disso, em ambas formas de descarte, há o risco eminente de patógenos e outros agentes infecciosos entrarem na cadeia alimentar humana e animal.

Uma alternativa para a eliminação de rejeitos animais é a compostagem, que consiste na transformação de resíduos vegetais e animais em matéria estável, denominados compostos orgânicos ou húmus (AQUINO; ASSIS, 2005). A transformação de resíduos frescos em compostos orgânicos oferece uma série de vantagens, dentre elas: (i) diminuição do volume e da umidade facilitando a armazenagem; (ii) estabilização e homogeneização da matéria orgânica viabilizando seu uso como adubo orgânico (ORRICO *et al.*, 2007); (iii) eliminação de propágulos de patógenos, em razão de temperaturas de até 70°C durante o processo de biodecomposição (INÁCIO; MILLER, 2009).

A compostagem dos resíduos de origem animal viabiliza ainda a ciclagem dos nutrientes, por transformar rejeitos em produtos apropriados para uso agrícola. A ciclagem dos nutrientes é fundamental para manter a sustentabilidade do sistema produtivo agrícola, pois poupa recursos naturais e financeiros pela substituição de fontes minerais de fertilizantes. A produção de compostos orgânicos possibilita ainda sua comercialização, o que representa uma fonte direta de renda para diversos produtores de criação animal (AMORIM *et al.*, 2005), viabilizando economicamente a produção do mesmo.

Os compostos orgânicos podem ser utilizados como fertilizantes ou condicionadores em várias classes de solo, uma vez que, são fontes de macro e micro nutrientes e também melhoram suas características físicas, químicas e biológicas (VIDIGAL *et al.*, 2010). A eficácia de um composto produzido a partir de carcaças de ruminantes na melhoria da qualidade física do solo e na disponibilização de nutrientes para as culturas, já foi comprovada em estudo conduzido em casa de vegetação por Souza *et al.*, (2012). No entanto, a taxa de mineralização do carbono (C) e do nitrogênio (N), essencial para o planejamento de sua utilização, ainda não foi determinada. Sabe-se que elevadas taxas de mineralização podem aumentar os riscos de contaminação de águas subterrâneas, pela lixiviação de N. O conhecimento da taxa de mineralização do N é necessário para a determinação da dose e época correta de aplicação do composto ao solo, para garantir o suprimento adequado do N para a cultura em questão e evitar contaminação. Além do manejo do N, o conhecimento da velocidade de degradação do composto, definida pela taxa de mineralização do carbono, permite planejar o aporte anual de material orgânico no solo, a fim de manter ou aumentar o estoque de carbono orgânico do solo.

Dentre os fatores que influenciam a mineralização do N de resíduos orgânicos, estão o teor de N, a relação C/N, o grau de maturação e a biodegradabilidade de C do material, além da textura, umidade do solo e clima (JIN *et al.*, 2013; GARCIA-PAUSAS *et al.*, 2008; HÉBERT *et al.*, 1991). No que diz respeito à taxa de degradação do C, está é determinada principalmente pela qualidade da matéria orgânica adicionada ao solo, pelas características do solo onde foi adicionada e pela disponibilidade de nutrientes (FIERER *et al.*, 2003), sobretudo a de N (NEFF *et al.*, 2002).

Visto que restos animais podem conter minerais ou componentes orgânicos em proporções diferentes das matérias primas usualmente utilizadas em processos de compostagem, temos a hipótese que as taxas usuais de mineralização de compostos não se aplicam a compostos produzidos a partir de carcaças de ruminantes. Nesse aspecto, se fazem necessários estudos que avaliem a mineralização de nutrientes para os diferentes tipos de composto e a interação entre a aplicação de diferentes doses de composto com o solo onde o composto foi incubado. Para tanto, objetivou-se avaliar o processo de mineralização de C e N do composto orgânico, produzido a partir de carcaças e despojos de abate de ovinos e caprinos, durante a incubação de diferentes doses do composto em um Luvisolo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Ovinocaprinocultura no Brasil e no mundo

A ovinocaprinocultura é a atividade econômica de exploração de ovinos e caprinos. Trata-se de uma atividade desenvolvida em todos os continentes, sob as mais diversas condições climáticas, edáficas e botânicas, geralmente por meio da exploração extensiva e com baixo nível tecnológico. A criação visa à produção de leite e principalmente de carne, além do uso da pele para retirada da lã e para confecção de vestuário (EMBRAPA, 2004). Segundo dados da FAO (2013) o país com maior produção de ovinos em 2011 foi à China, seguida do Peru e da Grécia. Com relação à produção de caprinos, no mesmo ano, o *ranking* mundial foi ocupado em 1º lugar pela Índia, seguido de Bangladesh e Paquistão, sendo o Brasil ocupante da 20ª posição dentre os países maiores produtores. Apesar da produção da ovinocaprinocultura brasileira não ocupar lugar de destaque no cenário mundial, esta atividade tem grande importância social no país, sobretudo na região semiárida, onde representa importante fonte de proteína para um grande número de famílias (LEITE; SIMPLÍCIO, 2005), graças à adaptabilidade dos animais as condições edafoclimáticas adversas.

No Brasil, segundo dados do IBGE (2010), os estados maiores produtores de ovinos são Rio Grande do Sul, Bahia e Ceará que respondem por 53 % do rebanho nacional. No caso da produção de Caprinos, os estados maiores produtores são Bahia, Pernambuco, Piauí e Ceará que juntos acumulam mais de 75% da produção de todo País (IBGE, 2010). A significativa participação do nordeste brasileiro na ovinocaprinocultura nacional decorre principalmente da adaptação às condições locais. Não existem registros sobre como os animais foram trazidos para a região nordeste, mas, Pomponet (2008) sugere que tenha acompanhado a epopeia dos criatórios bovinos que se irradiaram nos sertões.

Dada a capacidade de adaptação desses ruminantes às mais distintas regiões, se estabeleceram facilmente na região semiárida por ser uma cria acessível a praticamente todos os camponeses, inclusive os mais pobres (CASTRO, 1984), além de representar aos produtores uma alternativa mais com maior tolerância à estiagens prolongadas em comparação ao gado bovino. Representam, ainda, aumentos na diversificação das fontes de renda e uma alternativa alimentar para as famílias dessas regiões (POMPONET, 2009).

Outros fatores que também devem ser considerados, no tocante da participação do nordeste na ovinocaprinocultura nacional são: (i) o crescimento do mercado, (ii) oportunidade

para todas as categorias de produtores e (iii) interesse do poder local pela atividade, com pretensão de inserção competitiva, direcionada para a visão sistêmica da cadeia produtiva (BARROSO; SOARES, 2009).

Segundo a FAO (2013) as perspectivas para a ovinocaprinocultura nacional parecem promissoras. A demanda por carne de ovinos e caprinos tem crescido principalmente nos países em desenvolvimento, impulsionada pelo crescimento demográfico e pelas variações das preferências e dos hábitos alimentares dos consumidores. Nesses países, estima-se um crescimento anual de 2,1 % na produção de carne ovina no período de 2005 a 2014, fato que reafirma o crescimento da atividade no país.

Essas expectativas de aumento de rebanho, aliadas às melhorias nas ações sanitárias e de manejo dos animais, bem como, a melhor aceitabilidade da carne, têm favorecido a produção de rejeitos gerados no abate desses animais.

2.2 Uso de resíduos na agricultura

A agricultura compreende uma das atividades com maior potencial de utilização de resíduos orgânicos, pois permite substituir fertilizantes minerais (CAMARGO; BERTON, 2006) e, possivelmente, por contribuir com o equilíbrio dos fluxos de entrada e saída de carbono, que controla, por sua vez, a liberação de diversos nutrientes para o solo (PELTRE *et al.*, 2012), entre outros benefícios. No entanto, o emprego de resíduos na agricultura deve levar em conta alguns fatores, como a segurança sanitária, composição mineral, o tipo de solo, características climáticas do local e cultura agrícola (CAMARGO; BERTON, 2006).

Para verificar as potencialidades da aplicação de resíduos na agricultura, o primeiro passo é a análise química do resíduo, haja vista, que sua composição mineral pode indicar seu potencial de fornecimento de nutrientes para as plantas, que podem complementar, ou mesmo, suprimir a adubação mineral. O conhecimento da composição mineral do resíduo também pode indicar a presença de elementos tóxicos, capazes de restringir o uso dos resíduos (CAMARGO; BERTON, 2006).

O poder de neutralização de acidez do resíduo deve também ser levado em conta, pois, indica a possibilidade de diminuir ou eliminar a aplicação de corretivos de acidez do solo. Outra característica importante do resíduo é a concentração de matéria orgânica, pois esta proporciona melhorias na qualidade química e física do solo, tais como: capacidade de troca catiônica (CTC), agregação e retenção de água, assim como, estimular inúmeros processos biológicos do solo (CAMARGO; BERTON, 2006).

Vale destacar, que algumas desvantagens também devem ser consideradas na aplicação dos resíduos orgânicos. Alguns problemas podem ser destacados, relacionados à variação da taxa de degradação do C e N de diferentes resíduos. Em alguns casos, a mineralização dos nutrientes contidos no resíduo aplicado, pode não ocorrer em sincronia com a absorção pelas culturas, favorecendo perdas por lixiviação de nitrato (TRINDADE *et al.*, 2001). Em outros casos, pode ocorrer a lenta mineralização do N, ocasionando deficiência do nutriente, tornando complexo o processo de tomada de decisão quanto à fertilização de culturas agrícolas com resíduos orgânicos (MOHANTY *et al.*, 2013; TRINDADE *et al.*, 2001).

Num experimento de campo, Trindade *et al.* (2001) mediram a mineralização de N em um solo cultivado sob um sistema duplo de forragem (milho e mistura de cereais e azevém) e adubado com esterco de gado leiteiro. Eles encontraram taxas líquidas médias de mineralização de N entre 0,41 e 0,65 mg N kg⁻¹ dia que representam valores entre 122 e 224 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, sendo 27-48% do total anual de N liberados durante a estação fria (novembro-fevereiro).

Em outro estudo, Mohanty *et al.* (2013) verificaram que na incubação de um solo (Aeric Endoaquept) cultivados por 41 anos num sistema de arroz-arroz, a aplicação contínua de fertilizante orgânico sozinho ou em combinação com fertilizante mineral, aumentou o C e N, sendo 47 a 62% do N mineralizado durante os 28 dias iniciais de incubação.

Os estudos supracitados mostram a importância do estudo da mineralização do N e C de compostos e outros resíduos, aplicados em diferentes solos e condições edafoclimáticas, reforçando a necessidade do seu conhecimento para que se possa planejar a sua utilização na agricultura.

2.3 Compostagem

Uma das alternativas de destinação correta de resíduos orgânicos é a compostagem. Ela é, provavelmente, o mais antigo sistema de tratamento biológico de resíduos orgânicos, tendo sido utilizado pelas antigas civilizações como um método natural de reciclagem dos nutrientes, comumente presentes nos detritos resultantes de suas atividades diárias (DAI PRÁ *et al.*, 2005). Ryckeboer *et al.* (2003) define a compostagem como um processo de biodegradação aeróbica com auto-aquecimento de materiais orgânicos sob condições controladas, o que a distingue do apodrecimento natural ou putrefação.

De modo geral, no processo de compostagem, resíduos orgânicos frescos de diversas naturezas, são decompostos biologicamente ao longo do tempo até resultarem em material estabilizado (BELLAYER; KOZEN, 2010). Os mesmos autores destacam que em função da diversidade dos materiais usados, das diferentes composições nutricionais, bem como, das variações na umidade, aeração, etc, a taxa de compostagem é igualmente variável.

Atualmente, há uma proibição por parte da Instrução Normativa nº 8 de 2004 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) APA ao uso de animais mortos (cama de frango ou carcaça de outros animais), provenientes de atividades agropecuárias, na alimentação de bovinos (BRASIL, 2004). Além, a Instrução Normativa nº 23, de 31 de agosto de 2005 dispôs as classes e os padrões de qualidade específicos para fertilizantes orgânicos, vinculando os mesmos à origem das matérias-primas utilizadas no seu processo de produção (BRASIL, 2005). Com isso, a compostagem desses subprodutos está sendo estimulada apenas recentemente como uma alternativa sustentável a proibição imposta pelo MAPA. (BELLAYER; KOZEN, 2010).

A compostagem nesse caso parece ser uma forma de destinação segura e ambientalmente correta para esses resíduos, já que os compostos orgânicos apresentam uma série de benefícios. Estudo desenvolvido por Mantovani *et al.* (2005) com composto orgânico de lixo urbano mostra a importância da incorporação do composto para melhoria das condições químicas do solo quando incorporado nas camadas de 0 – 20 cm, além do aumento do pH, dos teores de MO, P, K, Ca e Mg. Outro benefício do uso de compostos produzidos através da compostagem concerne quanto à imobilização de metais pesados. Clemente *et al.* (2006) concluíram que ambos são úteis para a fixação de Zn e Pb em solos calcários contaminados, principalmente pela presença de P, que exerce papel fundamental na imobilização de metais pesados.

Alguns estudos vêm sendo realizados com relação à compostagem, principalmente relacionados às adaptações necessárias da compostagem convencional para a produção de composto a partir de carcaças da produção avícola e de gado (PAIVA *et al.*, 2012; OTENIO *et al.*, 2010). Otenio *et al.* (2010) recomendam que nesse tipo de compostagem, as carcaças sejam depositadas sobre matéria vegetal (folhas de árvores, galhos, restos de silagem, serragem, picados em tamanho máximo de 2 cm) e esterco seco, nesse padrão, em cerca de um mês, um bovino é totalmente decomposto, sem produzir chorume ou mau cheiro, restando apenas alguns ossos.

Usando carcaças de frango, Paiva *et al.* (2012) mostraram que a compostagem no sistema de leiras estáticas aeradas reduziu em até 20,87% os sólidos voláteis e foi eficiente na eliminação ou na redução dos microrganismos *Salmonella* e coliformes termotolerantes, a níveis compatíveis com o que é exigido pela legislação CONAMA 375. No entanto, pesquisas relacionadas à utilização de carcaças de caprinos e ovinos na compostagem e, posterior emprego como adubos orgânicos são escassos, sendo que seus efeitos no solo e na planta ainda carecem de muito mais estudos, principalmente no que se refere a sua taxa de mineralização e consequentemente seu potencial como fertilizante.

2.4 Mineralização do carbono em solo adicionado de compostos orgânicos

A decomposição de materiais orgânicos do solo é entendida de maneira geral como o processo dinâmico, dependente das condições ambientais, da composição bioquímica e características físicas dos resíduos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006) e apesar de até o momento, a decomposição dos resíduos orgânicos não ser totalmente compreendida, estudos tem definidos várias premissas citadas abaixo:

(i) O baixo teor de lignina ou de compostos fenólicos; alto teor nitrogênio e partículas de tamanho reduzido com baixa relação C:N, maximizam a atividade biológica. Umidade e temperatura também exercem papel fundamental na decomposição, temperaturas entre 30 e 35°C e umidade do solo próxima à capacidade de campo são condições ideais para o crescimento microbiano (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

(ii) A adição de resíduos orgânicos no solo pode modificar a composição da comunidade microbiana deste e consequentemente, causar alterações na dinâmica da decomposição e mineralização através do efeito *priming* que se resume a um estímulo à atividade microbiana a degradar também a matéria orgânica do solo quando outra fonte de matéria orgânica é adicionada. (WALDROP; FIRESTONE, 2004).

(iii) Resíduos com relação C/N baixa (< 20) ocorre à liberação do elemento mineralizado, quando ela é alta (> 30) pode ocorrer um esgotamento do N, em função da grande demanda de N pela microbiota, causando imobilização do N do solo. Porém, se a relação C/N do material adicionado localiza-se entre 20 e 30, têm-se um equilíbrio entre imobilização e mineralização (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Ante essas premissas, sugere-se que a adição da matéria orgânica no solo, dependendo de sua composição química e de sua relação C/N afeta a taxa de mineralização do carbono e de outros nutrientes podendo inclusive contribuir ou não para o aumento do estoque de carbono no solo (LAL, 2004).

A velocidade de degradação do carbono orgânico em CO_2 de compostos orgânicos, é comumente explicada por meio de um modelo exponencial de primeira ordem ($C_1 = C_0 e^{-kt}$ onde C_0 e C_1 é a massa de carbono no tempo zero e a massa de carbono remanescente após o tempo 1) proposta inicialmente por Jenny *et al.* (1949). Por sua simplicidade e razoável bom ajuste à decomposição inicial de uma grande variedade de resíduos orgânicos é ainda amplamente utilizado (BERG; McCLAUGHERTY, 2008).

Apesar da ampla aplicação, o modelo exponencial simples não considera a presença de diferentes tipos da matéria orgânica no solo. Na tentativa de solucionar esse problema, autores como Bunnell *et al.* (1977) e Lousier; Parkinson (1976) desenvolveram modelos de dupla exponencial que considera que a matéria orgânica possui dois compartimentos distintos (lábil e recalcitrante), com diferentes taxas de decomposição (BERG; McCLAUGHERTY, 2008): $C_m = C_1 (1 - e^{-k_1 t}) + C_2 (1 - e^{-k_2 t})$ onde C_m é o carbono mineralizado; C_1 , C_2 , k_1 e k_2 são o primeiro e segundo compartimentos da matéria orgânica e suas respectivas taxas de degradação; e t o tempo.

Contudo, o estudo cinético da dinâmica de mineralização do C em um mesmo solo, sem alterações, fornecem resultados que podem ser usados para avaliar o grau de maturidade e estabilidade alcançada com aditivos orgânicos, sendo um subsídio para a segurança ambiental e eficiência agrônômica (FERNANDÉZ *et al.*, 2007).

2.5 Mineralização do nitrogênio

Segundo Malavolta (2006) o N pode aparecer no solo tanto na forma orgânica como na forma mineral, sendo nesta última através da amônia, nitrato e nitrito que participam de aproximadamente 5% da matéria orgânica do solo. A mineralização do N orgânico do solo pode ser entendida como o processo dependente da ação microbiana pelo qual o N orgânico é

transformado, a velocidades variáveis, em N inorgânico (JANSSEN, 1996). Já a imobilização, se refere ao consumo do N inorgânico do solo pelos microrganismos, acumulando o N na forma orgânica na biomassa microbiana (HUTCHISON; WALWORTH, 2007).

Ambos os processos, mineralização e imobilização de N, apesar de opostos, ocorrem simultaneamente no solo, e sua dinâmica e intensidade dependem de diversas variáveis, como: (i) processos que ocorrem no solo, como por exemplo, a composição dos materiais orgânicos ou minerais adicionados ao solo e sua taxa de aplicação, do tipo de solo e de seu pH; (ii) variáveis biológicas como a atividade microbiana do solo, da qualidade do resíduo que está sendo decomposto, avaliada pela relação C/N, C/P, C/S e do teor de frações facilmente decomponíveis e recalcitrantes e (iii) variações ambientais, tal como: a temperatura e umidade do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; VEDELA *et al.*, 2005; IRAWATY *et al.*, 2014).

Alguns estudos exemplificam a influência dos fatores supracitados na cinética de mineralização do N, é o caso do trabalho realizado por Magill e Aber (2000) onde avaliaram o efeito de diferentes substratos sobre o potencial de mineralização líquida do nitrogênio na forma orgânica e nitrificação líquida em solo orgânico e mineral. Os autores mostraram que a presença de carbono lábil parece aumentar a taxa de imobilização do N ao invés da mineralização líquida de N. Verificaram também que compostos de carbono mais recalcitrantes não apresentaram qualquer estímulo claro quanto à imobilização líquida ou mineralização líquida, em relação aos compostos de fração lábil predominante, o que pode justificar às diferenças de mineralização encontradas entre diferentes substrato aplicados no solo.

A umidade do solo é outro importante fator regulador das transformações do N no solo. Videla *et al.* (2005) verificaram que as taxas brutas de mineralização e nitrificação são maiores quando a umidade do solo estava a 85% de capacidade de campo e que a imobilização de N e a quantidade de N na biomassa microbiana foi maior quando a umidade estava na capacidade de campo.

Do ponto de vista prático, o potencial de mineralização e a respectiva taxa de mineralização podem ser utilizados na predição da disponibilidade de N às plantas em determinado período de tempo (CAMARGO *et al.*, 1997). Assim, o conhecimento da cinética de mineralização fundamental para o planejamento de práticas que maximizem a eficiência do uso do N (caso da fertilização) e minimizem impactos adversos ao meio, principalmente quando se considera a grande mobilidade e dinâmica do N (LI *et al.*, 2003).

Na literatura são propostos vários modelos matemáticos para descrever a cinética da mineralização do nitrogênio tanto dos materiais orgânicos adicionados ao solo. Na busca pela maior confiabilidade dos resultados, alguns trabalhos já mostram a utilização de marcadores isotópicos para estudos detalhados de biomassa. No entanto, apesar de resultar em melhora nos ajustes dos modelos, a inclusão de diversas variáveis nos modelos matemáticos parece dificultar sua compreensão e requerem geralmente experimentos difíceis de interpretar e problemáticos para executar (WANG *et al.*, 2003; ELLERT; BETTAN, 1988) o que pode ser visto como desvantagem.

Com isso, modelos simples são utilizados na predição da cinética de mineralização, devendo-se a escolha do modelo ser avaliada quando se leva em consideração as compartimentalizações (fração lábil e recalcitrante) da matéria orgânica. No caso de materiais homogêneos, como o caso de materiais que passam pelo processo de compostagem, um dos modelos amplamente utilizado na predição da cinética de mineralização foi proposto por Stanford e Smith (1972) e constitui-se de uma equação exponencial simples, $N_m = N_o (1 - e^{-kt})$, sendo os parâmetros N_m , N_o , k e t o N mineral, o N orgânico potencialmente mineralizável, a constante de primeira ordem da taxa de mineralização de N orgânico e tempo, respectivamente. Pressupondo que em determinadas condições ambientais, a taxa de mineralização de N é proporcional à quantidade de substrato mineralizável no solo. (STANFORD; SMITH, 1972).

Em substratos orgânicos heterogêneos, é comum utilizar uma variação do modelo proposto por Stanford e Smith (1972), no entanto, que considera dois compartimentos. Utiliza-se, portanto, um modelo duplo exponencial que pode ser representado por: $N_m = N_1 (1 - e^{-k_1 t}) + N_2 (1 - e^{-k_2 t})$, como o adotado por Inobushi *et al.* (1985). Nesse modelo, admite-se a existência de dois compartimentos de N no solo (N_1 e N_2) sendo que esses compartimentos diferem quanto à velocidade de decomposição e, portanto apresentam diferentes taxas de mineralização (k_1 e k_2) que se relacionam aos compartimentos lábil e recalcitrante (PEREIRA *et al.* 2005). Neste caso, sugere-se que este modelo seja adequado a ser utilizado para analisar a mineralização da matéria orgânica do composto interagindo com a matéria orgânica nativa do solo onde o composto será incubado.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local de estudo

Os estudos foram realizados no Laboratório de Manejo e Conservação do Solo, pertencente ao Departamento de Ciências do Solo do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará.

3.2 Coleta e caracterização físico-química do solo e composto orgânico

Foram utilizadas amostras de Luvisolo Crômico Órtico típico provenientes da área experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMPRAPA Caprinos e Ovinos, situada no município de Sobral, CE, coordenadas 3° 40'07.0'' S e 40° 29'04.9'' W. As amostras de solo foram retiradas da camada superficial na profundidade de 0 até 20 cm e sua caracterização química e física são apresentadas nas tabelas 01 e 02, respectivamente.

Tabela 1 – Resultado da análise química do Luvisolo Crômico utilizado no experimento. Fortaleza, 2014.

pH em CaCl_2 0,01 mol L^{-1}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Al^{3+}	H^+	K^+	Na^+	CTC	V	COT	N	C:N
	-----			mmol _c kg ⁻¹			-----	%	-- g kg ⁻¹ --	-	-
6,5	960	340	10	290	91	28	17,19	82,6	13,2	0,84	15,7

Tabela 2 – Resultado da análise física do Luvisolo Crômico utilizado no experimento. Fortaleza, 2014.

Areia	Silte	Argila	Classificação Textural
-----	g kg ⁻¹	-----	
648,0	247,4	104,6	franco-arenosa

O composto orgânico foi produzido a partir de despojo (sólido) de ovinos e caprinos mortos, esterco de caprinos, restos de comedouro (capim elefante triturado) e poda de árvore. A pilha de compostagem foi constituída por 01 parte de restos de abatedouros e carcaças de animais e 1,5 a 02 partes da mistura de esterco com material vegetal, em proporções iguais. O processo de compostagem foi realizado nas dependências da Embrapa Caprinos e Ovinos em Sobral, CE. As amostras do composto orgânico foram coletadas em

diferentes pontos da pilha de composto, sendo posteriormente homogeneizadas para compor uma única amostra.

As características químicas do composto utilizado no estudo foram: 20,3; 9,0; 15,7; 21,9; 5,5 e 2,8 (g kg^{-1}) para N, P, K, Ca, Mg e S; e 20, 30, 2051, 175 e 138 (mg kg^{-1}) para B, Cu, Fe, Mn e Zn, respectivamente; e valor pH de 6,7; determinadas de acordo com Abreu *et al.* (2006).

Após a coleta do solo e composto orgânico os mesmos foram transportados para o Laboratório de Manejo e Conservação do Solo/UFC onde foram secas em Estufa a 65 °C por 24 horas, seguido de peneiramento em peneiras de malha 2,00 mm.

3.3 Determinação de Curvas de Neutralização do pH por CaCO_3

Previamente aos estudos de mineralização do nitrogênio e degradação do carbono conduziu-se ensaio para determinar o efeito de diferentes doses do composto orgânico no pH do Luvissole. Este estudo se faz necessário para possibilitar que os estudos de incubação para a determinação da mineralização do N sejam realizados sem diferença de acidez entre os tratamentos, evitando a formação e volatilização de amônia desproporcional entre os tratamentos.

Amostras contendo 100 cm^3 de Luvissole foram colocadas em vasilhas plásticas e misturadas com doses de composto orgânico de 0; 0,1875; 0,375; 0,75 e 1,5 g equivalentes a 0; 3,75; 7,5; 15 e 30 t.ha^{-1} , com três repetições, considerando para o cálculo a incorporação do composto orgânico na camada de 0 – 20 cm de profundidade. A umidade do solo foi mantida 70% da capacidade de retenção de água pela adição água deionizada. As amostras úmidas foram pesadas, sendo a reposição de perda de água realizada a cada 04 dias com base na perda de massa das amostras. A incubação foi realizada em temperatura ambiente ($\pm 30,5$ °C).

O pH do solo incubado foi monitorado em subamostras de 10 g de solo. As medições foram realizados em solução de CaCl_2 0,01 mol.L^{-1} , em uma proporção de solo:solução de 1:2,5. O solo remanescente após cada avaliação era novamente pesado para dar continuidade à incubação. As avaliações foram repetidas com periodicidade de 4 dias por 4 semanas, até a obtenção de valor de pH constante em três determinações consecutivas.

As curvas de neutralização de pH para o Luvissole foram obtidas em uma incubação a parte com carbonato de cálcio (CaCO_3). Cinco doses do composto orgânico e 7 doses de carbonato de cálcio (CaCO_3) incubadas em 100 cm^3 no Luvissole. As doses de CaCO_3 corresponderam a 0; 0,25; 0,50; 0,75; 1,00; 1,50 e 1,75 vez a quantidade necessária

para teoricamente, obter um pH em CaCl_2 igual a 6,5 com base na análise de solo e na equação: $\text{pH CaCl}_2 = 3,66 + 0,027V\%$ (QUAGGIO *et al.*, 1982). Em seguida, as amostras foram incubadas pelo período necessário para a estabilização do pH, ou seja, 04 semanas..

Ao final da incubação, as amostras de solo foram submetidas a processo de secagem em estufa a 65°C por 24 hs seguido de peneiramento e homogeneização para determinação do pH em CaCl_2 segundo metodologia proposta por Quaggio e Raij (2001). Após a obtenção dos dados, os resultados foram ajustados a modelos matemáticos de segunda ordem obtendo-se as equações de regressão (Tabela 03). Com base nas equações calculou-se a quantidade de CaCO_3 para elevar o pH em CaCl_2 a 7,0.

Tabela 3 – Modelos matemáticos para estimar a dose d com x e y representam, nessa ordem, o pH em CaCl_2 e a quantidade de CaCO_3 (g.dm^{-3}) aplicado nas 5 doses de composto incubadas no Luvisolo Crômico. Fortaleza, 2014.

Doses (Mg ha^{-1})	Equação	R^2	CaCO_3 (g dm^{-3})
0	$y = -0,069x^2 + 0,5813x + 6,7814$	0,9188	0,1245
3,75	$y = -0,0766x^2 + 0,6559x + 6,662$	0,9235	0,1248
7,5	$y = -0,056x^2 + 0,4929x + 6,9009$	0,9242	0,1163
15	$y = -0,0643x^2 + 0,5637x + 6,755$	0,9485	0,1204
30	$y = -0,056x^2 + 0,4801x + 6,9056$	0,9076	0,1186

3.4 Determinação da velocidade de decomposição do composto incubado no solo

As doses de composto orgânico foram baseadas na dose padrão de $7,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ que corresponde à dose recomendada de nitrogênio para produção de milho em grãos, com produtividade em torno 08 Mg ha^{-1} (ALVES *et al.* 1999). O cálculo de equivalência foi realizado com base no teor total de N presente no composto.

Foram realizadas duas incubações concomitantemente, uma para a determinação da taxa de mineralização do N e outra para a determinação da taxa de decomposição do C orgânico.

Para avaliar a mineralização do N, amostras de 100 cm^3 de solo foram depositadas em vasilhas plásticas com capacidade de 150 cm^3 , em condições aeróbicas. As doses do composto, correspondentes a 0% (ausência de composto); 50% ($3,75 \text{ Mg ha}^{-1}$); 100% ($7,5 \text{ Mg ha}^{-1}$); 200% (15 Mg ha^{-1}) e 400% (30 Mg ha^{-1}) da dose padrão foram adicionadas ao solo seguido de adição das doses de CaCO_3 contidas na tabela 3 para que as amostras atingissem pH 7,0 e posterior homogeneização. As amostras foram distribuídas segundo um

delineamento inteiramente casualizado (DIC) com três repetições seguindo arranjo fatorial de 05 doses de composto x 11 datas de avaliação (zero; 7; 14; 28; 42; 56; 70; 84; 98; 112 e 126 dias após o início da incubação), totalizando 165 unidades experimentais.

Em ambos os experimentos a umidade das amostras ao longo de todo o tempo de incubação foi mantida à 70% da capacidade de retenção de água do solo. A adição de água destilada foi realizada com base na perda de massa das amostras em avaliações periódicas em intervalos de 4 dias.

Em cada data de avaliação, duas amostras contendo 10 g de solo foram retiradas após homogeneização, sendo uma amostra destinada a determinação da umidade e outra utilizada para quantificar o N – Inorgânico. As concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram determinados em extratos de KCL 1 mol. L^{-1} . A concentração de N-NH_4^+ foi determinada por destilação a vapor, na presença de MgO, e a de N-NO_3^- , no mesmo extrato após a aplicação da liga de Devarda, de acordo com a metodologia proposta por Cantarella e Trivellin (2001). O N mineralizado foi obtido pela soma do N-NO_3^- e N-NH_4^+ .

A taxa de degradação do carbono foi determinada em solo incubado em recipientes de vidro com capacidade volumétrica de 2 litros, hermeticamente fechadas. Em cada recipiente foram pesados 100 g de solo e homogeneizado com as doses 0; 3,75; 7,5; 15 e 30 Mg ha^{-1} do composto. O CO_2 emitido do solo foi capturado em solução de NaOH (0,5 mol. L^{-1}) e teve seu valor determinado por titulação com ácido clorídrico.

Os recipientes de vidro foram distribuídos em delineamento inteiramente casualizado com três repetições por tratamento e dispostos em esquema de parcela subdividida no tempo. As avaliações foram realizadas nos tempos 0; 1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 9; 11; 14; 17; 20; 23; 26; 29; 33; 37; 41; 48; 55; 69; 83; 97; 11 e 126 dias após a incubação, totalizando 390 avaliações.

3.5 Taxa de mineralização

3.5.1 Composto orgânico isolado

A quantidade mineralizada do C e do N do composto (C_{mc} e N_{mc}) das doses foi obtida subtraindo-se a quantidade total de nitrogênio e carbono mineralizados (N_m e C_m , respectivamente) das respectivas doses incubadas com o solo do tratamento controle ($X_{mc} = X_{m \text{ solo} + \text{composto}} - X_{m \text{ solo}}$). As taxas de mineralização foram obtidas pelo ajuste do valor de k do modelo exponencial simples proposto por Berg e McLaugherty (2008) e Stanford e Smith

(1972) (eq. 1). O ajuste do valor de k do modelo não linear foi realizado por processo iterativo pelo método de Newton de modo a minimizar a soma dos quadrados dos erros entre os valores observados e estimados utilizando a ferramenta Solver do Microsoft Excel.

$$X_{mc} = X_0(1 - \exp^{-k.t}) \quad \text{eq. 1}$$

Onde:

X_{mc} = carbono ou nitrogênio mineralizado do composto, em g kg^{-1} ;

X_0 = carbono ou nitrogênio presentes nas doses adicionadas de composto, em g kg^{-1} ;

k = constante de mineralização do C ou N do composto orgânico, por dia.

t = tempo, em dias.

3.5.2 Composto orgânico incubado no solo

As taxas de mineralização e o tamanho dos compartimentos de N e C foram ajustados ao modelo de regressão de dupla exponencial proposta por Bunnell *et al.* (1977), Lousier e Parkison (1976) (eq. 2). O ajuste dos valores de X_1 , X_2 , k_1 e k_2 do modelo não linear foi realizado por processo iterativo pelo método de Newton de modo a minimizar a soma dos quadrados dos erros entre os valores observados e estimados utilizando a ferramenta Solver do Microsoft Excel. A soma dos valores de X_1 e X_2 foi limitada à quantidade de C ou N total presentes nas misturas solo + composto.

$$X_m = X_0(1 - \exp^{-k_1.t}) + X_1(1 - \exp^{-k_2.t}) \quad \text{eq. 2}$$

Onde:

X_m = carbono ou nitrogênio mineralizado no tempo, em g kg^{-1} ;

X_0 = estimativa do carbono ou nitrogênio potencialmente mineralizável no primeiro compartimento da matéria orgânica, em g kg^{-1} ;

X_1 = estimativa do carbono ou nitrogênio potencialmente mineralizável no segundo compartimento da matéria orgânica, em g kg^{-1} ;

k_1 = constante de mineralização do composto orgânico no primeiro compartimento, por dia.

k_2 = constante de mineralização do composto orgânico no segundo compartimento, por dia.

t = tempo, em dias.

3.6 Tempo de meia vida e Fração de Mineralização

Após estabelecer as taxas de mineralização, o tempo de meia vida ($T_{1/2}$) para cada compartimento de C ou N empregando-se a fórmula:

$$T_{1/2} = \ln 2/k$$

Onde:

$T_{1/2}$ = Tempo de meia vida;

$\ln 2$ = logaritmo neperiano de 2;

k = constante de mineralização do composto orgânico, por dia.

A fração de mineralização (FM) se refere à fração de carbono ou nitrogênio mineralizado no final do experimento em relação à quantidade de composto orgânico adicionada no solo. A fórmula, expressa em %, é dada pela fórmula:

$$FM = (X_{CO_y} - X_{CO_0}) / Q_{adicionada} \times 100$$

Onde:

X_{CO_y} = carbono ou nitrogênio mineralizado na dose y de composto orgânico, em $g\ kg^{-1}$;

X_{CO_0} = carbono ou nitrogênio mineralizado na dose zero de composto orgânico, em $g\ kg^{-1}$;

$Q_{adicionada}$ = Quantidade adicionada de carbono ou nitrogênio na forma de composto orgânico, em $g\ kg^{-1}$.

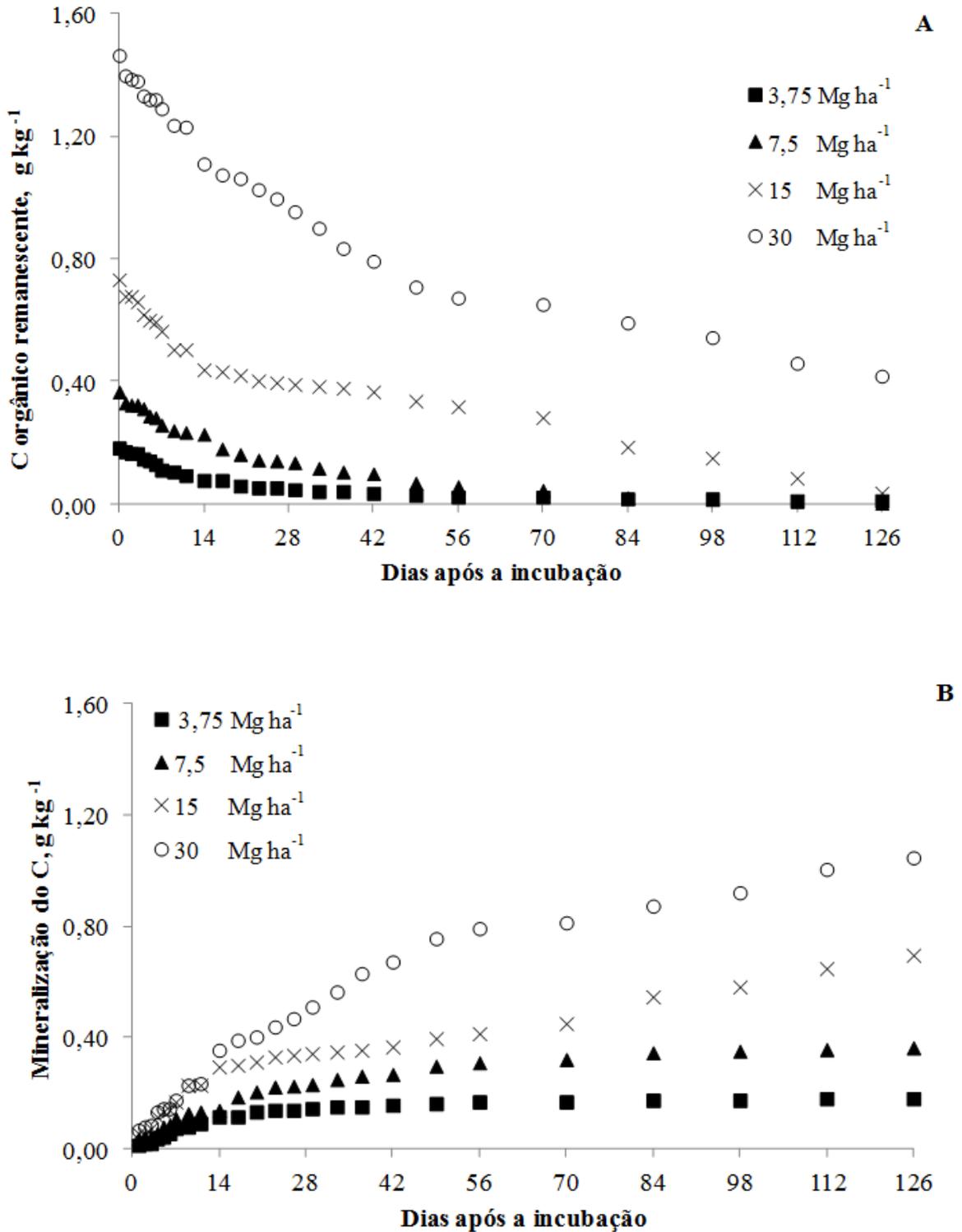
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Degradação do C do composto orgânico

Em todas as doses de composto orgânico ocorreu a diminuição nas taxas diárias de respiração microbiana com o tempo de incubação. Esse resultado provavelmente está associado ao consumo dos estoques de C mineralizável durante os 126 dias de incubação (figura 1). A tendência de diminuição das taxas de respiração é também observada em vários estudos (Demetz; Insam, 1999; Fangueiro *et al.*, 2012; Cayuela *et al.*, 2009 e Taniguchi, 2010). Demetz e Insam (1999) ainda justificam que o aumento da respiração ao longo do tempo é pouco provável devido ao esgotamento de nutrientes como N e P no substrato orgânico, limitando com isso, o crescimento dos microrganismos presentes no solo.

Dentre as quatro doses avaliadas, a dose de 30 Mg ha⁻¹ proporcionou maior atividade da biomassa microbiana, diferenciando-se das doses 7,5 e 3,75 Mg ha⁻¹ após 03 dias e da dose 15 Mg ha⁻¹ 14 dias após a incubação do composto no solo. Essa maior atividade é atribuída ao maior estoque de C mineralizável presente nas amostras de solo tratadas com 30 Mg ha⁻¹ de composto. Esse efeito é explicado por Bernal *et al.* (1998a) que estabelece relação positiva entre a incorporação de resíduos orgânicos e o crescimento da população microbiana do solo. Apesar da maior atividade microbiana, observa-se que nesta dose, houve uma menor taxa de degradação (0,0131 dia⁻¹), o que proporcionou um T_{1/2} vida de aproximadamente 53 dias, diferindo das doses 3,75; 7,5 e 15 Mg ha⁻¹ que apresentaram T_{1/2} vida de 12,2; 18,7 e 34,1 dias, respectivamente. Essa diferença no T_{1/2} vida das doses indica que a mineralização da matéria orgânica não correu de forma homogênea, atribuindo-se, portanto, as interações ocorridas com o solo quando as amostras foram incubadas.

Figura 1 – Carbono orgânico remanescente do composto adicionado (A) e emissão acumulada de C-CO₂ (B) calculados pela diferença entre a emissão de C-CO₂ em solo incubado com doses de composto orgânico e tratamento controle. Fortaleza, 2014.



Verificou-se que as taxas de mineralização (k) do composto orgânico apresentaram variação inversamente proporcional à quantidade de C aplicado no solo (C_0) (tabela 4). Foi observada uma variação nos valores de k entre 0,0570 a 0,0131 dia^{-1} , para quantidades C_0 aplicadas entre 0,01831 e 0,14645 g kg^{-1} de resíduo orgânico. A mesma tendência foi observada por Taniguchi (2010) ao avaliar doses crescentes de lodo de esgoto (Relação C:N < 3) com taxas de degradação do C variando de 0,1271 a 0,0691 para compartimentos de C no solo com variação de 0,0943 a 0,5417 g kg^{-1} . No entanto, Moreno-Cornejo e Faz (2014) avaliando doses de resíduo de pimenta aplicadas ao solo (Relação C:N = 19) observaram não haver diferença nas taxas de mineralização com o aumento dos compartimentos, encontrando valores de k de 0,0836; 0,1178; 0,091 para os compartimentos com estoque de C com 2,96; 3,53 e 6,92 g kg^{-1} , respectivamente.

Tabela 4 – Taxa de degradação do carbono da matéria orgânica de diferentes doses de composto orgânico produzido a partir de carcaça e despojo de pequenos ruminantes incubadas em um Luvissolo. Fortaleza, 2014.

Composto	C_{solo}	C_0	C_t	k	$T_{1/2}$	FM
Mg ha^{-1}	----- g kg^{-1} -----			dia^{-1}	dias	%
3,75	13,16	0,1831	13,346	0,0570	12	98,3
7,5	13,16	0,3662	13,529	0,0371	19	99,1
15	13,16	0,7324	13,896	0,0203	34	95,0
30	13,16	1,4645	14,628	0,0131	53	71,5

C_{solo} = carbono nativo da matéria orgânica do solo; C_0 = carbono adicionado proveniente do composto orgânico nas diferentes doses, C_t = carbono total presente no solo incubado com diferentes doses do composto orgânico; k = taxa de mineralização do C do composto orgânico isolado da matéria orgânica do solo; $T_{1/2}$ = tempo de meia vida do composto orgânico e FM = fração de mineralização do C do composto orgânico incubado no solo.

Os resultados obtidos no presente e no estudo realizado por Taniguchi (2010) confirmam que pode haver interação do composto aplicado com o solo, pois na ausência de interação a taxa de degradação do composto seria independente da dose aplicada de composto, conforme ocorreu no estudo de Moreno-Cornejo e Faz (2014). No entanto, admitindo-se que a MO adicionada pode ser protegida por interação com colóides do solo, esperava-se uma resposta contrária à obtida no presente estudo, pois o aumento da quantidade adicionada de material orgânico excederia a capacidade de proteção do solo. Desse modo, a MO adicionada além dessa capacidade de proteção estaria mais vulnerável à degradação, conforme mecanismo descrito por Six *et al.* (2002). No caso do presente estudo e do realizado por Taniguchi (2010) é provável que a adição de MO tenha estimulado a degradação da matéria orgânica nativa do solo. No presente estudo, a mineralização da MO adicionada foi calculada por diferença entre o C mineralizado do solo incubado com composto e o tratamento controle, desse modo, não se pode afirmar que a degradação MO nativa do solo foi

acelerada a menos que a FM seja superior à 100%. Apesar da fração de mineralização não ter atingido valores superiores a 100%, as menores doses aplicadas nos solos praticamente esgotaram os estoques totais de carbono, consumindo mais de 98% do C aplicado com o composto (tabela 4).

Ao final experimento, as massas de C adicionado com o composto foram reduzidas para 3,12 e 6,25 kg ha⁻¹ de um total aplicado de 3,75 e 7,5 Mg ha⁻¹, respectivamente. Essas elevadas taxas de degradação do C resultaram em improváveis tempos de meia vida de 12 e 19 dias para as doses de 3,75 e 7,5 Mg ha⁻¹, respectivamente. Sugerindo que as doses aplicadas de MO foram suficientes para compensar a quantidade de C degradado da MO nativa, equilibrando os estoques de C no solo. Enquanto que o na maior dose aplicada (30 Mg ha⁻¹) mesmo ao final de 126 dias, a quantidade de carbono no solo sofreu um acréscimo de 119,28 kg ha⁻¹, resultando em um fator de mineralização de 71%.

4.2 Degradação do C considerando as interações com o solo

Em diversos estudos, a taxa de degradação do C do material orgânico aplicado ao solo é calculada a partir da diferença entre o C emitido em solo incubado com e sem adição de material orgânico, conforme realizado no item 4,1. No entanto, esse isolamento da MO adicionada não mostrou-se adequado, visto que ocorreu interação entre a MO adicionada e a MO nativa do solo, sendo necessário o estudo da degradação global da MO do solo. Para estudar a degradação global optou-se por um modelo duplo exponencial, justificado pelos diferentes graus de estabilidade da matéria orgânica apresentado tanto isoladamente quanto associada ao solo (BOYLE; PAUL, 1989; MARSTORP; KIRCHMANN, 1991) devendo-se, para tanto, utilizar uma combinação de diferentes equações de ordem cinética (BERNAL; KIRCHMANN, 1992).

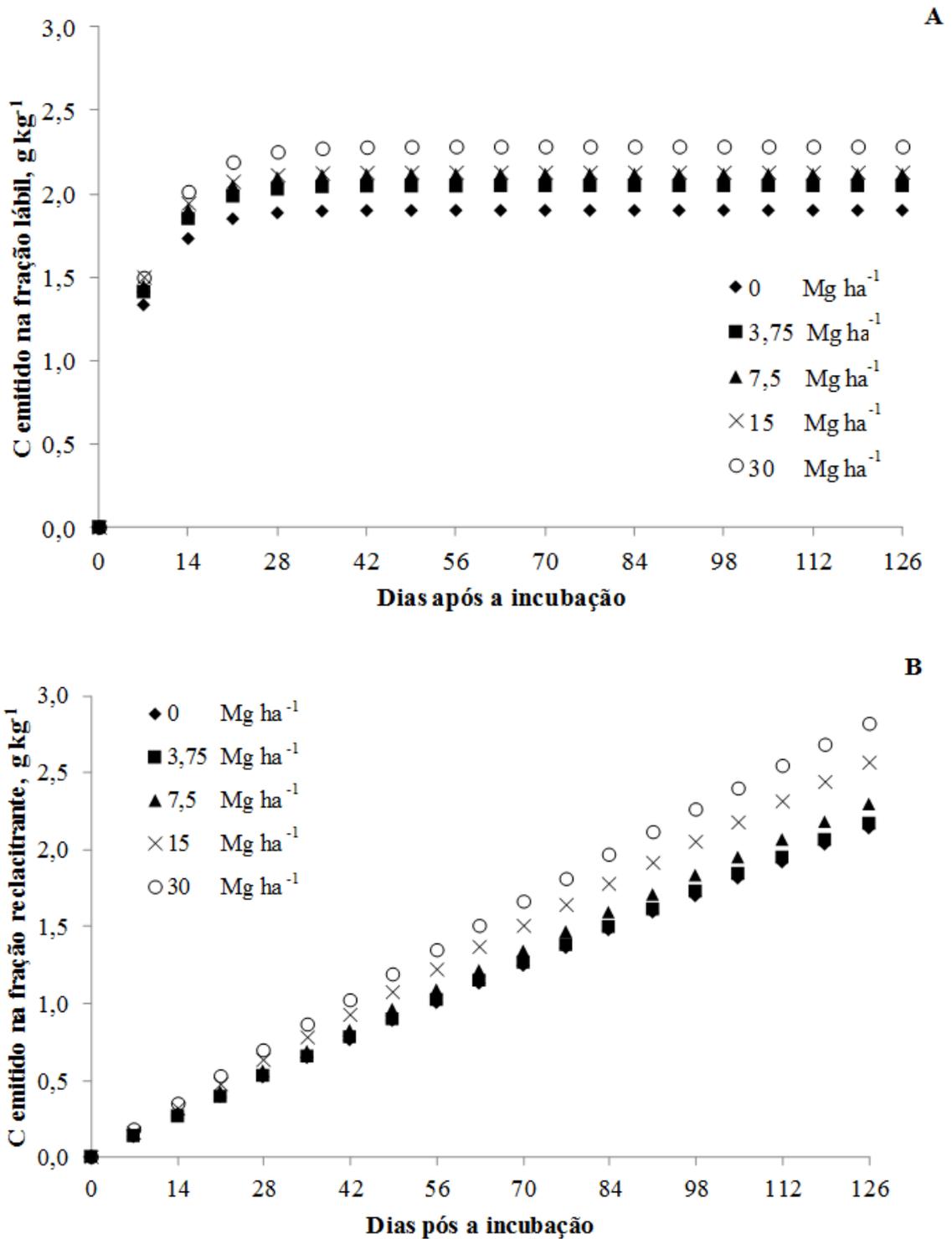
Considerando a decomposição do C total do solo (figura 3A), a liberação de C-CO₂ foi semelhante a quando estávamos considerando a emissão de C da MO isolada. Sendo as maiores quantidades de C-CO₂ liberadas 03 dias após a incubação do composto. O tratamento controle (0 Mg ha⁻¹) apresentou as menores perdas de C-CO₂ variando de 0,872 a 0,740 g kg⁻¹ de solo ao final de 126 dias de incubação. Este fato decorre da menor atividade microbiana nesse tratamento, haja vista a ausência de aplicação de composto, que forneceria o C responsável pelo aumento da população microbiana, além disso, a matéria orgânica já existente no solo possui componentes de C mais recalcitrantes, que são pouco acessados por essa microbiota.

Sendo a MO do solo muito mais heterogênea que a do composto, se faz necessária a compartimentalização para a cinética de degradação da mesma. A aplicação de modelos exponenciais duplos mostrou-se adequada para explicar o comportamento da matéria orgânica incubada no solo nas diferentes doses que apresentam diferentes compartimentos com diferentes taxas de mineralização (JENKISON, 1977; KÄTTERER *et al.* 1988). Com isso, no que concerne às frações lábil e recalcitrante, observa-se que a adição de matéria orgânica aumenta o estoque de C dos compartimentos tanto na fração lábil quanto na fração recalcitrante na medida em que são adicionadas maiores doses de composto orgânico.

Neste experimento ficou evidente que houve aumento nos compartimentos da matéria orgânica com a aplicação de composto orgânico. A adição do composto estimulou a atividade da biomassa microbiana, fato comprovado pela maior emissão de C no solo incubado com composto (tabela 5). A rápida diminuição ocorrida do compartimento lábil para é explicada por Fernández *et al.* (1999) onde afirmam que a presença de MO lábil acessível aos microrganismos e não facilmente renovada é rapidamente metabolizada e, conseqüentemente, o aumento na atividade microbiana desaparece rapidamente, diminuindo as taxas de degradação.

A figura 2 demonstra a estabilização na emissão de CO₂ da fração lábil após 28 dias de incubação, em consequência do esgotamento do C desse compartimento. Já na fração recalcitrante, nota-se um aumento contínuo na quantidade de C acumulado emitido ao longo dos 126 dias de incubação, mostrando não haver contenção da atividade microbiana durante o experimento.

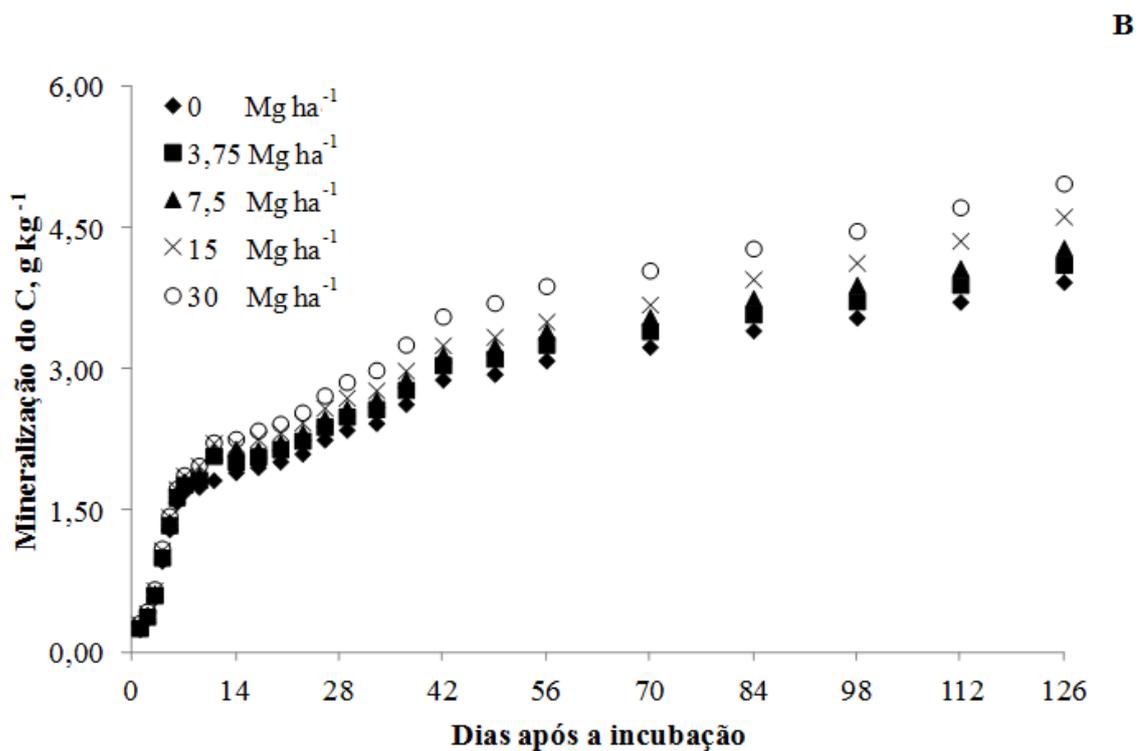
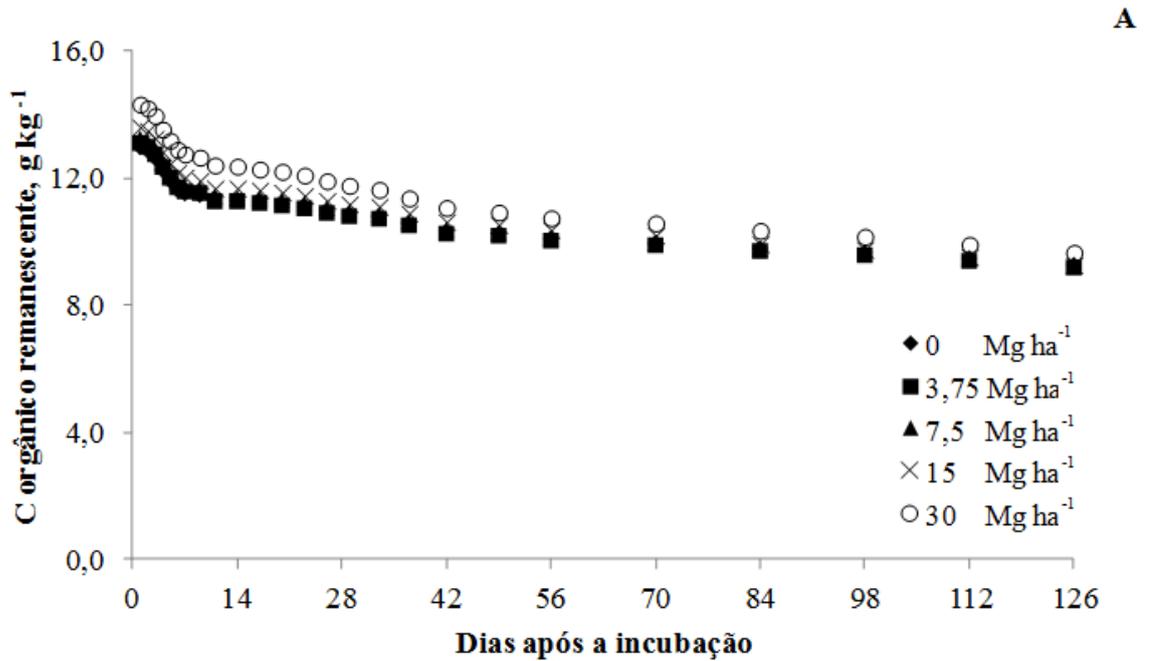
Figura 2 – Emissão de C-CO₂ acumulado emitido na fração lábil (A) e recalcitrante (B) em Luvissole Crômico incubado com composto orgânico produzido a partir de carcaças de animais durante 126 dias. Fortaleza, 2014.



Quanto as taxas de mineralização de C da matéria orgânica incubada no solo, Turrión *et al.* (2012) avaliando diferentes doses de composto de resíduo urbano observaram maiores taxas de mineralização do que os encontrados neste experimento, sugerindo que as

taxas de mineralização podem variar entre os compostos produzidos com diferentes tipos de materiais utilizados no processo de compostagem.

Figura 3 – Carbono orgânico remanescente do composto incubado no Luvissoilo (A) e emissão acumulada de C-CO₂ (B) do composto orgânico incubado no Luvissoilo com doses de composto orgânico e tratamento controle. Fortaleza, 2014.



A fração de C recalcitrante do solo e as taxas de mineralização da mesma aumentaram com a aplicação de compostos, (tabela 5). Admitimos que tenha ocorrido um efeito de diluição, sendo que, o compartimento recalcitrante do composto aplicado possui a taxa de decomposição (k) superior que o valor de k da MO nativa do solo. Desse modo, quando o composto é misturado ao solo o compartimento recalcitrante do conjunto fica mais facilmente degradável.

Tabela 5 – Taxa de degradação do C de diferentes doses de composto orgânico produzido a partir de carcaça e despojo de pequenos ruminantes incubadas em um Luvissolo. Fortaleza, 2014.

Dose Mg ha ⁻¹	C_l g kg ⁻¹	k_l dia ⁻¹	C_r g kg ⁻¹	k_r dia ⁻¹	Equação -
0	0,1900	0,172709	1,1299	0,001661	$y = 0,1900 \cdot e^{-0,172709 \cdot x} + 1,1299 \cdot e^{-0,001661 \cdot x}$
3,75	0,2048	0,166917	1,1299	0,001691	$y = 0,2048 \cdot e^{-0,166917 \cdot x} + 1,1299 \cdot e^{-0,001691 \cdot x}$
7,5	0,2116	0,164221	1,1412	0,001780	$y = 0,2116 \cdot e^{-0,1642 \cdot x} + 1,1412 \cdot e^{-0,001780 \cdot x}$
15	0,2131	0,174174	1,1765	0,001954	$y = 0,2131 \cdot e^{-0,1741 \cdot x} + 1,1765 \cdot e^{-0,001954 \cdot x}$
30	0,2285	0,152313	1,2343	0,002061	$y = 0,2285 \cdot e^{-0,1523 \cdot x} + 1,2343 \cdot e^{-0,002061 \cdot x}$

C_l e C_r = carbono presente na fração lábil e recalcitrante do composto orgânico, respectivamente; k_l e k_r = taxa de mineralização do C nas frações lábil e recalcitrante do composto orgânico, respectivamente.

O C do compartimento lábil também sofreu aumento com a aplicação de compostos, no entanto, a taxa de mineralização não sofreu alteração. Aumento nos estoques de C também foram observados por Mantovani *et al.* (2006) quando adicionou doses crescentes de composto produzido a partir de lixo urbano sendo ocasionado pela diminuição das taxas de mineralização com aplicação de maiores doses de composto incubado no solo ao longo de 168 dias. Os resultados obtidos no citado experimento corroboram a afirmação de que a aplicação de doses maiores de composto orgânico favorece o aumento no estoque de C do solo ao final dos 126 dias, por haver uma diminuição nas taxas de mineralização do C quando doses de composto orgânico são incubadas no solo.

Analisando resíduos animais Fangueiro *et al.* (2012) observaram que as maiores liberações de C estão correlacionadas com o tamanho das frações, atribuindo maiores taxas as frações mais recalcitrantes. Esta maior recalcitrância reflete a estabilidade da matéria orgânica mediante o processo de compostagem, e é um fator importante para a conservação do solo, pois segundo Bernal *et al.* (1998b) compostos maduros resultantes da estabilização da MO durante o processo de maturação são recomendados para aumentar os níveis de proteção do

solo através do aumento de matéria orgânica do solo. No caso deste experimento, as doses 15 e 30 Mg ha⁻¹ sugerem haver um maior estoque C recalcitrante ao final do experimento sendo a melhor opção para conferir a proteção referida pelos respectivos autores. Trumbore (2000) considera predominante, em termos quantitativos, as formas mais recalcitrantes da MO presente no solo, tendo este compartimento um papel fundamental no sequestro de C na forma mais estável por um período maior de residência. Portanto, os resultados encontrados neste experimento, indicam que o composto orgânico é eficiente na conservação do C no solo.

Os resultados encontrados com a aplicação do modelo duplo exponencial, não são suficientes para explicar todas as variações que ocorrem no solo para que ocorra a degradação do C da matéria orgânica, pois se entende que há uma interação da matéria orgânica do composto com a matéria orgânica nativa do solo e com os diversos compartimentos das frações minerais do solo, o que pode ocasionar um efeito de proteção da matéria orgânica incorporada (Six *et al.*, 2002). Estas afirmações são comprovadas por Bimüller *et al.* (2014) avaliando as frações da matéria orgânica associada as partículas do solo de uma floresta na Alemanha concluíram que os resultados obtidos com o modelo de segunda ordem não possuem indicadores suficientes para explicar a dinâmica da mineralização do C devido não fundamentar as interações entre decomposição dos resíduos vegetais e a inacessibilidade espacial e organo-minerais.

Portanto, sugere-se neste trabalho que o modelo de cinética de segunda ordem para a mineralização do C seja adaptado para um modelo que leve em consideração o efeito de estímulo à atividade microbiana para a decomposição da MO nativa do solo e a proteção da matéria orgânica adicionada pela matriz do solo, sendo o modelo exposto pela equação:

$$C_0 = C_{ls} e^{-k_{ls} t p} + C_{rs} e^{-k_{rs} t p} + C_{pc} e^{-k_{pc} t} + C_{dc} e^{-k_{dc} t}$$

Onde:

C_0 = Carbono da matéria orgânica do composto incubado ao solo, em g kg⁻¹;

C_{ls} = Carbono da fração lábil da matéria orgânica, em g kg⁻¹;

k_l = Taxa de mineralização do C da fração lábil da matéria orgânica por dia;

C_{rs} = Carbono da fração recalcitrante da matéria orgânica, em g kg⁻¹;

k_r = Taxa de mineralização do C da fração recalcitrante da matéria orgânica;

C_{ps} = Carbono protegido do solo, em g kg⁻¹;

k_{ps} = Taxa de mineralização do carbono da fração protegida por dia;

C_{ds} = Carbono desprotegido do solo, em $g\ kg^{-1}$;

k_{ds} = Taxa de mineralização do C da fração desprotegida;

t = Tempo em que o modelo está sendo aplicado.

Este modelo considera que a taxa de mineralização de ambos os compartimentos da matéria orgânica nativa do solo (k_{ls} e k_{rs}) são alteradas por um fator p na presença de outra fonte de MO. Deste modo, valores de p maiores que 1 evidenciam estímulo da MO à decomposição da MO nativa e valores de p menores que 1 evidenciam restrição à decomposição da MO nativa. O modelo ainda considera que parte da MO que é adicionada ao solo pode interagir com a matriz do solo sofrendo efeito protetivo, sendo que o valor de k da MO protegida (k_{pc}) é menor que o valor de k da MO desprotegida (k_{dc}).

Tabela 6 – Taxas de degradação do C nas frações lábil, recalcitrante, protegida e desprotegida do solo do composto orgânico produzido a partir de carcaça e despojo de pequenos ruminantes incubadas em um Luvisolo. Fortaleza, 2014.

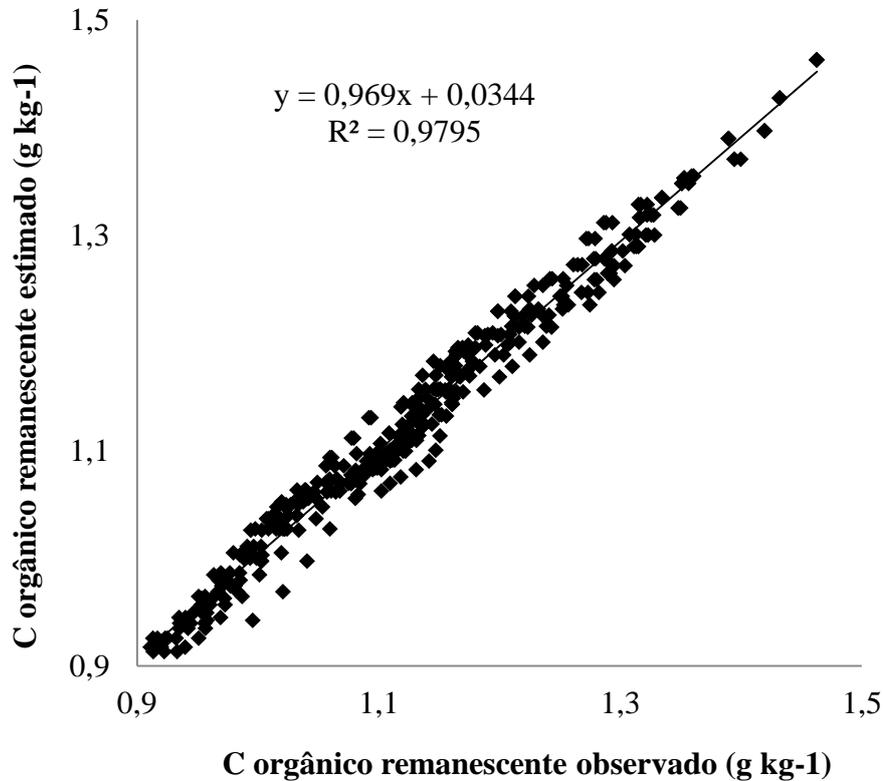
C_{ls} ($g\ kg^{-1}$)	k_{ls} (dia^{-1})	p	C_{rs} ($g\ kg^{-1}$)	k_{rs} (dia^{-1})	p	k_{pc} (dia^{-1})	k_{dc} (dia^{-1})	CP ($g\ kg^{-1}$)
0,2	0,157	1,098	1,114	0,0015	1,098	0,012	0,018	0,147

C_{ls} e C_{rs} = carbono presente na fração lábil do solo; CP = capacidade de proteção do solo; p = efeito priming; k_{ls} , k_{rs} , k_{pc} e k_{dc} = taxas de mineralização do C nas frações lábil, recalcitrante, protegida e desprotegida do solo do solo, respectivamente.

Com a aplicação conjunta destes dados, é possível observar na tabela 6 que houve uma influência *positiva* da matéria orgânica adicionada sobre a taxa de mineralização dos compartimentos de C nativo do solo. O valor de p de 1,098 evidencia que a adição de composto aumentou a taxa de decomposição da MO nativa do solo em 9,8%, corroborando com as afirmações de Bimüller *et al.* (2014) e Zimmerman *et al.* (2011) os quais citam em seus estudos que a degradação da matéria do solo pode ser influenciada por diversos fatores que interagem com o solo para acelerar ou diminuir o processo de degradação.

A capacidade de proteção fornecida pela matriz do solo foi de 0,147. Esse valor é superior à MO adicionada, independente do tratamento, deste modo segundo o ajuste do modelo (tabela 6) toda a matéria orgânica adicionada foi protegida pelo solo. O modelo ajustado mostrou-se adequado para explicar a variabilidade de interações da MO adicionada com a MO nativa e com a matriz do solo, explicando aproximadamente 98% das variações (figura 4).

Figura 4 – Relação entre carbono orgânico remanescente observado no solo e carbono orgânico remanescente estimado a partir do modelo proposto.



Assim, como se observa na figura 4, através dos resultados obtidos com a mineralização do C do composto orgânico produzido a partir da carcaça de ovinos e caprinos a aplicação do modelo pode ser descrita pela equação $C_0 = 0,2 \cdot e^{-0,157 \cdot 1,098 \cdot x} + 1,1 \cdot e^{-0,00151 \cdot 1,098 \cdot x} + C_{ps} \cdot e^{-0,012 \cdot x} + C_{ds} \cdot e^{-0,018 \cdot x}$. Verificou-se um ajuste do modelo a uma regressão linear de primeira ordem com $R^2 = 0,9795$, justificando a eficiência do modelo.

4.3 Mineralização do N em solo incubado com composto orgânico

O teor de N inorgânico presente no solo sofreu aumento acelerado até os 14 dias de incubação para todas as doses aplicadas (figura 5), provavelmente pela rápida mineralização da fração lábil da matéria orgânica. Cayuela *et al.* (2009) explica que, de forma geral, a rápida mineralização inicial do N nos primeiros dias está relacionada ao rápido crescimento microbiano, geralmente dominado por organismos estrategistas tipo r, que morrem ou ficam dormentes após o esgotamento do substrato. Os mesmos autores dizem que a rápida mineralização de N até 14 dias após a incubação está associada diretamente a

mineralização da fração lábil que é induzida por enzimas β -glicosidase antes da mineralização da fração mais resistente, seguido do esgotamento gradual da fração mais resistente até estabilizar.

A partir dos 14 dias de incubação o teor de N inorgânico no solo sofreu diminuição até os 70 dias, seguido de um pequeno incremento aos 84 dias e posterior redução até o final da incubação. O acúmulo de N mineral até os 14 e aos 84 dias é corroborada pelas elevadas taxas de degradação do C orgânico nessas duas fases (figura 1B), pois se sabe que a mineralização do N é diretamente ligada à degradação do C pela biomassa microbiana (MALAVOLTA, 2006). A variação no teor de N inorgânico no solo pode ser associada a diferentes fatores, tais como lixiviação, imobilização e volatilização. A lixiviação é uma hipótese descartada no presente estudo, pois o mesmo foi realizado na ausência de drenagem. A imobilização também pode ser descartada pelo fato de que a mesma ocorre em condições de relação C/N acima de 25:1, condições estas não condizentes com as condições do presente estudo. Sugere-se, portanto, que a maior interferência tenha ocorrido, principalmente, pelas perdas de N por volatilização já que o experimento estava em condições de alta temperatura ($\pm 30,5$ °C), com pH natural do solo em torno de 7,0 tendendo a aumentar com o tempo de incubação do composto, condições favoráveis para a formação e volatilização de NH_3 (SOMMER; HUTCHINGS, 2001).

A formação e volatilização de NH_3 era um efeito previsto anteriormente à realização do experimento, no entanto, optou-se por realizar o experimento em condições de pH 7 a fim de simular as condições reais de aplicação do composto. Nessas condições não foi possível de se determinar a taxa de mineralização do N, visto que o N mineralizado pode ter sido volatilizado anteriormente à sua quantificação.

Apesar de não ser possível determinar a taxa real de mineralização do N do composto, é possível fazer algumas inferências com relação à fertilização nitrogenada com base na diferença entre o teor de N do solo fertilizado com composto orgânico e o tratamento controle (figura 6): (i) A mineralização do N do composto se mostrou bastante rápida, pois se considerando a dose padrão de $7,5 \text{ Mg ha}^{-1}$, cerca de 40% ($0,025 \text{ g kg}^{-1}$) do total de N aplicado com o composto ($0,061 \text{ g kg}^{-1}$) foi encontrado na forma mineral no solo após 14 dias de incubação. (ii) O N mineral do solo é rapidamente volatilizado, dos 14 aos 28 dias de incubação o teor de N do solo sofreu uma queda de aproximadamente $0,02 \text{ g kg}^{-1}$ no tratamento padrão. Com base nessas observações sugere-se que a aplicação de compostos em condições de solo com pH próximo de 7, elevada umidade do solo e temperatura, deve ser

realizada de forma parcelada, visto que o N do composto é facilmente mineralizado, porém é facilmente perdido por volatilização.

Figura 5 – Teores de N inorgânico em Luvissoilo Crômico incubado com doses de composto orgânico e tratamento controle. Fortaleza, 2014.

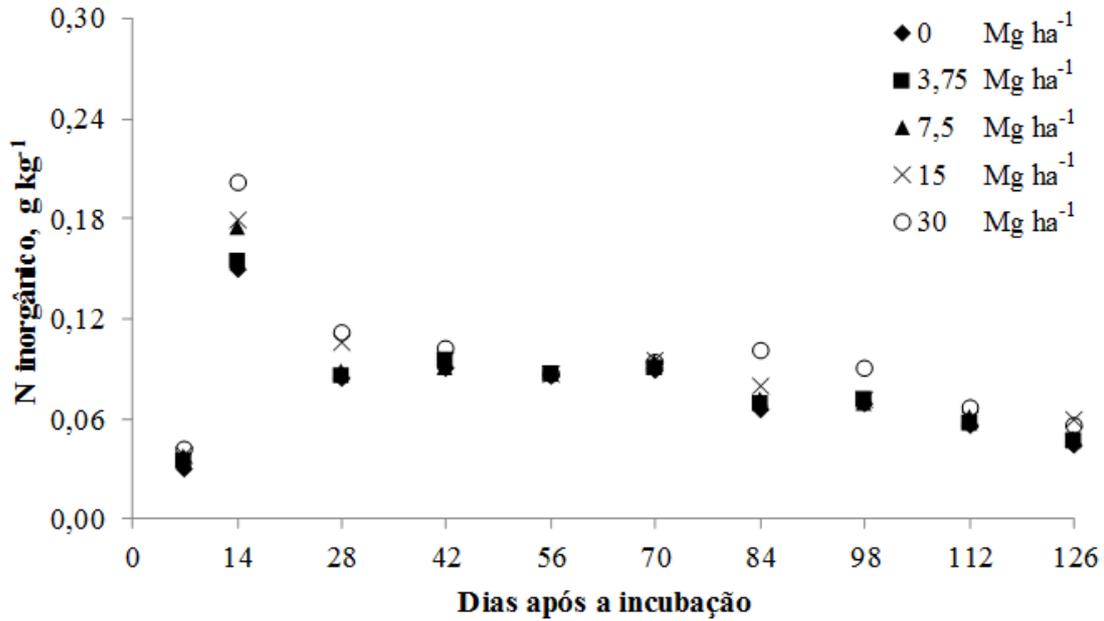
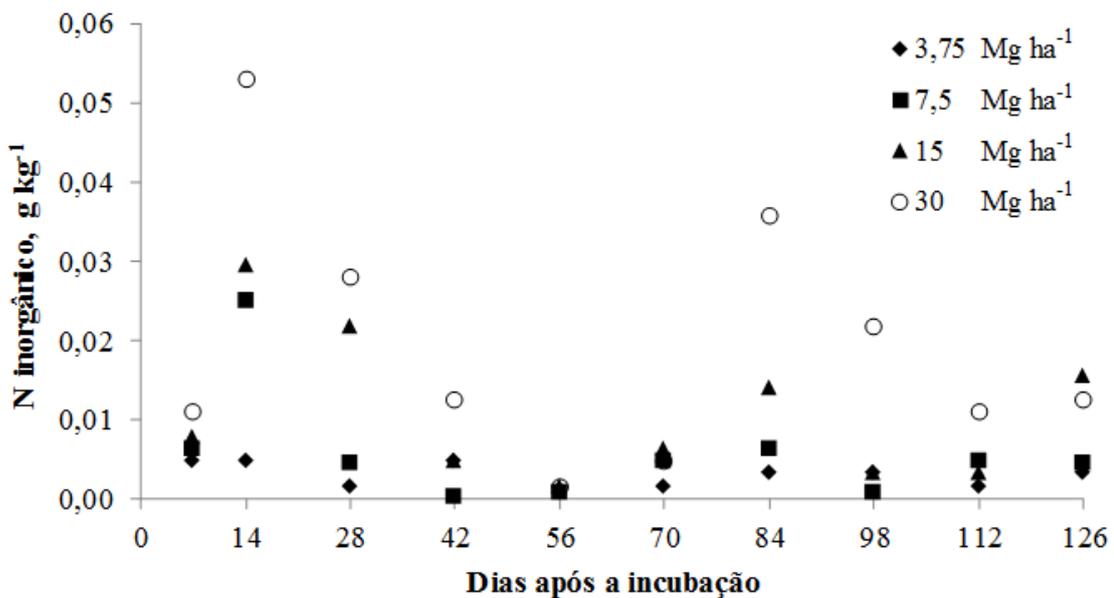


Figura 6 – Teores de N inorgânico no solo calculado pela diferença entre os teores de N inorgânico em solo incubado com doses de composto orgânico e o tratamento controle. Fortaleza, 2014.



5 CONCLUSÕES

As taxas de mineralização do C e N são afetadas pela aplicação de doses de composto orgânico proveniente de carcaça de ovinos e caprinos.

O aumento das doses do composto orgânico proveniente de carcaças de ovinos e caprinos favorece o aumento dos estoques de C e N do solo.

O modelo exponencial sugerido mostrou-se eficiente para explicar a mineralização do C do composto incubado em Luvisolo Crômico.

O N mineralizado do composto orgânico foi perdido por volatilização nas condições pH do solo próximo de 7, elevada umidade e temperatura.

REFERÊNCIAS

ABREU, M. F.; ANDRADE, J. C.; FALCÃO, A. A. Protocolos de análises químicas. In: **Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2006. p. 121-158.

ALVES, V. M. C. *et al.* **Recomendações de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais – 5º Aproximação**. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 314 p.

AMORIM, A. C.; LUCAS JÚNIOR, J. de., RESENDE, K. T. de. Compostagem evermicompostagem de dejetos de caprinos: Efeito das estações do ano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n.1, p.57-66, 2005.

AQUINO, A. M.; ASSIS, R. L. **Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável**. Embrapa, 2005. 517 p.

BARROSO, J. A.; SOARES, A. A. C. O impacto das políticas públicas no desenvolvimento de arranjos produtivos locais: o caso do APL de ovinocaprinocultura em Quixadá, Ceará. **Rev. Adm. Pública**, Rio de Janeiro, v. 43, n. 6, nov./dez. 2009.

BELLAVER, C.; KONZEN, E. A. Avanços tecnológicos na compostagem de resíduos orgânicos. **Avicultura Industrial**, v. 1188, n. 4, mai. 2010.

BERG, B.; McCLAUGHERTY, C. **Plant litter: Decomposition, humus formation, Carbon sequestration**. 2ed. Berlin: Springer Verlag Heidelberg, 2008. 338 p.

BERNAL, M.P.; KIRCHMANN, H. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil. **Biol. Fertil. Soils.**, v. 13, p. 135-141, 1992.

BERNAL, M. P. *et al.* Carbon mineralization from organic wastes at diferente composting stages during their incubation with soil. **Agriculture & Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 69, n.3, p. 175-189, July 1998a.

BERNAL, M. P. *et al.* Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. **Bioresource Technology**, Essex, v. 63, n. 1, p. 91-99, Jan. 1998b.

BIMÜLLER, C. *et al.* Decoupled carbon and nitrogen mineralization in soil particle size fractions of a forest topsoil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 78, p. 263-273, 2014.

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

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 8, de 25 de março de 2004. Proíbe em todo o território nacional a produção, a comercialização e a utilização de produtos destinados à alimentação de ruminantes que contenham em sua composição proteínas e gorduras de origem animal. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 14 jul. 2004. Seção 1, p. 5.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento . Instrução Normativa nº. 23, de 31 de agosto de 2005. Definições e normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Seção 1, p. 12.

BUNNELL, F. L. *et al.* Microbial respiration and substrate weight loss. I. A general model of the influences of abiotic variables. **Soil Biol. Biochem.** v. 9, p. 33-40, 1977.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. p. 270-276.

CARMAGO, O. A.; BERTON, R. S. A disposição de rejeitos em solos agricultáveis. In: ANDRADE, J. C.; ABREU, M. F. **Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2006. p. 57-66.

CAMARGO, F. A. O; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Potencial de mineralização do nitrogênio em solos do Rio Grande do Sul. **R. bras. Ci. Solo**, v. 21, p. 575-579, 1997.

CASTRO, A. **A Cabra**. 3. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1984. 372 p.

CAYUELA, M. L.; SINICCO, T.; MONDINI, C. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. **Applied soil ecology**, v. 41, n. 1, p. 118-127, Jan. 2009.

CLEMENTE, R.; ESCOLAR, A.; BERNAL, M. P. Heavy metals fractionation and organic matter mineralisation in contaminated calcareous soil amended with organic materials. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 15, p. 1894–1901, Oct. 2006.

DAI PRÁ *et al.* **Compostagem de dejetos líquidos de suínos**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2005. 25 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Documentos, 45).

DEMETZ, M.; INSAM, H. Phosphorus availability in a forest soil determined with a respiratory assay compared to chemical methods. **Geoderma**, v. 89, p. 259–271, Aug. 1999.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Comparison of Kinetic Models for Describing Net Sulfur and Nitrogen Mineralization. **Soil Science Society of America Journal**, v. 52, p. 1692-1702, 1988.

EMBRAPA. **Ovinocaprinocultura no Nordeste: organização e crescimento**. Disponível em: <<http://www.embrapa.br/imprensa/artigos/2000/artigo.2004-12-07.2538681592/>>. Acesso em: 10 de Maio de 2013.

FANGUEIRO, D. *et al.* Influence of animal slurries composition and relative particle size fractions on the C and N mineralization following soil incorporation. **Biomass and Bioenergy**, v. 47, p. 50-61, Dec. 2012.

FAOSTAT. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>>. Acesso em: 12 de Maio de 2013.

FERNÁNDEZ, I.; CABANEIRO, A.; CARBALLAS, T. Carbon mineralization dynamics in soils after wildfires in two Galician forests. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 31, n.13 p. 1853-1865, Nov. 1999.

FERNÁNDEZ J. M. *et al.* Carbon mineralization in an arid soil amended with thermally-dried and composted sewage sludges. *Geoderma*, v. 137, n. 3-4, p. 497-503, Jan. 2007.

FIERER, N. *et al.* Controls of microbial CO₂ production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. *Global Change Biology*, v. 9, p. 1322–1332, May 2003.

GARCIA-PAUSAS, J. *et al.* Factors regulating carbon mineralization in the surface and subsurface soils of Pyrenean mountain grasslands. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 40, n. 11, p. 2803–2810, Nov. 2008.

HÉBERT, M.; KARAM, A.; PARENT, L. E. Mineralization of nitrogen and carbon in soils amended with composted manure. *Biological Agriculture & Horticulture*, v. 7, n. 4, p. 349-361, Sept. 1991.

HUTCHISON, C. M. W.; WALWORTH, J. L. Evaluating the effects of gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification on nitrogen fertilizer availability in soil experimentally contaminated with diesel. *Biodegradation*, v. 18, p. 133-144, 2007.

IBGE. Produção da Pecuária Municipal, v.38, 2010. Disponível em: <www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/ppm2010.pdf>. Acesso em: 6 de maio de 2013.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. **Compostagem**: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 156 p.

INOBUSHI, K.; WADA, H.; TAKAI, Y. Easily decomposable organic matter in paddy soil. VI. Kinetics of nitrogen mineralization in submerged soils. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v.34, p.563-572, 1985.

IRAWATY, W.; SOETAREDJO, F. E.; AYUCITRA, A. Understanding the relationship between organic structure and mineralization rate of TiO₂-mediated photocatalysis. *Procedia Chemistry*, v. 9, p. 131 – 138, 2014.

JANSSEN, B. H. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil*, v. 181, n. 1, p. 39-45, 1996.

JENKINSON, D. S. Soil organic matter and its dynamics. In: Wild A (ed.), **Russell's Soil Conditions and Plant Growth**. 11th edn. Longman Scientific and Technical, Harlow, pp. 564–607.

JENNY, H; GESSEL, S. P.; BINGHAM, F. T. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science*, v. 68, n. 6, p. 419–432, Dec. 1949.

- JIN, V. L. *et al.* Soil type and moisture regime control microbial C and N mineralization in grassland soils more than atmospheric CO₂-induced changes in litter quality. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 58, p 172-180, 2013.
- KÄTTERER, T. *et al.* Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. **Biol. Fertil. Soils**, v. 27, p. 258–262, 1998.
- LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, p. 1623–1627, June 2004.
- LEITE, E. R.; SIMPLÍCIO, A. A. **Sistema de produção de caprinos e ovinos de corte para o Nordeste brasileiro**: Importância econômica. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/CaprinoseOvinosdeCorte/CaprinOsOvinosCorteNEBrasil/importancia.htm>>. Acesso em: 02 mar. 2013.
- LI, H. *et al.* Nitrogen mineralization in paddy soils of the Taihu Region of China under anaerobic conditions: dynamic and model fitting. **Geoderma**, v.115, p.161-175, 2003.
- LOUSIER, J. D.; PARKINSON, D. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. **Canadian Journal of Botany**, v. 54, p. 419–436, 1976.
- MAGILL, A. H.; ABER, J. D. Variation in soil net mineralization rates with dissolved organic carbon additions. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 32, p. 597-601, 2000.
- MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 2006. 638 p.
- MANTOVANI, J. R. *et al.* Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 29, p.817-824, 2005.
- MANTOVANI, J. R. *et al.* Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em argissolo. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 30, p. 677-684, 2006.
- MARSTORP, H.; KIRCHMANN, H. Carbon and nitrogen mineralization and crop uptake of nitrogen from six green manure legumes decomposing in soil. **Acta Agric. Scand.**, v. 41, n. 3 p. 243-252, 1991
- MOHANTY, S. *et al.* Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil of rice-rice system under long term application of chemical fertilizers and farmyard manure. **European Journal of Soil Biology**, v. 58, p. 113-121, 2013.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006, 729 p.
- MORENO-CORNEJO, J.; ZORNOZA, R.; FAZ, A. Carbon and nitrogen mineralization during decomposition of crop residues in a calcareous soil. **Geoderma**, v.230–231, p. 58–63, Oct. 2014.

NEFF, J. C. *et al.* Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. **Nature**, v. 419, p. 915–917, 2002.

OTENIO, M. H.; CUNHA, C. M.; ROCHA, B. B. **Compostagem de carcaças de grandes animais**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2010. 4p. (Comunicado Técnico, 61).

ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J.; ORRICO JÚNIOR, M.A.P. Caracterização e biodigestão anaeróbia dos dejetos de caprinos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.3, p.639-647, 2007.

PAIVA, E. C. R. *et al.* Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da composteira e de leiras estáticas aeradas. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.32, n.5, p. 961-970, set./out. 2012.

PELTRE *et al.* Roth C simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. **Soil Biol Biochem**, v.52, p. 49-60, Sept. 2012.

PEREIRA, M. P.; MUNIZ, J. A.; SILVA, C. A. Nonlinear models to predict nitrogen mineralization in an oxisol. **Sci. Agríc.**, Piracicaba, Braz., v.62, n.4, p.395-400, July/Aug. 2005.

POMPONET, A. S. Diagnósticos antigos, dilemas atuais: perspectivas para a caprinocultura no nordeste semi-árido da Bahia. **Conjuntura e Planejamento**, Salvador, n. 159, p 28-35, abr./jun. 2008.

POMPONET, A. S. Do autoconsumo ao mercado: os desafios atuais para a caprinocultura no nordeste semiárido da Bahia. **Revista Desenhahia**. v. 10, p. 123-144, 2009.

QUAGGIO, J. A.; DECHEN, A. R.; RAIJ, B. van. Efeitos da aplicação de calcário e gesso sobre a produção de amendoim e lixiviação de bases no solo. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 6, p.182-194, 1982.

QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. van. Determinação do pH em cloreto de cálcio e da acidez total. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001, p.181-188.

RITTER, W. F.; CHIRNSIDE, A. E. M.; HARRIS, J. R. Impact of Dead Bird Disposal on Groundwater Quality. **International Winter Meeting of the American Society of Agricultural Engineers**, Dec.3-16. Paper No. 88-2546, 1988.

RYCKEBOER, J. *et al.* A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. **Annals of Microbiology**, v. 53, n. 4, p. 349-410, 2003.

SCUDAMORE, K. A. *et al.* Determination of mycotoxins in pet foods sold for domestic pets and wild birds using linked-column immunoassay clean-up and HPLC. **Food Addit. Contam.**, v. 14, p. 175-186, 1997.

SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A. & PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant Soil**, v. 241, p. 155–176, 2002.

SOMMER, S.G.; HUTCHINGS, N.J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v.15, n.1, p.1-15, 2001.

SOUZA, H. A. *et al.* **Atributos químicos do solo tratado com composto orgânico de carcaça e despojo de abate de caprinos e ovinos**. Sobral: Embrapa Caprinos e Ovinos. ago. 2012. 6 p. (Comunicado Técnico, 127).

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

TANIGUCHI, C. A. K. **Mineralização do lodo biológico de indústria de gelatina, atributos químicos de solo e uso fertilizante para produção de milho**. 2010. 97 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2010.

TRINDADE, A. H. *et al.* Nitrogen mineralization in sandy loam soils under anintensive double-cropping forage system with dairy-cattle slurry applications. **European Journal of Agronomy**, v. 15, p. 281-293, 2001.

TRUMBORE, S. Age of soil organic matter and soil respiration radiocarbon constraints on belowground C dynamics. **Ecol. App**, v. 10, p. 399–411, 2000.

TURRIÓN, M. B. *et al.* Effects on soil organic matter mineralization and microbiological properties of applying compost to burned and unburned soils. **Journal of Environmental Management**, v. 95, p. S245-S249, 2012.

VEDELA, X. *et al.* **Efecto del contenido de agua en la mineralización bruta e inmovilización de nitrógeno**. *Agric. Téc.*, v.65, n. 1, p. 74-78, marzo 2005.

VIDIGAL, S. M. *et al.* Produtividade de cebola em cultivo orgânico utilizando composto à base de dejetos de suínos. **Hortic. Bras.**, Brasília, v. 28, n. 2, p. 168-173, abr./jun. 2010.

WALDROP, M. P.; FIRESTONE, M. K. Microbial community utilization of recalcitrant and simple carbon compounds: impact of oak–woodland plant communities. **Oecologia**, v. 138, p. 275–284, 2004.

WANG, W. J.; SMITH, C. J.; CHEN, D. Towards a standardized procedure for determining the potentially mineralizable nitrogen of soil. **Biol. Fert. Soils**, v. 37, p. 362-374, 2003.

ZIMMERMAN, A. R.; GAO, B.; AHN, M-Y. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 6, p. 1169-1179, 2011.