

JOAQUIN ALFONSO GARCIA PEÑA

**PRODUTIVIDADE DE MILHO, PERDAS DE NITROGÊNIO E
COMPARTIMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA EM SOLO ADUBADO
COM CAMA DE AVIÁRIO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS-BRASIL
2010**

JOAQUIN ALFONSO GARCIA PEÑA

**PRODUTIVIDADE DE MILHO, PERDAS DE NITROGÊNIO E
COMPARTIMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA EM SOLO ADUBADO
COM CAMA DE AVIÁRIO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 31 de maio de 2010.

Prof. Ivo Ribeiro da Silva
(Co-orientador)

Prof. Júlio César Lima Neves
(Co-orientador)

Prof. Ricardo Henrique Silva Santos

Dr. Paulo César de Lima

Prof. Reinaldo Bertola Cantarutti
(Orientador)

A DEUS

A MEMORIA DE MEUS QUERIDOS PAIS

Aos meus queridos pais, Pedro Antonio e Beatriz (QEPD) pelo amor incondicional e certeza de um porto seguro, exemplo de moral, fé, garra e determinação, e eterna fonte de admiração;

A meus irmãos de sangue e alma, Pedro Antonio, Roberto, Margarita, Beatriz, Esther Marina, Hernando e Alejandro por todo o incentivo e presença constante em minha vida mesmo quando fisicamente distante e pela felicidade de tê-los como companheiros de caminhada.

Dedico

A minha amada Claudia, pelo prazer de encontrá-la neste planeta,
apesar de toda a improbabilidade que é a vida e, a meus amados
filhos Ana Carolina, Joaquin Andrés e Luz Marina.

Ofereço

AGRADECIMENTOS

A Deus por sempre estar no comando de minha vida

A UFV pela oportunidade de cursar o Mestrado e o Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas.

A CORPOICA pelo financiamento dos meus estudos. Aos Drs Arturo Vega V. e Roque Hernandez M. pelo apoio incondicional que tornaram possível a realização do meu curso de doutorado.

Ao Professor Reinaldo Cantarutti, pelo firme e dedicado empenho e confiança depositada no transcorrer da minha orientação, pelos expressivos ensinamentos e na parceria que foi a realização desta tese.

Aos Professores Ivo Ribeiro da Silva e Julio César Lima Neves pela valorosa contribuição com suas sugestões e críticas construtivas e pelo tratamento sempre amigo.

Aos Professores das disciplinas cursadas pelos conhecimentos transmitidos.

A Amanda Santana, Fabrício, Frederico, Hugo Ruiz, Arlicelio Paiva, Bruno, Enrique, Nelson, Fernando, Juan Camilo e Juan Eduardo pelo apoio e companherismo.

Aos estagiários Gelton, Tiago, Sara, Odirley, Rhayrane e Fabiano, pela dedicação ao trabalho e amizade

Aos amigos funcionários de laboratórios: Zélia, João Milegres, Jorge Orlando, Carlos Fonseca, , Claudio, Fabinho, Bené, Beto, Cardozo e Marco Antonio pela dedicação e eficiência que tornaram possível a execução deste trabalho.

Aos colegas e amigos do curso de pós-graduação em solos e nutrição de plantas com os quais compartilhei momentos de sincera amizade.

À Luciana e demais funcionários do departamento de Solos, que direta ou indiretamente, contribuíram para a concretização deste trabalho.

Aos amigos compatriotas da Colômbia no Brasil pela amizade, incentivo e convivência.

Aos colegas de CORPOICA, pela amizade e prazeroso convívio diário.

BIOGRAFIA

Joaquín Alfonso García Peña, filho de Pedro Antonio García Hernández e Beatriz Peña de García, nasceu em Valledupar, Departamento del César, Colômbia, em 19 de setembro de 1954.

Em agosto de 1974 iniciou o curso de agronomia na Universidade del Tolima, Colômbia, concluindo-o em dezembro de 1980.

Em Julho de 1983 ingressou no Centro de Investigación Agropecuária “C.I-Motilonia”, passando a fazer parte do quadro de funcionários do Instituto Colombiano Agropecuario (ICA), Codazzi, César, Colômbia.

Em agosto de 1987 iniciou o curso de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas, na Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, M.G, Brasil, submetendo-se a defesa no mês de maio de 1991.

Em dezembro de 1993, foi transferido para a Corporación Colombiana de Investigación Agropecuária (CORPOICA) no mesmo Centro de Investigación Agropecuária “C.I-Motilonia”.

Em julho de 1997 foi transferido para o Centro de Investigación Agropecuária “C.I-Turipaná” de CORPOICA, Montería, Córdoba, Colômbia.

Em agosto de 2005 iniciou o curso de Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas, na UFV, submetendo-se a defesa em maio de 2010.

CONTEUDO

	Página
RESUMO	viii
ABSTRACT	xi
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1. A matéria orgânica no solo	4
2.1.1 O carbono orgânico no solo	5
2.1.2 O nitrogênio orgânico no solo	8
2.1.2.1 Participação do N na estabilização do carbono orgânico do solo	9
2.1.3 A matéria orgânica e o manejo do solo	10
2.2 Cama de aviário	13
2.2.1 A cama de aviário como adubo orgânico	15
2.3 A cultura do milho no Brasil	19
2.4 A agricultura conservacionista e o plantio direto	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1. Localização, histórico e estrutura do experimento	22
3.2. Análises química	24
3.2.1 Cama de aviário	24
3.2.2 Solo	25
3.2.2.1 Determinação do carbono orgânico e nitrogênio total do solo	25
3.2.2.2 Carbono e nitrogênio na matéria orgânica do solo oxidável em gradiente ácido	25
3.2.2.3 Carbono e nitrogênio das frações matéria orgânica associada a minerais e matéria orgânica particulada	25
3.2.2.4 Carbono e nitrogênio nas substâncias húmicas	27
3.2.2.5 Fracionamento do nitrogênio em forma orgânica	28
3.2.2.6 Razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ nas diferentes frações da matéria orgânica do solo	29

3.2.3	Amônia volatilizada	31
3.2.4	Nitrogênio lixiviado	32
3.2.5	Nitrogênio no material vegetal das plantas de milho	33
3.2.5.1	Recuperação aparente do N aplicado	33
3.3	Análises estatística	33
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1	Efeitos da aplicação de cama de aviário ao solo na cultura do milho	35
4.1.1	Produtividade de grãos e produção de matéria seca	35
4.1.2	Teor foliar e acúmulo de N nas plantas de milho	36
4.1.3	Recuperação aparente do N aplicado	38
4.2	Volatilização e lixiviação de nitrogênio	40
4.2.1	Volatilização de amônia	40
4.2.2	Lixiviação de nitrogênio	42
4.2.2.1	Volume de água coletada nos lisímetros	42
4.2.2.2	Nitrogênio total, amoniacal e nítrico na solução do solo coletada nos lisímetros	43
4.2.2.3	Quantidades de nitrogênio total, amoniacal e nítrico perdidas por lixiviação	46
4.3	Carbono e nitrogênio no solo e nas frações da matéria orgânica do solo	46
4.3.1	Carbono orgânico total e nitrogênio total no solo	46
4.3.2	Amônio e nitrato no solo	48
4.3.3	Carbono e nitrogênio na matéria orgânica particulada e associada a minerais	50
4.3.4	Teor de carbono e nitrogênio nas substâncias húmicas	51
4.3.5	Frações orgânicas de nitrogênio no solo	57
4.3.6	Razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ na matéria orgânica do solo	62
4.3.7	Carbono e nitrogênio associados à matéria orgânica do solo, oxidável em gradiente ácido	62
5.	CONCLUSÕES	68
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
	ANEXOS	84

RESUMO

GARCIA PEÑA, Joaquin, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2010.
Produtividade de milho, perdas de nitrogênio e compartimentos da matéria orgânica em solo adubado com cama de aviário. Orientador: Reinaldo Bertola Cantarutti. Co-orientadores: Ivo Ribeiro da Silva e Júlio César Lima Neves.

Com o objetivo de avaliar o efeito residual das aplicações de cama de aviário sobre a produção da cultura do milho, nas perdas de N por volatilização e lixiviação e o comportamento do C e do N no solo, foi realizado um experimento entre os anos 2004 a 2008 numa área da estação experimental da UFV localizada na cidade de Coimbra M.G, em um Argissolo Vermelho-amarelo cambico. Os tratamentos avaliados consistiram na aplicação anual e superficial de quatro doses (0, 25, 50 e 100 t ha⁻¹) de cama de aviário. Foram avaliados, no ultimo período agrícola 2007/2008, a produtividade de milho, as perdas de N por volatilização e lixiviação, os teores de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio (NT) no solo das camadas de 0–10, 10–20, e 20–40 cm de profundidade, os teores de C e N nas diferentes frações da matéria orgânica frações húmicas e na matéria orgânica associada a minerais (MOAM) e matéria orgânica particulada (MOP), e as suas razões isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$). Também foram avaliados os efeitos sobre as frações orgânicas de N no solo, N-hidrolisavel, N- α -amino, N-hexosamina, N-amida, N-não identificado e N-não hidrolisado. No milho, foram avaliados os teores e acúmulo de N na planta, a recuperação aparente do N aplicado e a produtividade de grãos e matéria seca. A aplicação da cama aviaria promoveu maior acúmulo de matéria seca e N na parte aérea do milho e produtividade de grãos, em relação ao tratamento testemunha. Os incrementos na produtividade de grãos de milho e de M.S foram até de 195% e de 248% respectivamente. A recuperação aparente do N pelo milho da cama aplicada oscilou entre 11,6 e 6,12%, diminuendo com os aumentos das doses. As perdas de amônia por volatilização foram significativamente maiores nos tratamentos com o uso da

cama de aviario e proporcionais às doses aplicadas. A perda de N-NH₃ medida aos três dias seguinte à adubação, foi a responsável pela maior percentagem da volatilização N-NH₃ no período, em média de 60,2% do total. A perda acumulada de N-NH₃ equivaleu em média a 22,2% do N-NH₃ aplicado na cama, encontrando-se uma alta correlação da perda por volatilização com o aumento da doses. Nas perdas por lixiviação, observou-se efeito significativo das doses sobre os teores de NT, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ nas soluções coletadas nos lisímetros. Estes teores também foram diferentes entre épocas de coleta. Assim mesmo também se apresentou efeito significativo, com exceção do tratamento sem aplicação de cama, das épocas de coletas para cada dose aplicada. Tanto os teores de COT como os de NT e N-mineral foram positivamente influenciados pelas dosagem de cama aviaria em todas as camadas estudadas, com exceção do COT na camada mais profunda de 20-40 cm. Observa-se assim aumentos significativos nos teores destas variáveis de acordo com incrementos nas doses. Maiores teores de C e N ocorrem na camada mais superficial, diminuindo gradativamente em profundidade. Os valores médios de C no solo (0-10 cm) para os tratamentos que não receberam adubação com cama foram de 15,79 g kg⁻¹, enquanto, para os tratamentos que receberam aplicações crescente os teores de C foram de 22,43, 25,18 e 26,76 g kg⁻¹ para as doses 25, 50 e 100 t ha⁻¹ de cama. As aplicações de cama afetaram significativamente os teores de C e N nas frações MOAM e MOP entre as diferentes camadas do solo. O C da fração MOAM foi o único que apresentou diferenças entre doses em cada uma das camadas avaliadas e o N apresentou efeito significativo só nas duas camadas mais superficiais. O efeito da cama sob os teores de C e N na fração MOP somente foi significativo na camada superior. Estas aplicações também promoveram modificações nos teores de C e N das diferentes frações das substancias húmicas (FHU, FAH e FAF), aumentando significativamente estes teores com o aumento das doses nas camadas coletadas a 0-10 cm e a 10-20 cm. Na camada de 20-40 cm, não apresentou diferença significativa. Observa-se também diferenças significativas entre camadas, diminuindo os teores com a profundidade. Em comparação com as demais frações, os teores de C-FH e N-FH foram maiores em todas as profundidades em estudo, apresentando o C valores superiores a 63% do valor total do C das substancias húmicas. Não foi encontrado efeito significativo das aplicações sobre as razões isotópicas do C nas variáveis estudadas, mas foi observado diferenças quando avaliado o efeito de concentrações crescentes de ácido sulfúrico sobre o carbono mais recalcitrante a ser oxidado em amostras de solo. Os teores de todas as frações orgânicas nitrogênio foram afetados pela aplicação das doses crescentes de cama, provocando aumentos significativos a medida que aumentavam as doses no solo na camada mais superficial. Estes valores foram

significativos para todas as frações com exceção da fração N-amida na camada de 10-20 cm. Já na camada mais profundas (20-40 cm), estes valores foram significativos unicamente para as frações N-total hidrolisável, N- α -amino e N-não hidrolisado. Assim mesmo estes valores foram também diferentes de maneira significativa entre as diferentes camadas, sendo em média, maiores na camada mais superficial e decrescendo com a profundidade.

ABSTRACT

GARCIA PEÑA, Joaquin, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, May of 2010. **Corn productivity, losses of nitrogen and organic matter spots in soil fertilized with poultry litter.** Adviser: Reinaldo Bertola Cantarutti. Co-advisers: Ivo Ribeiro da Silva and Julio César Lima Neves.

Aiming to evaluate the residual effect of poultry litter applications for the corn production and the behavior of C and N in the soil, an experiment was performed from 2004 to 2008 in an area of the experimental station at UFV, located in the city of Coimbra, MG, in a Typic-Yellow Podsol. The analyzed treatments consisted of annual superficial application of four doses (0, 25, 50 and 100 t ha⁻¹) of poultry litter. The productivity of corn, N losses through volatilization and leaching, the COT and TN in soil layers of 0-10, 10-20, and 20-40 cm depth, the contents of C and N in different fractions of organic matter, humic fractions and, mineral-associated-SOM and POM fractions and their isotopic ratios ($\delta^{13}\text{C}_{\text{V-PDB}}$) were evaluated in the last agricultural period 2007/2008. We also evaluated the effects on the organic fractions of N in soil, hydrolyzable-N, α -amino-N, hexosamine-N, amide-N, unidentified-N and non-hydrolyzed-N. For corn, the content and accumulation of N in the plant, the apparent recovery of applied N, grain productivity and dry matter production were analyzed. The application of poultry litter promoted increases in grain productivity and dry matter production of maize shoots, in N leaf contents and higher N accumulation in aerial part, compared to the control treatment. The increases in productivity of corn grains and MS were up to 195% and 248% respectively. The apparent recovery of N by the corn of the applied litter ranged between 11.6 and 6.12%, decreasing with dose increases. Ammonia

losses by volatilization were significantly higher in treatments with the use of poultry litter and proportional to the applied doses. The loss of N-NH₃, measured at 3 days following fertilization, was responsible for the largest percentage of N-NH₃ volatilization during the period, an average of 60.2% of the total. The cumulative loss of N-NH₃ was, on average, 22.2% of N-NH₃ applied in litter, finding a high correlation of the loss by evaporation with increasing doses. In losses by leaching, there was significant effect of doses on the levels of NT, NH₄⁺-N and NO₃⁻-N in the solutions collected in lysimeters. These levels were also different among harvest dates. Likewise, it also showed significant effect, except for the treatment without application of poultry litter, in the collection times for each applied dose. Both the COT as the TN contents and mineral-N were positively influenced by the dosage of poultry litter in all studied layers, except for the COT in the deepest layer of 20-40 cm. It is observed a significant increase in levels of these variables according to increments in doses. Higher amounts of C and N occur in the most superficial layer, gradually diminishing with depth. The average values of C in soil (0-10 cm) for treatments without fertilization with litter, were 15.79 g kg⁻¹, whereas for the treatments that received increasing applications, the levels of C were of 22.43, 25.18 and 26.76 g kg⁻¹ for the doses 25, 50 and 100 t ha⁻¹ of litter. The applications of poultry litter significantly affected the content of C and N in mineral-associated-SOM and POM fractions in different soil layers. The C from the mineral-associated-SOM fraction was the only one to show differences among doses in each layer evaluated and N showed significant effect only in the two superficial layers. The effect of the poultry litter in the content of C and N in POM fraction was only significant in the upper layer. These applications also promoted changes in levels of C and N of different fractions of humic substances (HUF, HAF and FAF), increasing significantly these levels with higher doses in collected layers at 0-10 cm and 10-20 cm. In the 20-40 cm layer, there was no significant difference. Significant differences among layers are also observed, decreasing the levels with depth. Compared with the other fractions, the levels of HUF-C and HUF-N were higher at all depths studied, with C presenting values greater than 63% of the total value of C in the humic substances. No significant effect of the application was found on the carbon isotope ratios in the variables studied, but differences were observed, when evaluating the effect of increasing concentrations of sulfuric acid on the more recalcitrant carbon to be oxidized in soil samples. The contents of all fractions of organic nitrogen were affected by the application of increasing doses of poultry litter, causing significant increases with the increasing doses in the soil in the most superficial layer. These values were significant for all fractions except the amide-N fraction at 10-20 cm. In the deeper layer (20-40 cm), these

values were significant only for the fractions hydrolysable-N, α -amino-N and non-hydrolyzed-N. Even though, these values were also significantly different among the different layers, on average, higher in the superficial layer and decreased with depth.

1. INTRODUÇÃO

Os sistemas agropecuários dão origem a vários tipos de resíduos orgânicos, os quais, corretamente manejados e utilizados, revertem-se em fornecedores de nutrientes para a produção de alimentos e melhoradores das condições físicas, químicas e biológicas do solo. Quando inadequadamente manuseados e tratados, constituem fonte de contaminação do meio ambiente, especialmente quando direcionados para os mananciais hídricos. A transformação dos resíduos em insumos agrícolas de baixo risco ambiental exige a adoção de adequados processos de manejo, tratamento, armazenamento e utilização (Konzen e Alvarenga, 2006)

No Brasil a avicultura é uma atividade ligada, principalmente, às pequenas propriedades rurais, onde desempenha importante papel tanto do ponto de vista social como econômico e, também, como um instrumento de permanência do homem no campo. A demanda por carne de frango e seus derivados tem aumentado nos últimos anos estimulando a expansão dessa atividade, com a intensificação dos criatórios em confinamento, especialmente nos estados do sudeste e sul do país. Como conseqüência, houve um aumento considerável na quantidade de dejetos produzidos em pequenas áreas, os quais representam um insumo interno às propriedades rurais porque contêm nutrientes e matéria orgânica com potencial de aumentar a produtividade de grãos e a fertilidade do solo.

O sistema de criação de aves predominante foi introduzido no Brasil há décadas e é chamado de cama sobreposta e envolve a criação dos animais sobre um leito de maravalha, casca de arroz ou palha de café, de capim ou de cereais. Embora existam alguns estudos envolvendo as transformações do C e do N na cama durante a criação de animais em confinamento (Oliveira, 1999), é ainda bastante limitado o volume de informações relativas ao uso deste material orgânico como fertilizante e as conseqüências sobre as transformações do C e do N no solo (Giacomini, 2005).

É necessário, portanto, conhecer a dinâmica e o destino do C e de nutrientes no solo, especialmente do N com o uso de dejetos animais, a fim de adequar as doses que maximizam o potencial fertilizante e diminuem o potencial poluente. Há necessidade de conhecer o efeito

da adição de um material rico em N, como os dejetos de aves, sobre a decomposição de resíduos culturais de cereais com elevada relação C/N, como são os resíduos de milho. Até o momento grande parte dos trabalhos realizados no Brasil enfoca o uso de dejetos de suínos em culturas como milho e feijão (Scherer, 1998; Almeida, 2000; Franchi, 2001; Giacomini, 2005). Pouco se conhece sobre a utilização dos dejetos de aves no solo e em diferentes culturas sobre tudo aquelas de maior importância no agronegócio brasileiro.

Um dos grandes desafios da suinocultura e da avicultura moderna é manter os elevados níveis de produtividade em equilíbrio com o meio ambiente. Isto porque estas atividades geram grande volume de dejetos, os quais são manejados principalmente na forma líquida, para a criação de suínos e na forma sólida para criação de aves. Os dejetos produzidos tanto no sistema de manejo na forma líquida como na forma sólida em cama sobreposta podem ser utilizados na agricultura como fonte de nutrientes para as plantas. Todavia, dependendo das condições em que estes materiais são utilizados, esta prática agrícola pode desencadear problemas ambientais relativos à emissão de gases poluentes (CO₂, N₂O, CH₄ e NH₃) além da lixiviação de nitrato. Estes aspectos são ainda pouco estudados pela pesquisa brasileira, especialmente no caso da cama sobreposta pelo fato de ser um resíduo orgânico de uso recente.

O uso do sistema plantio direto na agricultura já está consolidado e é amplamente utilizado na região sul e centro-oeste do Brasil, principalmente pelos seus benefícios no controle da erosão do solo. Esse sistema impõe que os dejetos de animais sejam aplicados sobre a superfície do solo e diretamente sobre os resíduos culturais presentes. É necessário conhecer as transformações do C e do N já que existe forte interação entre os ciclos destes dois elementos no solo pelo fato de serem simultaneamente assimilados na biomassa do solo durante a mineralização dos materiais orgânicos (Mary et. al., 1996). Um dos questionamentos refere-se ao efeito dos dejetos animais, ricos em N mineral, sobre a taxa de decomposição de resíduos culturais de cereais e a estabilização do C e N na MOS.

A utilização dos dejetos de animais e a adoção do sistema plantio direto são práticas fundamentais para a sustentabilidade da produção agrícola, já que ambas têm reflexos positivos tanto do ponto de vista sócio-econômico como ambiental. Enquanto o plantio direto contribui para a diminuição dos custos de produção e perdas de solo, água e nutrientes, o uso racional de dejetos minimiza os problemas ambientais inerentes à contaminação da água, solo e ar, especialmente com microrganismos fecais, fosfatos, nitrato e gases do efeito estufa.

A pesquisa brasileira tem priorizado o estudo do potencial fertilizante destes dejetos e os resultados disponíveis indicam tratar-se de um resíduo orgânico rico em nutrientes, principalmente em N, e sua utilização tem se mostrado promissora, especialmente na cultura do milho (Almeida, 2000; Franchi, 2001; Port, 2003; Basso, 2003). Assim, o emprego de compostos orgânicos e esterco animais têm ganhado popularidade no Brasil (Konzen, 2003ab; Zarate & Vieira, 2003; Zarate et al., 2003a; Araújo et al., 2004) tanto na agricultura orgânica quanto na convencional. Contudo, devido à falta de critérios para a aplicação de doses agrônômica e ambientalmente adequadas, a utilização desses materiais tem sido feita de forma indiscriminada e sem critérios e os riscos advindos, são frequentemente desconhecidos.

Este trabalho se justificou com base na importância econômica do cultivo do milho e nas grandes extensões de terras no país cultivadas com esta espécie, na falta de maiores informações sobre o impacto do uso de cama de aviário como adubo orgânico no cultivo, no solo e seu impacto ambiental e no interesse por parte do governo federal de que mais pesquisas sejam desenvolvidas, para que se possa gerar conhecimentos científicos e tecnológicos que desenvolvam e promovam a conservação dos recursos naturais.

Neste trabalho, objetivou-se avaliar o efeito residual das aplicações de cama de aviário na produção da cultura de milho, nas perdas de nitrogênio por volatilização e lixiviação e nos teores de carbono e nitrogênio totais e nas diferentes frações da matéria orgânica em um Argissolo Vermelho-Amarelo cambico fase terraso na Zona da Mata Mineira.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A matéria orgânica no solo

A matéria orgânica é um dos principais constituintes do solo e, têm importante papel na qualidade física, química e biológica do solo (Stevenson, 1994). Ela também é importante no seqüestro de CO₂ atmosférico, pois estima-se que o solo contenha aproximadamente 1.500 Gt de C no primeiro metro de profundidade (Krull & Skjemstad, 2003). Notoriamente, a redução no teor da matéria orgânica do solo (MOS) provoca diminuição na produtividade de muitas culturas (Bauer & Black, 1994), tanto agrícolas como florestais, suportando sua presença como indicadora da qualidade do solo. A sua formação e/ou, constituição é fortemente influenciada, dentre outros fatores, pelo tipo e manejo das plantas presentes no ecossistema (Mendham et al., 2002b) e mais ainda pelo o uso e manejo do solo.

As alterações em ambientes naturais, como os de pastagem ou de florestas naturais, devido à exploração agrícola causa grande impacto na constituição original da MOS. Muitos autores têm citado que a substituição da pastagem nativa e florestas naturais por sistemas agrícolas de cultivo podem levar a uma redução nos conteúdos de C e N do solo, primariamente em resposta à aceleração na taxa de decomposição causada pelo preparo do solo, maior aeração e exposição física da MOS aos microrganismos decompositores (Silva et al., 1994; Richter et al., 1999; Zinn et al., 2002). Ainda, segundo Zinn et al. (2002) a longo prazo as perdas de C no solo, nestes sistemas, seriam governadas pela capacidade de produção das culturas, que por sua vez resultariam em maior aporte de resíduos vegetais ao solo.

Alterações nos conteúdos de C do solo estão associadas, principalmente à interação entre processos físicos: Perda da estrutura de solo, compactação e aumento da erosão, biológicos: Alteração da comunidade microbiana original, e químicos: Estabilização de compostos orgânicos por meio da formação de complexos argilo-orgânicos. Em muitas situações, esses processos podem favorecer a síntese da MOS (principalmente fração humificada). Isso ocorre quando o aporte de resíduos vegetais ou orgânicos ao solo for maior que a demanda por

energia pela vida existente naquele local. Do contrário, pode haver consumo do C e do N ou outro elemento originário da decomposição da MOS, causando efeito *priming* negativo, podendo nessa condição, ocorrer redução no seu teor (Fontaine et al., 2003).

Sistemas de exploração de cultivos conservacionistas, que privilegiem maior aporte de resíduos ao solo e menor revolvimento deste podem mitigar a redução no conteúdo de C e N do solo causadas por mudanças em sistemas naturais. Plantações de culturas florestais estão inseridas neste contexto como potenciais seqüestradoras de C da atmosfera pela sua grande produção de biomassa em curto espaço de tempo, mas para que se tornem, também, grandes acumuladores de C e N na forma de MOS é necessário maior conversão do C e do N capturado pela biomassa vegetal à formas mais estáveis no solo (substâncias húmicas). A eficiência na conversão desse C dos resíduos vegetais em MOS humificada é muito variável, e vai depender da sua qualidade, principalmente a disponibilidade de N (Berg, 2000; Sariyildiz & Anderson, 2003).

2.1.1 O carbono orgânico no solo

A matéria orgânica do solo (MOS) constitui o maior reservatório de carbono da superfície terrestre. Estima-se que os estoques de carbono no solo estejam entre 1.200 e 1.500 Pg (10^{15} g) superando, assim, o estoque de carbono na biota (Anderson, 1995). Os principais fatores responsáveis pela emissão do gás carbônico para a atmosfera são a queima de combustíveis fósseis (petróleo e derivados e carvão, dentre outros) e a queima e retirada da biomassa vegetal através das mudanças de uso da terra e a redução nos estoques de matéria orgânica do solo. A transformação de sistemas naturais em áreas agrícolas pode levar a um rápido declínio desses estoques, contribuindo para o aumento da emissão de gás carbônico (CO_2) à atmosfera (Lal, 1997) o que pode favorecer alterações climáticas globais. Essas alterações se devem ao fato do CO_2 ser um dos principais gases causadores do efeito estufa e cujas emissões no mundo cresceram vertiginosamente nos últimos 40 anos (Rocha, 2000); entretanto, somente a informação de acúmulo de carbono não é suficiente para caracterizar uma situação de seqüestro de carbono. A estabilidade deste carbono no solo é um dado extremamente relevante haja vista que, caso o carbono esteja em estruturas lábeis, facilmente será mineralizado retornando para a atmosfera na forma de CO_2 . O estudo da matéria orgânica em seus diferentes compartimentos, e das substâncias húmicas e a sua relação com o manejo, visa desenvolver estratégias para a utilização sustentável dos solos com vistas a reduzir o impacto das atividades agrícolas sobre o ambiente.

A quantificação do estoque de carbono no solo e a avaliação de seu grau de estabilidade são, portanto, medidas importantes no processo de identificação das práticas agrícolas mais adequadas, com o intuito de seqüestrar carbono da atmosfera.

De acordo com Six et al. (2002) e Heath et al. (2005), a maior parte de todo o C estocado nas plantas encontra-se em ecossistemas florestais. A partir disto, percebe-se a importância do manejo adequado destes ecossistemas para a manutenção ou aumento do seqüestro de C. O que faz o solo agir como fonte de CO₂ ou como mitigador do efeito estufa depende da razão de formação e decomposição do COS (Six et al., 2002). A derrubada de florestas para o posterior cultivo dos solos, além de liberar o C estabilizado na forma vegetal, promove rápida perda de COS, como resultado do incremento na taxa de mineralização da MOS (Stevenson, 1994; Canellas & Santos, 2005). Heath et al. (2005) verificaram que o aumento da temperatura da Terra favorece uma mineralização mais rápida da MOS, aumentando os níveis de CO₂ atmosférico, diminuindo o C seqüestrado no solo derivado de raízes, independente do tipo de planta e do status nutricional do solo.

O COS constitui o maior compartimento de C, com 1.550 Gt de C, 3,3 vezes maior que a quantidade de C atmosférico e 4,5 vezes todo o C biótico (Lal et al., 2004). Conseqüentemente, os fluxos de entrada e saída de COS são extremamente importantes para a manutenção dos seus níveis no ambiente. Aproximadamente metade desse C está na forma de matéria orgânica recalcitrante, responsável pelo armazenamento de C por longos períodos, dada sua resistência à degradação.

De acordo com pesquisas desenvolvidas sobre MOS, parte-se do princípio de que o COS encontra-se em equilíbrio, sendo afetado por diferenças de usos e manejo do solo, dentre outras.

Com a mudança de uso da terra, observa-se diminuição do COS, até que um novo equilíbrio seja alcançado, característico do novo sistema de produção adotado. Essa perda de COS se dá, principalmente, pela perda da proteção física da MOS, que a torna menos acessível aos microrganismos (Stevenson, 1994; Lugato et al., 2006). Todavia, a adoção de técnicas adequadas de manejo, como a adição de resíduos e a manutenção da fertilidade do solo, pode reduzir essa perda de COS. Com isso, torna-se possível calcular o seqüestro relativo de C entre diferentes sistemas de manejo (Lugato et al., 2006).

Os solos podem atuar como mitigadores do efeito estufa ao estocar C, ajudando os países a atingirem suas metas de redução na emissão de gases do efeito estufa fixadas pelo protocolo de Kyoto. Para que isso seja possível, devem-se conhecer, totalmente, os mecanismos de

estabilização do COS, identificando os diferentes fatores que afetam o seqüestro de C (Wiseman & Püttmann, 2006).

O fracionamento químico convencional da MOS (ácidos húmico e fúlvico, e humina) produz compartimentos muito estáveis com relação às taxas de ciclagem e ao conteúdo de grupamentos funcionais, dificultando seu uso para o estudo da dinâmica do COS (Helfrich et al., 2006). Métodos físicos de fracionamento têm sido bastante explorados no estudo da estabilização dessa MOS, uma vez que os compartimentos encontrados apresentam rápida ciclagem e alta sensibilidade quanto ao manejo adotado (Stevenson, 1994; Roscoe et al. 2002; Helfrich et al., 2006).

Diferenças quanto ao tipo de uso e manejo da terra não somente controlam a quantidade de C estocado no solo, como também influenciam na composição e qualidade da MOS. Essas diferenças na estrutura e estabilidade da MOS são causadas por diferentes contribuições de frações específicas da MOS, além de suas diferenças químicas (Helfrich et al., 2006). Esses autores caracterizaram a MOS de uma determinada floresta pela presença de grandes quantidades de matéria orgânica particulada. Por outro lado, devido à maior atividade biológica dos solos sob milho e pastagem, essa matéria orgânica particulada é rapidamente decomposta, sendo a MOS representada, basicamente, por C orgânico associado à fração mineral do solo. Com relação à associação do conteúdo de COS e da fração mineral, a maior quantidade de COS está relacionada com as frações mais finas da matriz mineral do solo, com forte associação entre o conteúdo de COS e o de óxidos, particularmente nas suas formas amorfas (não cristalinas) (Wiseman & Püttmann, 2006).

Jandl et al. (2007) verificaram seqüestro de C nos solos como consequência de estratégias de manejo de florestas. Para eles, os esforços realizados no sentido de aumentar o estoque de C no solo deveriam ser direcionados para aumentar o reservatório de C recalcitrante que apresenta taxa de ciclagem muito mais lenta. A recuperação de áreas degradadas pelo reflorestamento leva ao acúmulo de COS devido à grande quantidade de material depositado e não à estabilização deste C no solo, processos estes que são bastante diferentes. Para que este C acumulado se transforme em uma forma recalcitrante e estável de MOS, além de depender das propriedades do solo, há também grande dependência de tempo. Por isso, evitar distúrbios no solo é um fator extremamente importante para a formação de complexos organo-minerais estáveis, os quais, por sua vez, são cruciais para o processo de seqüestro de C no solo (Jandl et al., 2007).

O teor de carbono orgânico total (COT) do solo é considerado um dos mais importantes indicadores da qualidade do solo por alterar a dinâmica de nutrientes, propriedades físicas e biológicas e as características produtivas do solo. Especificamente em relação às características químicas, o incremento de COT resulta, entre outros atributos, no aumento da CTC do solo (Bayer & Mielniczuk, 1997), na redução da toxidez de Al (Salet, 1994; Grapeggia, et al., 2000) e na maior disponibilidade de nutrientes, principalmente do N (Teixeira et al., 1994). O teor de COT do solo resulta do equilíbrio entre as adições e as perdas de material orgânico por decomposição microbiana, quando as perdas de COT por lixiviação e por erosão são consideradas desprezíveis (Bayer & Mielniczuk, 1999). Em função disto, as taxas de adição e perdas do COT do solo são alteradas quando a vegetação natural é substituída por determinada cultura (Bayer et al., 2000). O conteúdo de COT é muito sensível em relação às práticas de manejo, principalmente nas regiões tropicais e subtropicais (Mielniczuk, 1999). Os solos manejados com práticas convencionais constituem sistemas propícios a redução dos teores de COT pela ruptura dos agregados e conseqüente incremento da oxidação biológica do carbono orgânico a CO₂. Além disso, as perdas de COT estão relacionadas diretamente com aspectos da poluição ambiental, provocando aumento do efeito estufa e, conseqüentemente, mudança climática (Doran & Parkin, 1994). Segundo Bayer & Mielniczuk (1999), a manutenção ou recuperação dos teores de COT e da capacidade produtiva do solo pode ser alcançada pela utilização de pastagens, ou, no caso de sistemas agrícolas intensos, pela utilização de métodos de preparo com a redução ou eliminação do revolvimento e por sistemas de cultura com alta adição de resíduos vegetais, resultando, respectivamente, em menores taxas de perda e maiores taxas de adição de MO ao sistema solo.

Entre os indicadores de qualidade do solo o nitrogênio total (NT) desempenha um papel fundamental por sua relação com a capacidade produtiva do solo. A dinâmica do nitrogênio no solo é semelhante a do carbono, pois na sua grande maioria encontra-se no solo na forma orgânica (95%), e em pequena proporção na forma mineral. Assim, a associação de sistemas de preparo do solo com mínimo revolvimento e a utilização de leguminosas é importante estratégia para aumentar as reservas de NT no solo (Amado, 1997).

2.1.2 O Nitrogênio orgânico no solo

Entre os fatores que contribuem para o incremento da produtividade das culturas, a disponibilidade de N é um dos mais importantes, pois se trata de um nutriente absorvido em maiores quantidades pela maioria das culturas e o que exerce efeito mais pronunciado na

produção. Apesar disso, o manejo da adubação nitrogenada é difícil, por ser o N um elemento que apresenta dinâmica complexa e em virtude do fato da adubação química não apresentar efeito residual (Raij, 1991).

Do mesmo modo que o carbono, o N, é um elemento relevante nos estudos de matéria orgânica do solo, sendo um dos nutrientes com dinâmica mais pronunciada no sistema. Sua maior parte está na fração orgânica (mais de 90%), um grande reservatório de formas mais prontamente disponíveis, como a nítrica e a amoniacal. Estas formas minerais, apesar de responderem por pequena parcela do N total, são de extrema importância do ponto de vista nutricional, já que são elas as absorvidas pelos vegetais e microrganismos (Stevenson, 1986).

Em função das inúmeras transformações, especialmente de natureza biológica, a que o N está sujeito, ele é o nutriente de mais difícil manejo no solo, tanto com a aplicação de fertilizantes minerais quanto orgânicos, sendo que muitas dessas transformações podem conduzir à diminuição significativa do potencial fertilizante e ao aumento da poluição ambiental.

A mineralização da matéria orgânica do solo, da qual fazem parte as reações de amonificação e nitrificação, transforma, em média, de 2% a 5% do N orgânico por ano, processo que pode ser influenciado tanto pelo tipo de solo como pelo seu uso e manejo, é assim como, por exemplo, nas áreas com pastagens, nas quais a forma amoniacal é favorecida por substâncias excretadas pelas raízes das gramíneas, que inibem a nitrificação, e pela existência de menores valores de pH, que ocorrem, geralmente, nessas condições (Moreira & Siqueira, 2002).

2.1.2.1. Participação do nitrogênio na estabilização do carbono orgânico do solo

O N é um elemento essencial na síntese de substâncias húmicas (Stevenson, 1994) e evidências sugerem que ele tem um importante papel na humificação e formação de compostos orgânicos estáveis no solo (Dijkstra et al., 2004). O aumento da deposição de N via fertilizante ou fixação biológica, pode levar a redução na decomposição do húmus do solo (Berg & Matzner 1997; Matzner, 2002), incrementar a formação de C refratário (Neff et al., 2002; Hagedorn et al., 2003), resultando em acúmulo de MOS estabilizada (substâncias húmicas), tanto em manejo de culturas anuais da região tropical (Lovato, et al. 2004) como em ecossistemas florestais da região temperada (Berg & Matzner, 1997).

De fato, tem sido reportado que o incremento de N no solo pode reduzir a habilidade competitiva de fungos que são responsáveis pela decomposição da lignina (Fog, 1998), suprimir a formação de enzimas que fazem sua quebra (Carreiro et al., 2000) e, reagir com

resíduos de lignina (e outros compostos fenólicos) formando complexos de alta resistência à degradação microbiana (Stevenson, 1994). Conseqüentemente, resíduos de planta com alto teor de lignina podem aumentar a formação e estabilização de C refratário no solo em resposta à adição de N.

Neff et al. (2002), em uma análise mais detalhada usando ^{14}C e ^{13}C , demonstrou que a fertilização com N acelerou a decomposição das frações leves da matéria orgânica com tempos de ciclagem em torno de décadas, mas auxiliou na estabilização das frações de C mais pesadas associadas à fração mineral e que possuem tempo de ciclagem de várias décadas. Possivelmente, esse N foi incorporado à estrutura das substâncias húmicas, as quais são bastante recalcitrantes e podem contribuir para manter o C do solo em longo prazo (Stevenson, 1994).

Uma forte indicação de que o aporte de N é essencial para fixar C em formas mais estáveis da MOS vem de estudos onde plantios mistos têm sido feitos incluindo espécies leguminosas, a fim de aumentar o aporte de N ao ecossistema. No Brasil, Vezzani et al. (2001) avaliaram a produção em monocultivo e cultivo consorciado de eucalipto e acácia-negra (leguminosa) (50 % de cada espécie) e as características do solo sob estes. O volume de madeira não diferiu entre os dois sistemas de plantio, porém o eucalipto contribuiu com 64 % da madeira do plantio misto.

Para avançar o entendimento de como o N contribui para estabilizar a MOS são necessárias pesquisas com a utilização de técnicas que possam apontar a natureza dos compostos orgânicos formados no solo, além de determinar sua origem. Nesse sentido, muitos estudos têm sido realizados com técnicas isotópicas com elementos marcados, como ^{14}C , ^{15}N em resíduos de plantas, sendo possível determinar a contribuição de cada resíduo na formação da MOS e a sua origem.

2.1.3 A matéria orgânica e o manejo de solo

O solo é um sistema aberto, com permanente troca de matéria e energia com o meio (Addiscott, 1995), e complexo, em virtude de uma intrincada rede de relações entre os subsistemas que o compõem, representados pelos vegetais, organismos (macro e microrganismos) e matéria mineral. Os vegetais são os principais responsáveis pela adição ao solo de compostos orgânicos primários sintetizados no processo de fotossíntese, utilizando energia solar, CO_2 do ar, água e nutrientes do solo.

Os organismos, com destaque aos microrganismos heterotróficos, obtêm energia para o seu desenvolvimento pela decomposição de resíduos vegetais e da matéria orgânica do solo, liberando CO₂ para atmosfera, nutrientes, e uma gama de compostos orgânicos secundários oriundos do metabolismo microbiano, os quais passam a compor a matéria orgânica do solo (Vezzani, 2001).

A matéria orgânica interage com minerais no solo formando complexos organominerais por meio de diversos mecanismos de interação, resultando em partículas secundárias de diversos tamanhos e formas, desde microagregados (< 250 µm) até macroagregados de alguns milímetros de tamanho (Tisdall & Oades, 1982). As plantas, pela ação do seu sistema radicular (Silva & Mielniczuk, 1997), e as hifas de fungos (Miller & Jastrow, 1990) potencializam estas interações na formação de agregados estáveis, principalmente pela aproximação de partículas, exsudações bem distribuídas na matriz do solo e união física de agregados de diferentes tamanhos. As interações com os minerais e a formação de agregados diminuem a ação dos microrganismos decompositores, contribuindo para o acúmulo de compostos orgânicos no solo. O processo de proteção física da matéria orgânica é mais intenso em solos não revolvidos (Feller & Beare, 1997; Six et al., 1999).

Dependendo da magnitude do fluxo de carbono propiciado pelo subsistema vegetal, haverá maior ou menor atividade biológica, produção de compostos orgânicos secundários, agregação do solo e aparecimento de outras propriedades emergentes do sistema solo. De modo geral, as propriedades emergentes do ciclo do C no solo (teor de matéria orgânica, agregação, porosidade, infiltração de água, retenção de água, aeração, CTC, balanço de N, dentre outras) melhoram a qualidade do solo (van Breemer, 1993; Vezzani, 2001).

Os estoques de matéria orgânica do solo são determinados pela razão entre as quantidades de carbono C adicionadas (k_1A) e perdas (k_2C), sendo sua variação temporal (dC/dt) expressa pela equação $dC/dt = -k_2 C + Ak_1$. Nesta equação, “A” representa o C fotossintetizado adicionado anualmente ao solo na forma de resíduos vegetais, exsudatos radiculares e raízes ($Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) e C representa o estoque de carbono orgânico total (COT) no solo ($Mg\ ha^{-1}$). Os coeficientes k_1 e k_2 representam, em base anual, respectivamente, a fração do C adicionado (A), efetivamente retido no solo na forma de matéria orgânica, e a fração do COT do solo, que é perdido por decomposição microbiana, erosão e lixiviação (Dalal & Mayer, 1986).

O uso do solo para fins agrícolas interfere na adição de C (A) pela seleção de sistemas de culturas com capacidades variadas de adição de fitomassa ao longo do ano. Normalmente,

sistemas com pousios, culturas de baixa produtividade, queima ou remoção de resíduos culturais apresentam baixo valor anual de “A”. Em situação oposta, encontram-se os sistemas intensivos, com presença de culturas altamente produtivas durante todo ano e retorno dos resíduos ao solo. O coeficiente k_1 normalmente é pouco afetado pelas práticas de manejo. No entanto, a forma de adição do C ao solo pode ter influência nos valores de k_1 , sendo os maiores valores observados para o C adicionado pelo sistema radicular (Bolinder et al., 1999). Neste contexto, culturas com sistema radicular abundante e agressivo, como gramíneas forrageiras perenes, que alocam uma maior fração do C fotossintetizado para as raízes do que culturas anuais (Shamoot et al., 1968), serão mais eficientes em aumentar os estoques de COT do solo.

A taxa de perda da matéria orgânica (k_2) é bastante influenciada pelo revolvimento do solo, o qual estimula a ação dos microrganismos decompositores. Em um mesmo solo, o revolvimento pode duplicar o valor de k_2 em relação a um sistema de manejo sem revolvimento (Bayer et al., 2000c), sendo esse efeito menos pronunciado em solos de textura argilosa e com mineralogia oxidica (Bayer, 1996). Em síntese, um sistema de manejo que objetiva recuperar estoques de COT do solo deve maximizar as entradas (k_1A) e minimizar as perdas (k_2C) anuais de C no solo.

Sendo C e N componentes da matéria orgânica, a dinâmica do N no solo está intimamente associada à dinâmica do C, apenas alterando os mecanismos de adição e de perda dos elementos no sistema (Bayer et al., 2000a,b). Além disso, solos degradados pelo cultivo e com baixos teores de COT normalmente são deficientes em N, o que limita a adição de C, principalmente, em sistemas constituídos por gramíneas. A inclusão de leguminosas nas rotações, aplicações de materiais orgânicos e a adubação nitrogenada constituem práticas altamente eficientes para o incremento dos estoques de COT e NT, melhoria da qualidade do solo e da produtividade das culturas (Teixeira et al., 1994; Testa et al., 1992; Vezzani, 2001).

A contribuição da microbiota (fungos e bactérias) para formação e ciclagem da MOS nos solos sob influência do manejo das culturas pode ser estimado pela produção de Amino açúcares de origem microbiana, uma vez que a glucosamina (GLcN) ocorre em solos devido a atividade fúngica e a galactosamina (GlaN) e ácido murâmico (MurA) pela atividade de bactérias. Dessa forma, estabeleceram-se relações entre GLcN/GlaN e GLcN/MurA para avaliar a contribuição de fungos e bactérias derivando a MOS (Solomon et al., 2002).

A estimativa das origens da MOS na conversão de sistemas naturais para agrícolas, vem sendo realizada com o auxílio de metodologia isotópica (Cerri et al. 1985). Na atmosfera são

encontrados os isótopos ^{12}C (98,9%) e ^{13}C (1,1%) que são estáveis, ou seja, não sofrem decaimento radioativo, e o ^{14}C ($10^{-12}\%$) que sofre decaimento radioativo (emissão de uma partícula β^- , com meia vida aproximada em 5700 anos), o qual é utilizado principalmente em estudos paleoambientais (Pessenda et al., 1998). Características fisiológicas das plantas, limitações na difusão dos gases no interior dos tecidos vegetais e a relação entre a pressão interna estomatal (p_i) e a atmosférica (p_a) são responsáveis pelo fracionamento isotópico do $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ (Farquhar et al., 1989).

Como exemplo de valores da abundância natural para isótopos estáveis pode ser citado o caso do ^{13}C . A variação da concentração de ^{13}C na natureza é cerca de $\pm 30\%$. A principal causa dessa variação é a fotossíntese. Enquanto que para o CO_2 do ar atmosférico o valor de $\delta^{13}\text{C}$ é de -8% em relação ao padrão internacional-PDB, o carbono fixado por plantas do ciclo fotossintético C_3 e C_4 tem esse valores ao redor de -28% e -12% respectivamente (Matsui, 1981).

A composição isotópica do carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) é um importante instrumento para determinar a dinâmica da MOS, e determinar a fonte de C no solo na conversão da vegetação nativa, constituída por plantas com ciclo fotossintético C_3 com assinatura isotópica entre -32 e -22% ($\delta^{13}\text{C} \approx -27\%$), para a pastagem e sistemas agrícolas com plantas de ciclo fotossintético C_4 com assinatura isotópica entre -17 a -9% ($\delta^{13}\text{C} \approx -13\%$). Assim, as espécies C_3 e C_4 têm valores distintos de $\delta^{13}\text{C}$ que não se sobrepõem, sendo possível determinar a fonte de C da MOS, uma vez que estes valores permanecem praticamente inalterados durante o processo de decomposição dos resíduos vegetais ou mineralização da MOS (Bernoux et al., 1998; Boutton et al, 1998; Roscoe, et al., 2001; Sisti et al, 2004)

Esta técnica, da razão isotópica, poderia ser utilizada na determinação da composição isotópica do carbono derivado da decomposição do material orgânico aplicado como cama de aviário.

2.2. Cama de aviário

Nas últimas décadas tem crescido o interesse pela utilização de materiais orgânicos subprodutos da exploração animal tais como aves e suínos, associado aos manejos conservacionistas do solo visando controle da erosão, incremento da infiltração, controle de inóculos, fornecimento de N e outros nutrientes para a cultura em sucessão e aumento da produtividade do solo.

Têm sido verificado que alguns produtos de origem orgânica como a casca de amendoim, sabugo de milho, palha de arroz e raspa de madeira são materiais utilizados para a produção de cama de aviários, bem como alguns diversos materiais alternativos de origem vegetal, tais como palha de capim-napier seco, de capim-colonião e de braquiaria, haste de mandioca, casca de café e pó-de-serra tem sido também utilizados, ficando sua escolha na dependência da sua disponibilidade. Entretanto, para que tais materiais possam ser utilizados na criação de frangos é necessário que apresentem características semelhantes ou superiores àqueles tradicionalmente utilizados como o cepilho de madeira ou maravalha (Dos Santos, et al. 2000).

O uso da cama de aviário na alimentação de bovinos, foi uma prática muito difundida e incentivada no Brasil, até a sua proibição em 2001 pela Instrução Normativa n.15 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), como uma das medidas preventivas para se evitar no país os riscos potenciais da Encefalopatia Espongiforme Bovina (Dutra et al., 2005). O MAPA tem desenvolvido esforços no sentido de conscientizar os pecuaristas e até punir quem desrespeitar a norma. Isso significa que o descumprimento de qualquer item da Instrução Normativa pode gerar multas e punições que vão desde advertências até interdição das propriedades. Estudos realizados pela comunidade científica internacional já comprovaram que a absoluta maioria dos casos de ruminantes que contraíram a Encefalopatia Espongiforme Bovina ou “mal da vaca louca” teve como origem a ingestão de proteína de origem animal contaminada com o agente etiológico da doença. Desse modo, o combate ao uso da cama de aviário na nutrição animal faz parte do conjunto de medidas adotadas pelo Ministério para garantir a qualidade da carne e evitar qualquer possibilidade de surgimento de casos da vaca louca no país (Mega Agro, 2007).

Após a proibição do uso da cama de aviário na alimentação de ruminantes, sua venda como adubo orgânico foi a saída encontrada por avicultores para tornar segura e rentável a destinação desse resíduo da criação. Atualmente, São Paulo, Minas Gerais e no Centro-Oeste, a oferta de adubo feito a partir da cama de aviário está sendo toda absorvida por produtores de milho, algodão e café. Conforme o Plano Nacional de Prevenção da Influenza Aviária e de Controle e Prevenção da Doença de Newcastle, porém, o comércio do composto só pode ser feito dentro de cada Estado (Yoneya, 2007).

A utilização de materiais orgânicos aplicados ao solo como adubos orgânicos com a finalidade de proverem nutrientes a cultivos e carbono ao solo, tem reconhecido efeito sobre as condições físicas, químicas e biológicas do solo (Miyasawa *et al.*, 1993; Drinkwater *et al.*,

1998; Calegari, 2000;). A influência dos adubos orgânicos, derivados de dejetos de animais, sobre a fertilidade do solo é atribuída principalmente à incorporação de nutrientes essenciais como N, P, K, Ca, Mg, etc., aumentando a disponibilidade destes nutrientes para as plantas cultivadas que irão contribuir posteriormente com maior quantidade de resíduos orgânicos na superfície do solo (Zublena et al., 1997; Chastain, 2003)

Os dejetos de suínos e aves são uma excelente fonte de nutrientes, especialmente N, e, quando manejados adequadamente, podem suprir, parcial ou totalmente, o fertilizante químico na produção de grãos. Além do benefício como fonte de nutrientes, o seu uso adiciona matéria orgânica que melhora os atributos físicos do solo, aumenta a capacidade de retenção de água, reduz a erosão, melhora a aeração e cria um ambiente mais adequado para o desenvolvimento da flora microbiana do solo. Desta forma, os resíduos orgânicos são considerados insumos de baixo custo, comparados com o dos fertilizantes químicos, e de alto retorno econômico para a agropecuária, além do retorno direto da atividade (Menezes et al. 2002).

2.2.1 A Cama de aviário como adubo orgânico

Uma boa opção de renda para pequenos agricultores, a avicultura também pode ser um bom negócio para médios e grandes produtores, não tanto pelo lucro da atividade, mas pela grande quantidade de adubo orgânico que produz. Barata e rica em nutrientes, a forração dos aviários, a chamada cama de aviário, permite melhorar a produtividade das lavouras com custo mais econômico (Avicultura Industrial, 2007).

Nos galpões avícolas, o objetivo do uso da cama de aviário é evitar o contato direto da ave com o piso, servir de substrato para a absorção da água e a incorporação de fezes, urina, penas, descamações da pele e restos de alimento. Ela também ajuda a reduzir as oscilações de temperatura no aviário. O material normalmente utilizado pelos produtores é a maravalha, um resíduo da industrialização da madeira. Em menor escala são usadas ainda casca de arroz, casca de café, palhadas de milho, de trigo e de capim e outros materiais alternativos, ficando sua escolha na dependência da sua disponibilidade e custo dependendo da região do país (Porto, 2005).

Segundo Menezes et al. (2002) a criação de aves e suínos em sistemas confinados tem sido um problema para os criadores, pois há a produção de aproximadamente 1.500.000 m³/ano de dejetos líquidos de suínos e 60.000 toneladas/ano de cama-de-frango. O volume produzido de resíduos orgânicos seria constituído da parte indesejável ou “suja” deste processo de produção. Portanto, a questão é: o que fazer com estes resíduos gerados pela própria ação do homem?.

A criação de frango de corte produz em média quatro toneladas de cama por ano para cada 1.000 aves (Kozen, 2003b). Os estudos sobre utilização, manejo e produção de cama, com materiais alternativos, têm sido realizados por diversos pesquisadores, e eles mesmos afirmam que uma grande quantidade de cama é produzida diariamente, em média de 1,6 a 1,8 Kg/ave. Essa produção é influenciada por diversos fatores, tais como a idade, densidade e linhagem das aves, conversão alimentar, tipo de ração, tipo e quantidade de material utilizado como cama, condições climáticas entre outros, num sistema de produção de escala industrial em piso (Dos Santos et al. 2000).

As criações animais recebem seus alimentos através dos concentrados e de plantas cultivadas e nativas. Somente uma parte dos elementos contidos nos alimentos ingeridos pelos animais resulta em ganho de peso e crescimento, sendo a maior parte eliminada através do esterco e da urina. A transformação dos resíduos em insumos agrícolas de baixo risco ambiental exige a adoção de processos adequados de manejo, tratamento, armazenamento e utilização (Konzen & Alvarenga, 2000).

A cama de aviário pode ser aproveitada como fonte de nutrientes para as culturas vegetais após sofrer compostagem ou biodigestão, sendo os produtos desses processos o composto e o biofertilizante.

A cama de aviários é uma importante fonte de nutrientes quando é usada como fertilizante do solo. Além de ser rica em nitrogênio, fósforo, cálcio e potássio, contém micronutrientes importantes para as plantas como zinco, cobre, boro e manganês. Ainda, a matéria orgânica da cama melhora a estrutura e aumenta a capacidade de retenção de água do solo (Payne, 1998).

Ribeiro et al. (1999) destacam vantagens do uso de adubação orgânica, como a cama de aviário: elevação do CTC em solos intemperizados ou arenosos, melhoria na agregação das partículas do solo, aumento da capacidade de retenção de água, aumento da disponibilidade de nutrientes por processos de mineralização e diminuição da fixação de fósforo no solo. Isso prova que a cama de aviário pode ter uso vantajoso e recomendável na fertilização de culturas, podendo substituir parcial ou totalmente os fertilizantes químicos.

Segundo Teixeira et al. (2002), a concentração média das características químicas da cama de aviário no Brasil é a seguinte: 20,57 kg.t⁻¹ de N; 35,50 kg.t⁻¹ de P₂O₅; 25,50 kg.t⁻¹ de K₂O; 35,08 kg.t⁻¹ de Ca; 7,35 kg.t⁻¹ de Mg; 4,20 kg.t⁻¹ de S; 421,60 g.t⁻¹ de B; 223,50 g.t⁻¹ de Cu; 4.801,00 g.t⁻¹ de Fe; 471,25 g.t⁻¹ de Mn; 350,00 g.t⁻¹ de Zn; pH 6,47; relação C/N 14,97 e M.O. 422,68 kg.t⁻¹.

No Brasil, é uma prática comum a utilização destes resíduos em lavouras, principalmente de café, o que faz com que a comercialização da cama torne-se uma fonte extra de renda para o produtor avícola. No estado de Minas Gerais, a indústria considera que um frango de 2,34 kg produz durante todo o ciclo de produção cerca de 1,40 Kg de cama (casca de arroz + excreta), sendo esta comercializada a 0,047 U\$S / kg. A renda obtida pelo produtor com a venda da cama corresponde a 0,028U\$S / Kg de ave viva produzida, que corresponde a 6,7% do preço de venda do frango de corte no estado (0,42U\$S / kg) (Rostagno et al., 2005).

Os efeitos benéficos dos nutrientes presentes na cama de aviários de corte, sobre a fertilidade do solo, são bem conhecidos, porém eles também podem transformar-se em contaminantes do meio ambiente se não forem usados adequadamente. Payne (1998) descreveu com detalhes o impacto sobre o ambiente aquático e terrestre quando excessivas quantidades de N, P, matéria orgânica e agentes patogênicos provenientes de camas de animais entram nas águas superficiais.

Uma das principais vias de perda de N dos dejetos animais é a volatilização de amônia (NH_3). A taxa desse processo físico-químico depende da proporção entre as formas iônica (NH_4^+) e gasosa (NH_3), a qual está relacionada ao pH dos dejetos e também do solo (Hoff et al., 1981). A umidade do meio também afeta a volatilização de NH_3 pelo fato de influenciar as reações químicas e biológicas. Assim, acredita-se que as maiores perdas de NH_3 ocorrem quando o solo está próximo à capacidade de campo (Andreoli & Carneiro, 2002).

As perdas de N por volatilização de amônia podem ser estimadas através de métodos diretos e indiretos. Os métodos diretos requerem aparelhagem específica, como câmaras estáticas e túneis com circulação de ar e podem não reproduzir as perdas reais de NH_3 (Port, 2002). Já os métodos indiretos implicam no uso do isótopo ^{15}N e têm alto custo, mas podem ser utilizados na calibração dos métodos diretos (Costa et al., 2003).

A quantificação das perdas de N por volatilização de amônia com o uso de dejetos de animais tem sido um aspecto ainda relativamente pouco estudado pela pesquisa brasileira.

Com a aplicação dos dejetos no solo, o N amoniacal presente nos mesmos é oxidado até nitrato pelas bactérias nitrificadoras (Whitehead, 1995). Esse processo é normalmente rápido (Almeida, 2000; Franchi, 2001; Port 2002; Giacomini, 2005) e pode ser quantificado através de coletas periódicas de solo e análise dos teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- . A avaliação da velocidade desse processo é um aspecto importante já que dela depende o aparecimento de N-NO_3^- no solo e, conseqüentemente, o potencial de perda desta forma de N por lixiviação.

A quantificação das perdas de N por lixiviação de N-NO_3^- é importante tanto do ponto de vista agrícola, pois pode representar uma diminuição do potencial fertilizante dos dejetos como fonte de N às culturas comerciais, como do ponto de vista ambiental, pois o N-NO_3^- lixiviado poderá atingir o lençol freático comprometendo a qualidade da água destinada ao consumo humano e animal. Em função da sua elevada mobilidade, em muitas situações, O N-NO_3^- presente nas águas de subsuperfície constitui um dos principais íons inorgânicos nocivos à saúde humana e animal.

A rápida nitrificação do N amoniacal dos dejetos no solo e a baixa adsorção do N-NO_3^- , principalmente em solos com predomínio de cargas negativas, aumentam o potencial de perdas de N por lixiviação e desnitrificação, especialmente na fase inicial de desenvolvimento das culturas onde o sistema radicular das mesmas ainda não está suficientemente desenvolvido para absorver os nutrientes presentes na solução do solo. Se ocorrerem precipitações elevadas nesse o período, o NO_3^- que é altamente solúvel em água, poderá sair rapidamente da zona de absorção das raízes e acompanhar o movimento descendente da água no perfil do solo. Esse aspecto é ainda pouco estudado pela pesquisa brasileira, especialmente durante as culturas de inverno e no sistema plantio direto.

O transporte de materiais ricos em elementos tais como N e P, em águas de percolação ou escoamento superficial em solos cultivados, tem merecido grande atenção no âmbito ambiental (USEPA, 2000) devido aos riscos que estes elementos, apresentam, sobretudo, para a eutrofização de corpos de água (Schindler, 1977). Em países como os EUA, Austrália, Nova Zelândia e na Europa, alguns índices têm sido utilizados para estimar o grau de saturação de P nos solos (GSPS) (Breeuwsma & Silva, 1992; Nair & Graetz, 2002; Sinaj et al., 2002), os quais podem indicar sobre o potencial de transferência desse elemento para águas de drenagem ou de escoamento superficial.

Tanto na União Européia quanto nos EUA, a pressão por produtos e água de qualidade, sem acréscimo de custos, forçou os governos a algumas decisões políticas, no sentido de se desenvolverem as chamadas tecnologias e produtos limpos. Entre as principais medidas estão o código dos alimentos, a diretriz de nitratos e os limites de metais no solo, estabelecidos pela União Européia e alguns países individualmente, e, a norma 503 da EPA, o manejo de nutrientes do solo e o Clean Water Act nos EUA (Seganfredo, 2000).

Alem do citado efeito dos adubos orgânicos provenientes de camas de aviário sobre o meio ambiente, deve ter-se em consideração também o efeito negativo das aplicações contínuas destes adubos sobre as propriedades físicas do solo devido aos altos teores de sódio

que elas contem, que em media está em torno de $5,9 \text{ kg.t}^{-1}$, superando inclusive os teores de Mg com 3.5 kg.t^{-1} (Zublena et al., 1997; Chastain, 2003).

2.3. A cultura do milho no Brasil

O milho (*Zea mays* L.), em função de seu potencial produtivo, composição química e valor nutritivo constitui-se em um dos mais importantes cereais cultivados e consumidos no planeta. O Brasil é o terceiro maior produtor, sendo superado pelos Estados Unidos e China. Devido à sua multiplicidade de aplicações, quer na alimentação humana quer no animal, assume relevante papel socioeconômico (EMBRAPA, 2006).

A cultura do milho no Brasil é de grande importância para o agronegócio nacional, além de ser base de sustentação para a pequena propriedade, constituindo um dos principais insumos no complexo agro-industrial brasileiro, sem falar no mérito dos inúmeros benefícios de sua utilização na rotação de culturas no sistema de plantio direto (Teixeira, 2004).

De acordo com a Companhia Nacional de Abastecimento-CONAB, no Brasil em 2006 a cultura do milho ocupou uma área em torno de 12,9 milhões de hectares, responsável por uma produção de cerca de 41,3 milhões de toneladas de grãos, apresentando um rendimento médio de 3.198 kg ha^{-1} (3.298 kg ha^{-1} na safra e 2.907 kg ha^{-1} na safrinha) (EMBRAPA, 2006). Já, com a safra de verão praticamente encerrada do ano 2007, estima-se uma produção de cerca de 38,8 milhões de toneladas de milho nesta época de plantio, 6,8% acima da safra de verão do ano anterior. Com relação à safrinha, é esperada uma produção de 17,4 milhões de toneladas, um acréscimo de cerca de 2,6 milhões de toneladas em relação à safra de 2007. Deste acréscimo, parte considerável vem do aumento da área plantada (7,2%), dando uma produção total de milho de 56.2 milhões de toneladas. (Garcia & Oliveira, 2008).

O milho é insumo para produção de uma centena de produtos, porém na cadeia produtiva de suínos e aves são consumidos aproximadamente 70% do milho produzido no mundo e entre 70 e 80% do milho produzido no Brasil. Assim sendo, para uma melhor abordagem do que está ocorrendo no mercado do milho torna-se importante, além da análise de dados relativos ao produto milho "per si", também uma visão, ainda que superficial, do panorama mundial e nacional da produção e consumo da carne de suíno e de frango e de como o Brasil se posiciona neste contexto, para que seja possível o melhor entendimento das possibilidades futuras do milho no Brasil (EMBRAPA, 2006).

2.4. A agricultura conservacionista e o Plantio direto

A agricultura conservacionista é considerada um dos mais notáveis fatores responsáveis por avanços no desenvolvimento agrícola da última década. Trata-se de um conjunto de processos tecnológicos que objetiva preservar, melhorar e otimizar os recursos naturais, mediante o manejo integrado do solo, da água e da biodiversidade, compatibilizado com o uso de insumos externos. Alguns dos enfoques que o conservacionismo abrange para o desenvolvimento agrícola são: a preservação de resíduos culturais na superfície do solo, a ampliação da biodiversidade, a diversificação de sistemas agrícolas, o manejo integrado, a abreviação do período entre a colheita e a semeadura, etc. Entretanto, as práticas conservacionistas, constituem a sustentação de sistemas agrícolas produtivos, conservando o solo, a água, o ar e a biota, bem como, prevenindo a poluição e a degradação dos sistemas do entorno (Kaill, 2007).

O desenvolvimento de métodos de preparo do solo nos países de clima temperado tem como principal objetivo a interrupção do ciclo entre o inverno e o verão, expondo o solo aos raios solares com o intuito de elevar a temperatura do solo e possibilitar a germinação das sementes e, portanto o desenvolvimento do cultivo. Porém em solos tropicais a fertilidade natural é limitada, e o revolvimento das camadas superficiais do solo intensifica os processos de oxidação do material orgânico, proporcionando maior ruptura da estrutura do solo favorecendo os processos de compactação e erosão (Denardin & Kochhann, 1993)

A utilização de sistema de preparo convencional de cultivo causa as maiores perdas de MOS aumentando os fluxos de emissões de CO₂. A adoção do sistema de plantio direto mantém a integridade estrutural dos agregados, reduzindo a oxidação da MOS e, portanto a degradação do solo (Castro Filho et al., 2002). O plantio direto apresenta potencial para mitigar a emissão de CO₂, uma vez que a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo proporciona a decomposição lenta e gradual do material orgânico que associado com a fração mineral do solo favorece o acúmulo da MOS (Sá et al., 2001).

No Brasil, o atual enfoque de agricultura conservacionista vem sendo amplamente contextualizado no âmbito do sistema plantio direto, o qual é interpretado como ferramenta da agricultura conservacionista para imprimir sustentabilidade ao desenvolvimento agrícola. Nesse sentido, o sistema plantio direto é conceituado como um complexo de processos tecnológicos destinado à exploração de sistemas agrícolas produtivos, contemplando diversificação de espécies, via rotação e/ou consorciação de culturas, mobilização de solo apenas na linha/cova de semeadura, manutenção permanente da cobertura do solo e

minimização do intervalo entre colheita e semeadura, pela implementação do processo colher-semeiar (Kaill, 2007).

Assim, o sistema agrícola produtivo passa a ter um menor grau de perturbação ou de desordem, quando comparado a outras formas de manejo, por requerer menor infra-estrutura de máquinas e de equipamentos, demandar menor força de trabalho e menos energia fóssil, favorecer o controle biológico de pragas, de doenças e de plantas daninhas, minimizar a erosão, aumentar os processos de floculação e de agregação do solo, desenvolver a estrutura do solo, diminuir a taxa de mineralização da matéria orgânica e desacelerar as taxas de ciclagem e reciclagem de nutrientes.

Portanto, são essas as razões que fazem do sistema plantio direto o complexo tecnológico que mais vem contribuindo para a conservação do solo e da água no Brasil.

Dentro das alternativas de manejo do solo no sistema produtivo de grãos brasileiro, o sistema plantio direto passou a ser adotado em maior escala pelos agricultores a partir do início da década de 90, visando reduzir os impactos negativos da movimentação do solo, tais como erosão e perda de matéria orgânica do solo, ressaltando que este sistema de manejo do solo é uma das práticas mais eficientes para conservação do solo (Jantalia et al., 2003).

Em algumas regiões do Brasil o plantio direto é conhecido há muito tempo, desde o início dos anos 1970, quando chegou ao país pela Região Sul. Desde então, a adoção por parte dos agricultores tem sido crescente, chegando ao Cerrado. Na década de 90 é que o SPD experimentou um crescimento vertiginoso no Brasil, particularmente na Região Centro Oeste, cujo início ocorreu em 1982 no Sudoeste do Estado de Goiás (Rio Verde, Motividiu). Hoje em dia, 70% da produção de grãos no Brasil está baseada no sistema, sendo a área agrícola sob Plantio Direto de aproximadamente 9 milhões de hectares. Além do Brasil os países que adotam a técnica são Estados Unidos (21% da área) e Argentina (55%). Estima-se que o plantio direto esteja presente em mais de 90 milhões de hectares em todo o mundo. (EMBRAPA, 2008).

Estudos sobre o conteúdo de matéria orgânica do solo (MOS) em áreas sob diferentes sistemas de preparo do solo e diferentes rotações de culturas, têm demonstrado que os resultados positivos do plantio direto foram consistentes quando as rotações de culturas incluíam plantas de cobertura, especialmente leguminosas como adubo verde (Pillon, 2000; Bayer et al., 2000b). A adoção do sistema plantio direto promoveu aumentos significativos no acúmulo de MOS quando comparado com o plantio convencional (Sá et al., 2001)

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização, histórico e estrutura do experimento

O experimento foi instalado num lote da Estação Experimental da Universidade Federal de Viçosa, em Coimbra-MG no ano 2004, com altitude de 650 m.s.n.m, latitude 20° 45' S e longitude 45° 51' W, com clima classificado como CWA (Verão quente e úmido com uma estação de inverno suave e chuvosa), de acordo com Köppen. As medias anuais da umidade relativa é de 85% e da precipitação de 1350 mm, concentrada nos meses de outubro a março. O solo é um Argissolo Vermelho-Amarelo cambico, fase terraço muito argiloso, de topografia plana e com declividade menor a 1% e têm sido cultivado por mais de 30 anos com culturas anuais tais como milho (*Zea mays* L.), feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) soja (*Glycine max* L. Merrill) e trigo (*Triticum aestivum*). A área têm recebido uma fertilização química regular e calagem durante períodos prévios à instalação do experimento. No quadro 1 apresenta-se a caracterização física e química do solo.

Quadro 1. Caracterização física e química do solo no lote experimental

Camada Solo	Textura ⁽¹⁾			pH ⁽²⁾ (CaCl ₂)	COT (³)	NT (⁴)	Ca (⁵)	Mg (⁵)	K (⁶)	Na (⁶)	$\delta^{13}\text{C}$ (⁷)
	Areia	Silte	Argila								
cm	-----%-----				-----g kg ⁻¹ -----		-cmol _c kg ⁻¹ -		--mg kg ⁻¹ --		%o
0-10	18	17	65	4.2	15,79	1,43	1,13	0,43	87,5	17,8	-19,54
10-20	18	17	65	4.1	14,35	1,31	1,42	0,44	65,0	17,8	-21,68
20-40	12	17	71	4.4	12,14	1,08	1,66	0,57	62,5	17,8	-22,43

⁽¹⁾ Determinação método da pipeta modificada (Ruiz, 2005).

⁽²⁾ pH em CaCl₂, relação 1:2,5 solo:solução (Embrapa, 1999)

⁽⁴⁾ Digestão sulfúrica e determinação por Kjeldahl (Tedesco et al., 1995).

⁽⁵⁾ Solução extratora: KCl 1 mol L⁻¹, determinação por espectrometria de absorção atômica (Embrapa, 1999).

⁽⁶⁾ Solução extratora: Mehlich 1, determinação por fotometria de chama (Embrapa, 1999).

⁽⁷⁾ Determinação por espectrometria de massa de razão isotópica.

O experimento consistiu do cultivo de milho, em que os tratamentos foram aplicações anuais de 0, 25, 50 e 100 t ha⁻¹ de cama de aviário, em base seca. Sendo a maravalha o material mais utilizado para a produção das camas usadas. Os cultivos foram realizados nos anos agrícolas de 2004/2005, 2005/2006, 2006/2007 e 2007/2008. Em todos os cultivos o

milho foi semeado em sistema plantio direto com aplicação superficial da cama de aviário em área total. As parcelas tinham 5,4 m de largura e 4 m de comprimento (21,6 m²), sendo constituídas por seis linhas de plantio do milho espaçadas de 0,9 m. A área útil da parcela (12,6 m²) correspondeu às quatro linhas de plantio centrais, eliminando-se 0,25 m nas extremidades. O delineamento do experimento foi em blocos casualizados com quatro repetições.

Em novembro de 2006 foram instalados lisímetros nas parcelas do experimento, a 60 cm de profundidade. Os lisímetros eram bandejas de chapa de alumínio de 4 mm, com 40 cm de largura e 60 cm de comprimento e foram construídas de maneira a favorecer o fluxo de água para um recipiente coletor com capacidade de 5 L. A confecção e procedimento de instalação dos lisímetros foram baseados na descrição de Jemison & Fox (1992).

O presente experimento corresponde ao cultivo do ano agrícola 2007/2008. A aplicação da cama de aviário foi em 11/12/2007 e o plantio do milho ocorreu em 19/12/2007. O milho semeado foi o híbrido DKB 390, com densidade de semeio para atingir uma população equivalente a 60.000 plantas por hectare. Durante o cultivo foram adotados os tratos culturais comuns à cultura do milho, sendo que a única adubação foi a aplicação da cama de aviário.

Após a ocorrência de chuvas a água acumulada nos recipientes coletores dos lisímetros foi retirada por meio de bomba de sucção. Os volumes foram medidos e tomaram-se amostras que foram armazenadas em recipientes plásticos para serem posteriormente conservados congelados em freezer até a análise.

Ao final do período vegetativo do milho, que foi caracterizado pela completa emissão da inflorescência feminina, foram coletadas amostras compostas de solo, de cinco amostras simples por parcela. As amostras simples foram coletadas na área útil das parcelas nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-40 cm. As amostras de solo foram secas ao ar à sombra, destorroadas, passadas em peneira com malha de 2 mm e homogeneizadas.

Nesta mesma época quatro plantas, em pleno desenvolvimento e em plena competição, foram cortadas rente ao solo em cada parcela útil. As plantas foram dissecadas em folhas, caule, pendões e espigas, que foram pesados. Foram tomadas amostras que foram acondicionadas em saco de papel e pesadas. As amostras foram secas em estufa de fluxo de ar forçado a 65 – 70 °C até obter de peso constante. Após a determinação do peso do material vegetal seco, ele foi moído em moinho tipo Wiley com peneira de 1,0 mm e reservado para análise.

Quando ocorreu o completo secamento das plantas de milho no campo, fez-se a colheita das espigas de todas as plantas da parcela útil. A produtividade foi expressa pela massa de grãos com umidade corrigida para 15 % de umidade.

No momento da aplicação da cama de aviário foram tiradas amostras, colocadas em saquinhos plásticos e guardadas em freezer para sua conservação. Destas amostras e das amostras das camas aviárias aplicadas nos anos anteriores foram tiradas subamostras para ser analisadas quimicamente. Estas subamostras foram analisadas diretamente para evitar a perdas de amônia e para corrigir o seu teor de umidade foram tiradas outras subamostras as quais foram pesadas e secas em estufa de fluxo de ar forçado a 65 – 70 °C até obter de peso constante.

3.2 Análises químicas

3.2.1 Cama de aviário

O material da cama de aviário for submetido à determinação dos teores de carbono e nitrogênio total, N-amoniacal, cálcio, magnésio potássio e sódio, segundo técnicas semelhantes às utilizadas para análises químicas de tecido vegetal e resíduos orgânicos descritas por Tedesco et al. (1995). Além disso foi realizado análise para caracterizar a razão isotópica $\delta^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ por espectrometria de massa de razão isotópica em espectrometria de fluxo contínuo (20-20, Anca GSL, Sercon, Crewe, UK) (Quadro2).

Quadro 2. Características químicas da cama de aviário

NT (1)	N-NH ₄ ⁺ (2)	Ca (3)	Mg (3)	K (3)	Na (3)	C (4)	C/N	$\delta^{13}\text{C}$ (5)		
----- kg t ⁻¹ -----							-----	‰	-----	
31,75	7,45	13,45	3,68	22,23	4,04	374	11,7	-19,35	-21,67	-22,73

(1) Digestão sulfúrica e determinação por Kjeldahl.

(2) Determinação direta por Kjeldahl de amostras dissolvidas em solução de KCl 1 mol L⁻¹.

(3) Digestão nítrico-perclórica e determinação do Ca e Mg por espectrometria de absorção atômica e K e Na por fotometria de chama (EMBRAPA, 1999).

(4) Determinação método Walkley & Black modificado (Yeomans & Bremner, 1988).

(5) Determinação por espectrometria de massa. Dados pertencentes às amostras dos anos 2005, 2006 e 2007 respectivamente.

3.2.2 Solo

3.2.2.1 Determinação do carbono orgânico e nitrogênio total do solo

Sub-amostras da TFSA foram trituradas e passadas em peneira de 0,149 mm para determinação de carbono orgânico total (COT) pelo método de oxidação via úmida, com aquecimento externo segundo método modificado de Walkley & Black com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em meio ácido como agente oxidante, com uma fonte externa de calor e titulação do excesso, com sulfato ferroso amoniacal de acordo com Yeomans & Bremner (1988). Para a determinação do N total (NT) o método utilizado foi o Kjeldahl conforme descrito por Tedesco et al. (1995).

3.2.2.2. Carbono e nitrogênio na matéria orgânica do solo oxidável em gradiente ácido

Para analisar frações lábeis e mais recalcitrantes da MOS, Chan et al. (2001) introduziram uma modificação no método clássico de determinação do COT do solo desenvolvido por Walkley & Black. No método original, o teor de COT é determinado pela utilização de uma única concentração de ácido sulfúrico (12 mol L^{-1}), mas com a modificação proposta por Chan et al. (2001), pode-se separar o conteúdo de COT em quatro frações com graus crescentes de oxidação, por meio da utilização de concentrações crescentes de ácido sulfúrico e, assim, obter um método mais sensível em detectar as alterações na MOS decorrentes do uso e manejo do solo.

Para determinação do teor de C orgânico oxidável em gradiente ácido, foram pesadas sub-amostras de 0,4 g. Estas sub-amostras foram trituradas e passadas em peneira de 0,210 mm (60 mesh), posteriormente foram acondicionadas em tubo de digestão, juntamente com 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ $0,167 \text{ mol L}^{-1}$. A partir desta etapa, sub-amostras individuais foram separadas em quatro frações de C orgânico oxidável (COox), tomando como base quatro concentrações crescentes de H_2SO_4 concentrado (1,5, 3,0, 6,0 e $9,0 \text{ mol L}^{-1}$):

Também foram determinados os teores de N orgânico oxidável em extratos de cada uma das diferentes sub-amostras por profundidade tratadas com $K_2Cr_2O_7$ $0,167 \text{ mol L}^{-1}$ e com seis concentrações crescentes de H_2SO_4 concentrado (0,5 , 1,0 , 1,5 , 3,0 , 6,0 e $9,0 \text{ mol L}^{-1}$).

3.2.2.3 Carbono e nitrogênio das frações matéria orgânica associada a minerais e matéria orgânica particulada

A obtenção destas frações da matéria orgânica foi realizada conforme método proposto por Cambardella e Elliott (1992). Este método combina uma dispersão química inicial da

amostra de solo com uma posterior separação física por peneiramento baseada em tamanho de partícula. Sub-amostras de solos coletadas nas diferentes profundidades tiveram a sua matéria orgânica fracionada fisicamente por meio do método que combina primeiro uma dispersão química do solo com uma subsequente separação física baseada em tamanho de partículas (Figura 1).

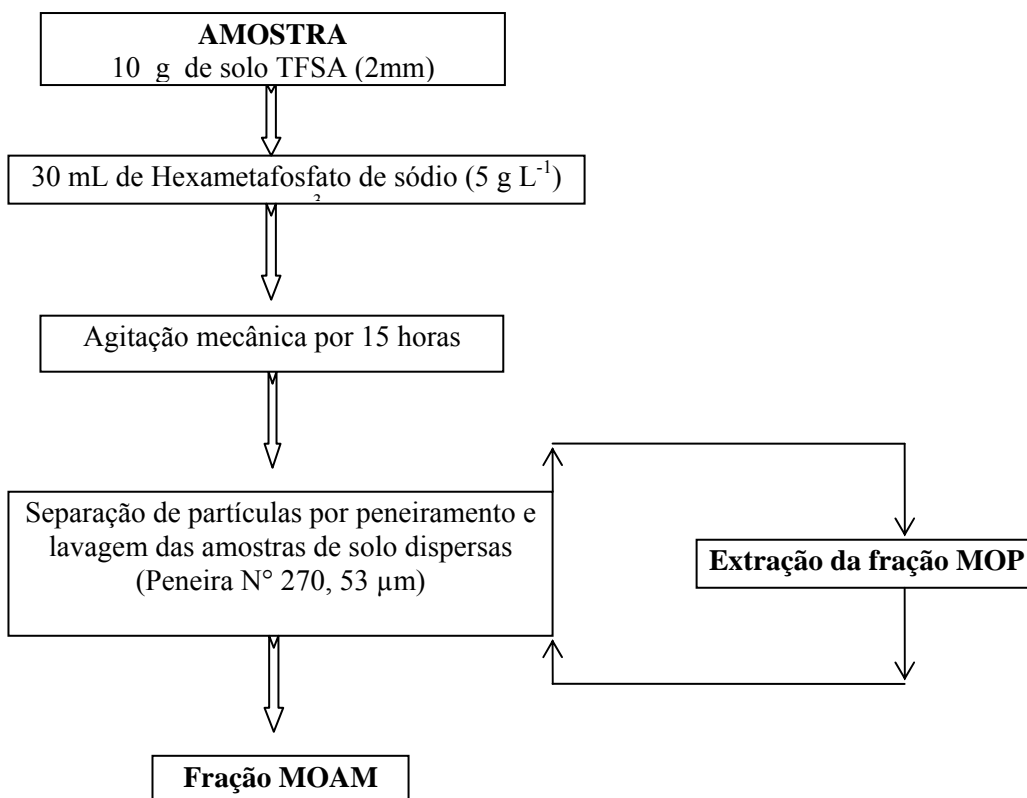


Figura 1. Diagrama demonstrativo do método de fracionamento físico da matéria orgânica do solo proposto por Cambardella e Elliott (1992).

Agita-se de forma mecânica uma suspensão de 10 g de amostra de solo seco ao ar e peneirado (2 mm) com 30 mL de hexametáfosfato de sódio (5 g L^{-1}) em tubo de centrífuga de 50 mL por 15 horas, visando dispersar o solo. Em seguida, as amostras de solo dispersas foram passadas por uma peneira de $53 \mu\text{m}$, coletado-se a fração menor que $53 \mu\text{m}$ num becker de 100 mL, sendo lavadas varias vezes com água destilada.

Em seguida o material do solo que foi coletado no becker após o peneiramento foi levado a estufa de fluxo de ar à $50 \text{ }^\circ\text{C}$ até secagem completa, obtendo-se então a massa da matéria orgânica associada aos minerais silte e argila (fração MOAM). O material retido na peneira foi transferido para um outro becker e também levado á estufa para secagem a $50 \text{ }^\circ\text{C}$, obtendo-se assim massa da matéria orgânica particulada (fração MOP).

Cada uma das frações foram posteriormente maceradas e submetidas à determinação dos teores de C orgânico total e N total mediante os métodos descritos por Yeomans & Bremner (1988) e Tedesco et al. (1995) respectivamente.

3.2.2.4 Carbono e nitrogênio nas substâncias húmicas

Foi realizado o fracionamento químico da MOS. Amostras de solo após serem maceradas e passadas em peneira de 100 mesh (0,149 mm) foram submetidas ao fracionamento de substâncias húmicas segundo o método sugerido pela International Humic Substances Society (SWIFT, 1996) (Figura 2).

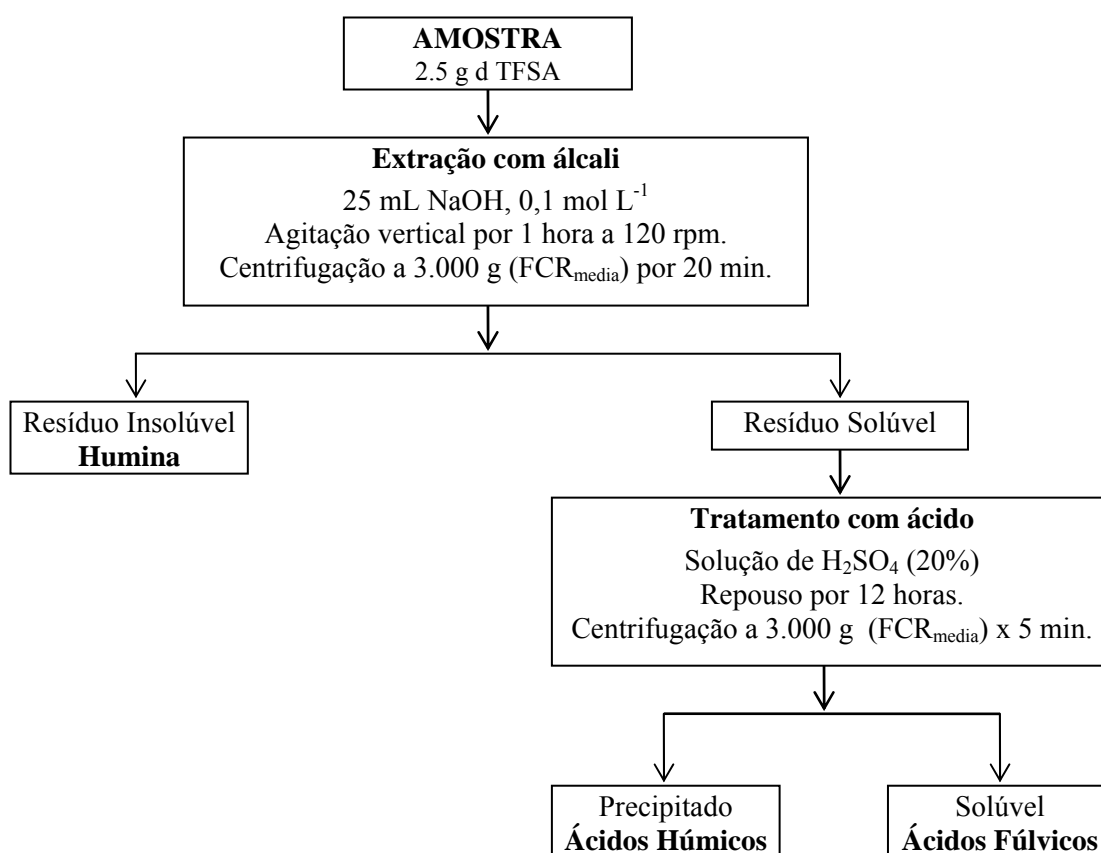


Figura 2. Esquema de fracionamento das substâncias húmicas. Adaptado de Schinitzer & Khan (1972) e Stevenson (1982) (Mendonça & Matos, 2005).

Baseando-se na solubilidade diferencial em soluções ácidas ou alcalinas, foram obtidas as seguintes frações: ácidos húmicos (FAH) solúveis em álcali e insolúveis em ácido; ácidos fúlvicos (FAF) solúveis em ácido e em álcali; e huminas (FH), insolúveis em álcali.

A determinação do C em cada fração húmica foi realizada pelo método de oxidação via úmida, com aquecimento externo (Yeomans & Bremner, 1988) e de N pelo método Kjeldahl descrito por Tedesco et al. (1995).

3.2.2.5. Fracionamento do nitrogênio em forma orgânica

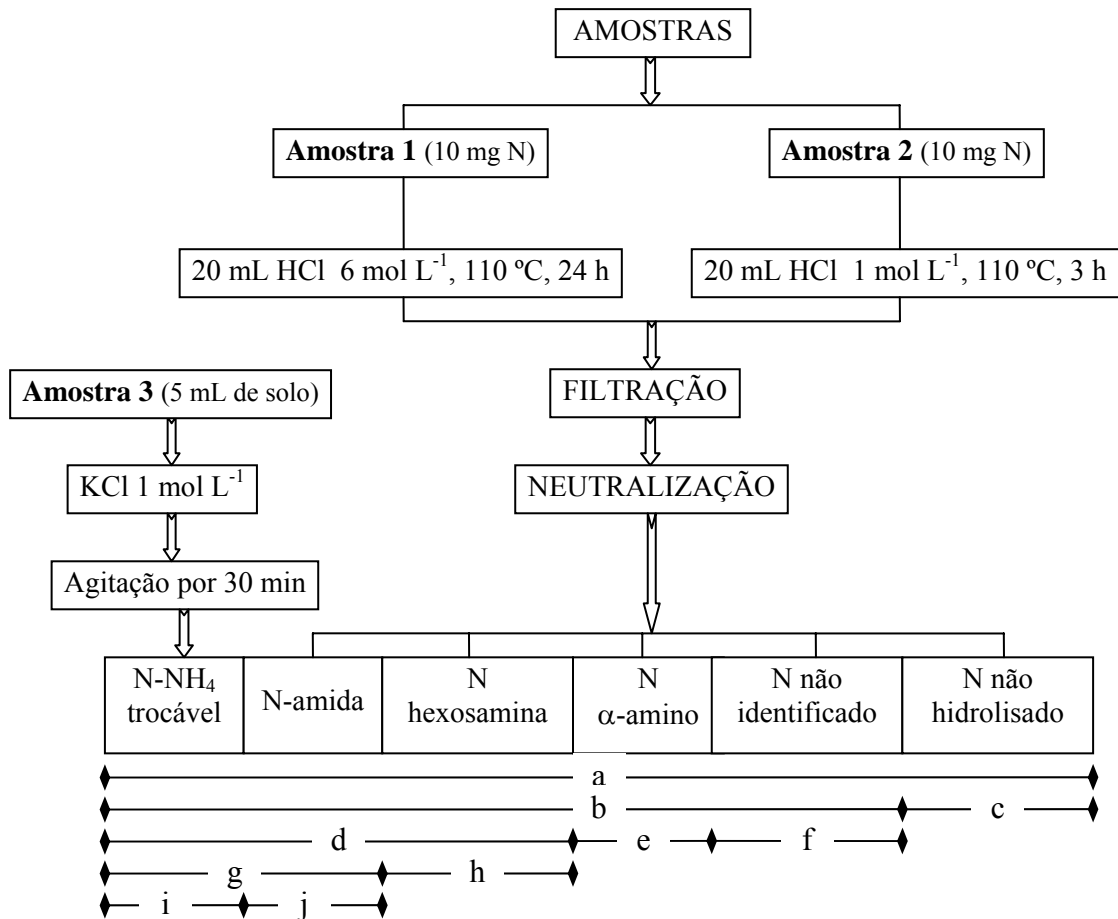
Sub-amostras de solo secas e peneiradas (TFSA) contendo, aproximadamente, 10 mg de N foram submetidas ao fracionamento do N do solo via hidrólise ácida conforme com o protocolo de Yonebayashi & Hattori (1980), uma adaptação do método de Bremner (1965), na qual houve uma elevação do tempo de hidrólise de 12 para 24 horas (Figura 3).

O protocolo utilizado consta de duas hidrólises ácidas, cada uma utilizando 10 g de solo e 20 mL de solução de HCl, aquecidos a 110°C, sob refluxo, em condensador tipo Liebig. Em uma das hidrólises, fez-se uso de HCl 6 mol L⁻¹, que ficou sob refluxo durante 24 horas. Na outra, empregou-se HCl 1 mol L⁻¹, sob refluxo durante 3 horas. Em seguida, os hidrolisados foram submetidos a filtração a vácuo, em papel de filtro quantitativo, e o pH foi então corrigido para 6,5 com NaOH. Simultaneamente procedeu-se também à extração do amônio do solo com KCl 1 mol L⁻¹ relação solo-extrator de 1:10.

No hidrolisado de 24 h, determinou-se o N-Total hidrolisado (a), submetendo uma alíquota à digestão sulfúrica, seguido da destilação com 10 mL de NaOH. Para dosar a fração N- α -amino (e), submete-se, uma alíquota de 5 ml do hidrolisado ao aquecimento em banho-maria (\approx 90°C), na presença de 500 mg de ácido cítrico e 100 mg de niydrina por 30 minutos, precessando-se, em seguida, a destilação com solução tampão de fosfato-borato pH 11,2. A fração N-hexosamina + N-amida + N-NH₄ trocável (d) é obtida mediante destilação do hidrolisado, na presença da solução tampão de fosfato-borato pH 11,2.

No hidrolisado 3 h, é obtida a fração N-amida + N-NH₄ trocável pela destilação com MgO (g). O amônio, evoluído de todas as destilações, foi coletado em 5 mL da solução indicadora mista de ácido bórico, realizando-se a dosagem do N por meio de titulação com HCl padronizado.

No que se refere a fração N-hexosamina (h) foi estimada pela diferença entre frações (d) e (g); a fração N-amida (j), oriunda da diferença entre as frações (g) e (i); a fração N-não identificado (f) foi obtida pela diferença entre a fração (b) e o somatório das frações (d) + (e). A fração N-não hidrolisado (c) foi estimada pela diferença entre N-total do solo (a) e a fração N-total hidrolisado (b).



- a = N-total solo (micro Kjeldahl);
 b = N-total hidrolisado total da amostra 1 (micro Kjeldahl);
 c = N-não Hidrolisado: a – b;
 d = N (NH₄⁺ trocável + amida + hexosamina) (destilado com tampão fostato-borato, pH 11,2 na amostra 1);
 e = N-α-amino da amostra 1 (NaOH 0,5 mol L⁻¹; evaporação em banho maria por 20 min; 0,5 g de ácido acético e 0,1 g de ninhidrina; banho maria por 30 min e destilação com tampão fosfato-borato, pH 11,2 e NaOH 5 mol L⁻¹);
 f = N-hidrolisado não identificado: b – (d + e);
 g = N-amida + N-NH₄⁺ trocável (determinando na amostra 2 pela destilação com MgO);
 h = N-Hexosamina: d – g;
 i = N-NH₄⁺ trocável (determinação na amostra 3 pela destilação com MgO);
 j = N-amido: g – i.

Figura 3. Diagrama demonstrativo do método de hidrólise ácida contínua empregada no fracionamento do N orgânico, proposto por Yonebayashi & Hattori (1980) de acordo com Camargo et al. 1999.

3.2.2.6 Razão isotópica ¹³C/¹²C nas diferentes frações da matéria orgânica do solo

A determinação da razão isotópica do ¹³C/¹²C foi realizada com a finalidade de determinar a contribuição do C vindo da cama de aviário e dos resíduos da cultura de milho para a formação das diferentes frações da matéria orgânica. As camas de aviário usadas eram compostas de resíduos de plantas lenhosas (maravalha e casca de café) que são plantas de

rota fotossintética C₃, enquanto o milho é uma gramínea da rota C₄. Sabe-se que plantas C₃ discriminam mais o ¹³C da atmosfera do que plantas C₄, apresentando menor razão ¹³C/¹²C em sua composição.

Ao serem incorporados à fração orgânica do solo, em diferentes quantidades e profundidades no perfil do solo, os resíduos de cama de aviário e de milho irão proporcionar um valor intermediário de razão isotópica do ¹³C/¹²C à MOS e é este valor que irá expressar qual dos resíduos foi mais efetivo para a manutenção dos níveis e estabilidade dessa MOS. Esta análise foi feita em um espectrômetro de massa de razão isotópica de alta sensibilidade, onde a razão isotópica das amostras é obtida por comparação com o padrão PDB (Pee Dee Belemnita), de acordo com a seguinte fórmula (Bernoux et al., 1998):

$$\delta^{13}\text{C} = \left(\frac{\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \text{ amostra} - \frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \text{ padrão}}{\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \text{ padrão}}} \right) \times 1000$$

Depois de calculada a abundância de ¹³C nas amostras, de acordo com a equação acima, foram feitos cálculos para estimar a contribuição da cama de aviário no aporte de C do solo. Para isso, será utilizada a seguinte equação, a partir da qual pode-se calcular quanto do carbono é oriundo da cama de aviário:

$$\% C_c = \frac{\delta_{STr} - \delta_S}{\delta_C} \times 100$$

em que %C_c é a contribuição do carbono da cama, δ_{STr} é a abundância natural do ¹³C nas amostras de solo nos tratamentos com cama de aviário, δ_S é abundância natural do ¹³C nas amostras de solos sem contribuição da cama de aviário e δ_C é abundância natural do ¹³C nas amostras das camas de aviário.

Para melhor compreender o grau de estabilidade das frações da MOS em que o C da cama de aviário foi incorporado, sub-amostras de solo, das camadas de 0-10 e 10-20 cm de profundidade, foram tratadas com cinco concentrações crescentes de H₂SO₄ (0,1, 0,5, 3,0, 6,0 e 12,0 mol L⁻¹), e a razão ¹³C/¹²C foi determinada no material mais recalcitrante que ficou no solo após a oxidação.

3.2.3. Amônia volatilizada

Imediatamente após a aplicação da cama foram instalados nas parcelas coletores de amônia semi-abertos e estáticos conforme modelo proposto por Lara Cabezas & Trivelin (1990). Os coletores foram construídos com tubos de PVC de 20 cm de diâmetro e 60 cm de altura, inseridos no solo 5 cm. Para a captura da amônia volatilizada foram utilizados discos de espuma de nylon com 15 cm de diâmetro (densidade = $0,012 \text{ kg dm}^{-3}$) e 3 cm de espessura, embebidos em solução 1 mol L^{-1} de H_2SO_4 mais 30 mL L^{-1} de glicerina. Em cada coletor o disco de espuma foi instalado a 20 cm do solo. Um segundo disco com 20 cm de diâmetro foi instalado 10 cm abaixo da parte superior do coletor para evitar contaminação da unidade coletora com NH_3 da atmosfera externa. Os coletores foram instalados imediatamente após a aplicação da cama aviária, sendo localizados nas parcelas sobre as entrelinhas do plantio. Foram realizadas coletas das unidades de captura de amônia aos 3, 7, 11, 15, 21, 28, 35, 42, 52 e 62 dias após a instalação dos coletores. A cada coleta a unidade de captura era substituída por uma nova unidade, e eram acondicionadas em saco plástico e conservadas em geladeira até a análise. As espumas isolantes também foram substituídas a cada coleta.

Para determinação da NH_3 capturada pela espuma, foram realizadas três lavagens sucessivas com a finalidade de extrair o sulfato de amônio formado, utilizando para isso 80 mL de uma solução de KCl $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ para efetuar uma primeira lavagem, e posteriormente mais duas lavagens com 40 mL de água destilada. Todos esses volumes foram transferidos para tubos de destilação, juntamente com a espuma cortada em pequenos pedaços. Procedeu-se logo a destilação Kjeldahl utilizando uma solução de NaOH 10 mol L^{-1} como alcalinizante. A NH_3 evoluída foi capturada em solução indicadora mista com ácido bórico, determinando-se os teores do N amoniacal por titulação colorimétrica (Tedesco et al., 1995).

A partir dos teores de NH_3 determinados nas espumas coletadas foram calculadas as quantidades de amônia volatilizadas (kg ha^{-1}) em cada período de coleta. A quantidade cumulativa de N- NH_3 volatilizada representa a soma das quantidades de N- NH_3 determinadas em cada coleta.

O cálculo da proporção do N amoniacal aplicado com as camas de aviário que foi perdido por volatilização de amônia foi feito subtraindo-se da quantidade de amônia volatilizada nos tratamentos com camas de aviário e a quantidade de amônia volatilizada no tratamento sem cama de aviário, conforme a fórmula:

$$\text{N-NH}_3(\%) = \frac{(\text{N-NH}_3 \text{ cama de aviário}) - (\text{N-NH}_3 \text{ sem cama de aviário})}{\text{N-NH}_3 \text{ aplicado no tratamento}} \times 100$$

3.2.4 Nitrogênio lixiviado

Determinou-se na água percolada nos lisímetros os teores de nitrogênio total (NT) e nitrogênio mineral (NH_4^+ e NO_3^-).

Foi feito registro diário de precipitação na estação experimental com a finalidade de acompanhar a quantidade de água de chuva que entrou no sistema e verificar a descida da água por percolação.

Durante o período experimental foram realizadas coletas das soluções nos lisímetros aos 7, 53, 59, 78, 89 e 97 dias após a aplicação da cama de aviário. Nesses dias os lixiviados foram medidos o volume e retiradas sub-amostras para caracterização do N lixiviado. Foram determinados os teores de NT, N-NH_4^+ e N-NO_3^- segundo métodos descritos por Tedesco et al. (1995).

Para as análises de NT, foi transferido mediante pipeta 30 mL das amostras de lixiviado recém homogeneizada para um tubo de ensaio ao qual foi adicionado 3 mL de H_2SO_4 concentrado, aquecidas em bloco digestor inicialmente a 110 °C para evaporar a água até ficar no tubo em torno de 5 mL da solução, adicionando posteriormente 0,7 g de mistura de digestão a cada tubo e aumentando a temperatura do bloco a 250 °C por 20 minutos e para logo aumentar a temperatura a 360°C até clareamento da solução. A determinação do NT foi feita no destilador Kjeldahl com arraste de vapor.

Para a determinação do NH_4^+ e NO_3^- , uma alíquota de 50 mL do lixiviado foi colocada num tubo de ensaio de 250 mL para ser destilada em duas etapas em destilador Kjeldahl com arraste de vapor, numa primeira etapa para determinar o NH_4^+ e numa segunda para determinar nitratos mediante o uso de 0,2 g de liga devarda.

A quantidade das formas de N lixiviada em cada coleta foi estimada multiplicando-se os teores no lixiviado pelo volume de água coletado e a somatória destas quantidades foi o total lixiviado no período experimental.

As quantidades de N orgânico foram estimadas pela diferença entre as quantidades de NT e N mineral.

3.2.5 Nitrogênio no material vegetal das plantas de milho

O N foi determinado mediante o método Kjeldahl, no qual numa primeira etapa o material vegetal sofreu uma digestão úmida com uma mistura de H₂SO₄ (98%) e H₂O₂ (30%), em meio aquecido, promovendo a redução do N-orgânico (NH₂) dos tecidos vegetais a NH₄⁺, formando (NH₄)₂SO₄. Posteriormente numa segunda etapa de destilação por arraste de vapor, a amônia produzida na digestão foi destilada em meio fortemente alcalino (NaOH 40%), o qual foi coletada numa solução de ácido bórico e titulado com uma solução de ácido clorídrico padronizado (Tedesco, et al., 1995).

O N acumulado pela planta foi obtido pelo produto entre o teor de N e a quantidade de matéria total seca produzida pelos diferentes órgãos da parte aérea das plantas coletadas.

3.2.5.1 Recuperação aparente do nitrogênio aplicado.

Para a estimativa da recuperação pela cultura de milho do N aplicado nos tratamentos com a aplicação de cama de aviário, foram utilizados os valores de N acumulado nas plantas. As quantidades de N acumuladas pela cultura de milho nesses tratamentos foram subtraídas da quantidade de N acumulada pelo milho no tratamento sem aplicação de cama de aviário, ou seja, a testemunha. Essa metodologia pressupõe que a aplicações do material orgânico não afetam a taxa de mineralização do N da matéria orgânica do solo. Por isso, o valor resultante desta estimativa é denominado de recuperação “aparente” do N aplicado. A recuperação aparente de N foi calculada por meio da equação proposta por Mitchell & Teel (1977) (Gonçalves, 2005).

$$\text{RaN} = \frac{(\text{NAPf} - \text{NAPsf})}{\text{Naf}} \times 100$$

Onde, **RaN** é a recuperação aparente do N aplicado nos tratamentos pela cultura de milho, em %; **NAPf** é a quantidade de N acumulado pelas plantas nos tratamentos com cama de aviário (Kg); **NAPsf**, é a quantidade de N acumulado pelas plantas no tratamento testemunha; **Naf** é a quantidade de N aplicado com os tratamentos.

3.3 Análises estatísticas

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as interações significativas foram desdobradas, sendo os tratamentos quantitativos avaliados por meio de regressão. Para isso foram ajustadas regressões polinomiais entre as variáveis dependentes em função das variáveis independentes. Foram testados diferentes modelos e a escolha foi

baseada na significância de cada um dos coeficientes da regressão pelo teste de F ($P < 0,10$), e no valor do coeficiente de determinação. As análises estatísticas foram realizadas com o programa SAEG.

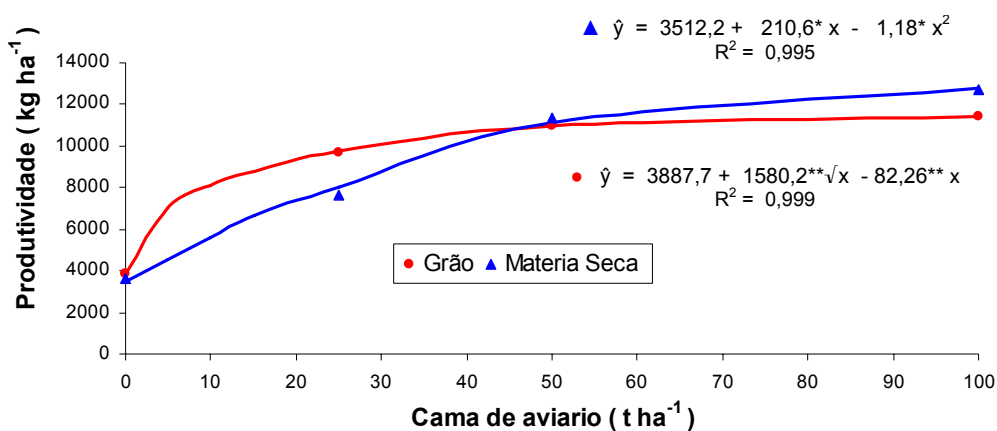
A dose de cama de aviário que atingiu a máxima eficiência física (\hat{y} máx) de produção de grão, foi estimada baseada na equação que relaciona a produção de grãos com as doses de cama de aviário e, nos modelos quadrático e raiz quadrática esta máxima eficiência foi obtida ao igualar a primeira derivada da equação a zero. A produção máxima econômica foi estimada como a dose requerida para obter a produção equivalente a $0.9 \hat{y}$ máx (Alvarez, 1985).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Efeitos da aplicação de cama de aviário ao solo na cultura do milho

4.1.1 Produtividade de grãos e produção de Matéria Seca

No quarto e ultimo ano de cultivo do experimento a produtividade de grãos e a produção de matéria seca foram influenciadas significativamente pelas aplicações de cama de aviário (Figura 4). A produção de grãos y matéria seca foi aumentada com as doses crescentes de cama de formas quadrática em base raiz quadrada e quadrática respectivamente.



Efeitos significativos aos níveis de: (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F.

Figura 4. Produtividade de grãos e de matéria seca da parte aérea do milho em um solo adubado com doses crescentes de cama de aviário.

As produtividades de grãos e de matéria seca variaram, em média, de 3883 a 11461 kg ha⁻¹ e de 3653 a 12739 kg ha⁻¹ nos tratamentos sem aplicação de cama e dose máxima (100 t ha⁻¹), respectivamente, com um aumento de 2,95 vezes para grãos e 3,48 para matéria seca.

Para a variável produtividade de grão, nos primeiro, segundo e terceiro anos de cultivo o comportamento foi similar ao apresentado no quarto ano, ajustando-se melhor o modelo quadrático em base raiz quadrada, com faixas de produções de 4423 a 8880, de 6450 a 11377

e de 7360 a 11914 kg ha⁻¹, respectivamente, representando ganho máximo de 100,8, 76,4 e 61,9% em comparação ao tratamento testemunha (Abdala, 2008).

No quarto ano, a produtividade física máxima (\hat{y} máx) foi estimada como 11461 kg ha⁻¹, necessitando, portanto, de uma dose de cama de aviário de 92,3 t ha⁻¹. Entretanto uma produtividade mais econômica de 10317 kg ha⁻¹, representada por 0,9 \hat{y} máx, foi obtida com uma dose de 34,2 t ha⁻¹.

Quando se compara a produção de matéria seca e produtividade de grãos em cada dose de cama, em relação à dose imediatamente inferior, observa-se que os incrementos foram decrescentes, pois para cada tonelada de cama aplicada, ocorreram aumentos de 160,5, 74,2 e 13,6 kg ha⁻¹ de matéria seca e de 233,7, 24,7 e 5,0 kg ha⁻¹ de grãos nas doses de 25, 50 e 100 t ha⁻¹ de cama, respectivamente. Isso mostra uma redução na eficácia da cama de aviário na cultura do milho à medida que ocorre um aumento na dose aplicada. Isso também ficou evidenciado por Durigon (2000) quando utilizou doses de até 40 m³ ha⁻¹ de dejetos de suínos na produção de matéria seca em pastagem natural, durante 4 anos.

Possivelmente a explicação seja dada devido a que a dose máxima requerida de cama de aviário por a cultura de milho foi de 34,2 t ha⁻¹ para uma máxima produtividade econômica (10317 kg ha⁻¹), e, além disso, que o material orgânico esteja liberando nutrientes aos poucos por efeito da baixa mineralização por estar depositado na superfície e não incorporado na massa do solo.

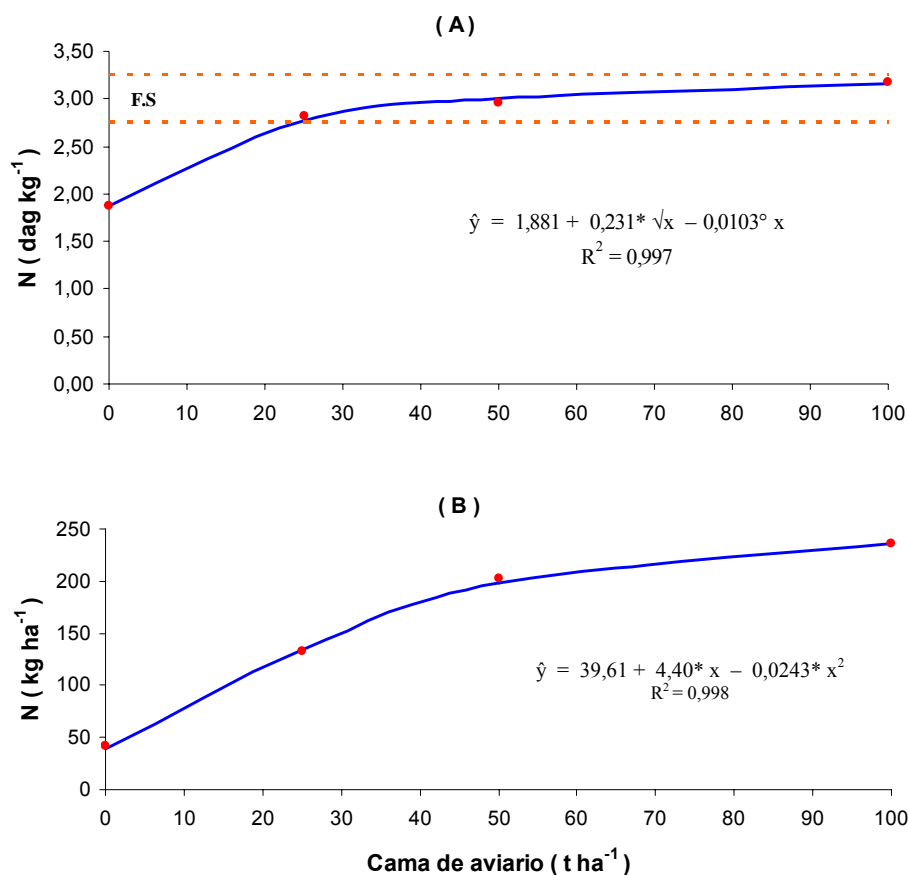
O potencial fertilizante da cama aviária na cultura de milho é relativamente pouco conhecido no Brasil, a maioria de trabalhos realizados tem sido com dejetos de suínos, sobretudo de forma líquida, e usando mais que tudo as culturas de aveia, trigo e cevada como plantas indicadoras (Almeida, 2000; Franchi, 2001; Port, 2002; Arns, 2004; Giacomini & Aita, 2008).

4.1.2 Teor Foliar e acúmulo de nitrogênio nas plantas de milho

A análise estatística dos resultados indicou que houve efeito positivo das diferentes doses de cama aviária nos teores de N foliar e acúmulo de N pela parte aérea do milho. Na época do aparecimento da inflorescência feminina os teores de N foliar e a quantidade de N acumulada nas plantas foram incrementados de maneira quadrática em base raiz quadrada e quadrática, respectivamente, com as doses crescentes de cama de aviário (Figuras 5A e 5B).

Os teores nas folhas variaram, em média, de 1,88 a 3,18 dag kg⁻¹, correspondendo aos tratamentos sem aplicação de cama e a dose máxima (100 t ha⁻¹), respectivamente, indicando

um incremento de 1,69 vezes, e os conteúdos variaram de 41,6 a 235,9 kg ha⁻¹ com aumento de 5,68 vezes.



Efeitos significativos aos níveis de: (°) 10% e (*) 5% de probabilidade, pelo teste de F.

Figura 5. Teor foliar (A) e acúmulo de N (B) na parte aérea das plantas de milho, por ocasião do florescimento, em função das doses de cama de aviário. A faixa pontilhada indica o intervalo no quais os teores foliares de N estão na faixa adequada (fs) (Malavolta et al, 1989; Coelho & França, 1995; EMBRAPA, 1999).

Os teores foliares de N das plantas de milho encontrados no presente estudo para as doses iguais ou maiores que 25 t ha⁻¹ quando comparados com teores foliares de N compilados de diversos estudos (Coelho & França, 1995, Malavolta et al., 1997) são considerados adequados para culturas produtivas de milho. Um teor foliar de 2,88 dag kg⁻¹ foi obtido para uma dose de cama de aviário de 34,2 t ha⁻¹, dose esta estimada para atingir a produtividade máxima econômica de 10.317 kg ha⁻¹. Portanto, esta dose estimada foi suficiente para prover o N requerido (161,7 kg ha⁻¹) para o desenvolvimento da cultura. Segundo Coelho e França (1995), ao correlacionar a quantidade de N extraída pela cultura do milho com produtividade,

estimaram que para atingir uma produtividade de grãos entre 9000 a 10000 kg ha⁻¹, a planta de milho precisa extrair de 187 a 217 kg ha⁻¹ de N.

4.1.3 Recuperação aparente do nitrogênio aplicado

A partir das quantidades de N acumulado na parte aérea das plantas de milho na época de máximo crescimento vegetativo e das quantidades de N adicionado em cada tratamento foi calculada a recuperação aparente do N (RaN) aplicado via adubação com cama de aviário (Quadro 3).

A recuperação aparente pelo milho do N total aplicado via cama de aviário decresceu à medida que foi aumentada a doses de cama; o milho recuperou 11,06 % do N total da cama aplicada com a dose de 25 t ha⁻¹ e diminuiu até 6,12 % com a aplicação da maior dose testada (100 t ha⁻¹). Embora o teor de N foliar e o acúmulo de N nas plantas de milho foram incrementados com o aumento das doses de cama de aviaria, os resíduos sólidos de cama aviaria que fica na superfície do solo, as perdas por volatilização e lixiviação das diferentes formas de N aplicadas via cama, assim como também a provável menor taxa de mineralização do N orgânico desta ao longo do período vegetativo da cultura de milho justificam esse resultado.

Quadro 3. Recuperação aparente do nitrogênio (RaN) aplicado via cama de aviário pela cultura do milho

Cama aviaria (t ha ⁻¹)	N aplicado ⁽¹⁾ (kg ha ⁻¹)	N acumulado ⁽¹⁾ (kg ha ⁻¹)	RaN ⁽¹⁾ (%)
0	-	41,55	-
25	793,8	129,31	11,06
50	1587,5	202,84	10,16
100	3175,0	235,99	6,12

⁽¹⁾ Média de quatro repetições.

Marques (2005), trabalhando com a cultura de aveia, encontrou uma recuperação aparente do N aplicado nos tratamentos com cama sobreposta que variou de 7,5 % na maior dose a 10,5 % na menor dose. Esses valores são baixos e relativamente próximos daqueles encontrados por Arns (2004) de 14,2%, O'Shea (2000) de 12% e Giacomini (2005) de 12,9%, o que evidencia o baixo potencial de fornecimento de N às culturas por este material orgânico. Já Arns (2004) trabalhando com a cultura da aveia-branca, estimou em 15,5% a eficiência da cama sobreposta de suíno como fertilizante. Loecke et al. (2004), baseando-se na curvas de resposta do milho, verificaram que a cultura recuperou aproximadamente 17,5% dos 340 kg ha⁻¹ de N total aplicados com a cama sobreposta de suíno. Segundo Giacomini & Aita, (2008)

num experimento realizado por O'Shea (2000), em que foram aplicados 144 kg ha⁻¹ de N total através da cama sobreposta de suínos, constituída de palha de cereal, num plantio de cevada esta recuperou 12% do N aplicado. Estes valores obtidos com cama sobreposta de suíno estão próximos aos encontrados no presente trabalho com cama de aviário.

Por outro lado com a aplicação de N mineral no milho, Port (2002) usando uréia encontrou uma recuperação aparente do N de 56,1% e Almeida (2000) de 53,6%.

Em estudos realizados com a cultura de milho em latossolos utilizando métodos isotópicos com ¹⁵N, diferentes pesquisadores têm encontrado eficiências também diferentes de recuperação do N do fertilizante mineral, mas em media de 43%, mas, em torno de: 50%. (Grove et al., 1980); 57% (Coelho et al., 1991); 43% (Villas Boas et al., 1999); 30% (Lara cabezas et al., 2000); 34 a 49% (Figueiredo et al., 2005); 40 a 50% (Silva et al., 2006) e 39% (Duete et al., 2008).

Os estudos realizados por O'Shea (2000), Canabarro et al. (2003), Mattei et al. (2003) e Arns (2004) tiveram como resultado em comum, a baixa eficiência da cama sobreposta de suínos em fornecer nitrogênio para as culturas, considerando o primeiro cultivo após sua aplicação ao solo. As doses utilizadas nesses estudos variaram de 10 a 52 toneladas por hectare de cama sobreposta de suíno. Entretanto, a cama sobreposta aplicada ao solo com o objetivo de suprir as exigências de nitrogênio das gramíneas (trigo, cevada e milho), de modo geral foi inferior aos dejetos líquidos e a aplicação de uma fonte mineral (p. ex. uréia), quando aplicados numa mesma dose de N total, evidenciando uma dinâmica de disponibilização lenta para a cama sobreposta. O'Shea (2000) após realizar os estudos antes mencionados, concluiu que a quantidade de cama que resulta no máximo crescimento de plantas situa-se entre 15 a 60 t ha⁻¹. Segundo esse autor, o valor fertilizante versus o ótimo retorno financeiro foi obtido com as doses de 15 a 20 t ha⁻¹.

Os resultados desse trabalho mostram que, embora a aplicação de cama de aviário tenha aumentado a produtividade de grãos de milho em relação ao tratamento testemunha, o seu potencial de fornecimento de N está muito aquém da demanda de N da cultura.

Comparando os valores encontrados usando adubação orgânica com cama de aviário, é possível evidenciar o pequeno efeito imediato da cama de aviário como fonte de N para a cultura de milho.

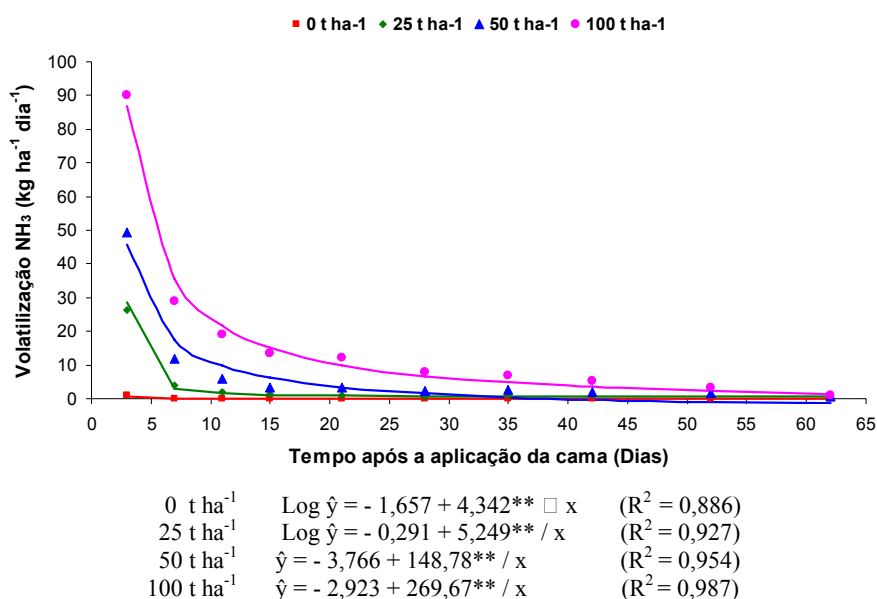
Em estudos futuros é necessário avaliar o efeito residual das camas de aviário, com ênfase no potencial de mineralização do N orgânico assim como também o efeito quando este material é incorporado ao solo.

4.2 Volatilização e Lixiviação de nitrogênio

4.2.1 Volatilização de amônia

As aplicações de cama de aviário influenciaram significativamente as taxa de volatilização. A interação entre a dose de cama aviaria e o período depois da aplicação do adubo foi significativa para as variáveis volatilização acumulada de N-NH₃ (p<0,01) e taxa diária de volatilização de N-NH₃ (p<0,01).

As perdas de N por volatilização de amônia foram proporcionais às doses aplicadas. A partir dos valores das taxas de emissão de NH₃ coletada nas espumas foram ajustadas, para cada dose de cama aplicada, modelos de equações de regressão em função do tempo de coleta, apresentando-se modelos de tipo logaritmo recíproco para as doses de 0 t ha⁻¹ (R²= 0,886) e 25 t ha⁻¹ (R²= 0,927) e inverso para as doses de 50 t ha⁻¹ (R²= 0,954) e 100 t ha⁻¹ (R²= 0,987) (Figura 6).

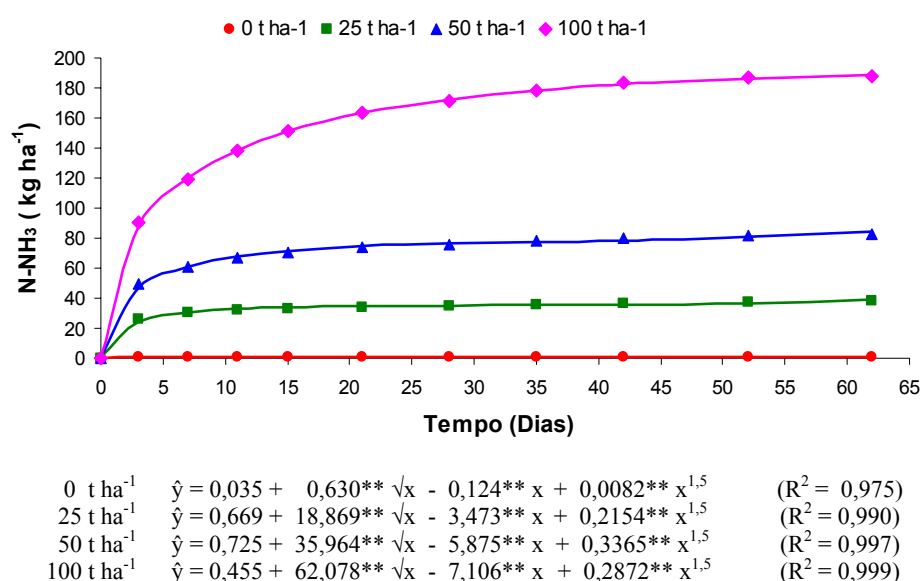


Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 6. Taxa de volatilização de amônia no solo de acordo com o tempo após a aplicação superficial de cama de aviário.

Estes modelos mostram que nos três primeiros dias, do período total de avaliação, apresentou-se a maior taxa de volatilização da amônia com 69%, 60% e 48% do total volatilizado para as doses de 25, 50 e 100 t ha⁻¹ respectivamente, caindo para 2,1%, 2,7% e 4,3% aos 28 dias e para 0,7%, 0,7% e 0,6% na última coleta (62 dias). Segundo Sommer & Hutchings (2001), aproximadamente 50% das perdas ocorrem nas primeiras 24 horas da aplicação, e quantidades significativas continuam perdendo-se durante os próximos 10 dias.

A interação entre a dose e o período depois da aplicação da cama de aviário do adubo foi significativa para a variável volatilização acumulada de N-NH₃ (p<0,01). A volatilização acumulada aumentou com o período depois da adubação, apesar de que as taxas de perda de amônia terem sido decrescentes ao longo do período estudado. Constatou-se maiores valores de volatilização acumulada (kg/ha) nas doses mais elevadas de cama (Figura 7). Sendo estas de 186,8, 81,2 e 36,7 kg ha⁻¹ para as doses de 100, 50 e 25 t ha⁻¹ após de ter sido descontado os 1,42 kg ha⁻¹ de N-NH₃ volatilizada no tratamento sem aplicação de cama.



Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (°) 10%, (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 7. Volatilização acumulada de amônia no solo de acordo com o tempo após a aplicação superficial de cama de aviário.

As perdas de N-NH₃ acumuladas, ao longo dos 62 dias de avaliação, foram de forma cúbica em base raiz (Figura 7). As perdas acumuladas de N-NH₃ no período em estudo equivaleu a 19,7%, 21,8% e 25,1% do N aplicado em forma amoniacal e de 4,6%, 5,1% e 5,9% do nitrogênio total, para as doses de 25, 50 e 100 t ha⁻¹ de cama de aviário, respectivamente (Quadro 4), indicando uma correlação alta e positiva (r=0,998) da perda por volatilização com o aumento da doses de cama.

Observa-se, ainda, que a perda de N-NH₃ medida na primeira coleta, efetuada aos 3 dias seguinte à adubação, foi a principal responsável pela maior percentagem da volatilização acumulada de N-NH₃ no período, sendo 71,6%, 60,7% y 48,2% da perda total acumulada nas adubações com 25, 50 e 100 t ha⁻¹ de cama aviaria respectivamente, já aos 11 dias estas perda estavam em torno de 87,1%, 82,5% e 73,9% e aos 35 dias por encima do 95% (97,8%, 96,3% e 95,5%).

Quadro 4. Quantidade (kg ha^{-1}) e proporção de amônia volatilizada em relação ao tempo após a aplicação superficial da cama aviária

Doses (t ha^{-1})	NH_4^+	Volatilização de N-NH_3 (kg ha^{-1})								
		3 dias	%	11 dias	%	35 dias	%	Total	% ¹	% ²
0	0	0,92	74,2	1,00	80,6	1,14	91,8	1,24	-	-
25	186,4	26,29	71,6	31,97	87,1	35,92	97,8	37,95	19,7	4,6
50	372,7	49,32	60,7	66,95	82,5	78,17	96,3	82,43	21,8	5,1
100	745,5	90,08	48,2	138,05	73,9	178,37	95,5	188,03	25,1	5,9

¹ Perda referente à quantidade de N-amoniaco aplicado com a cama.

² Perda referente à quantidade de NT aplicado.

4.2.2 Lixiviação de nitrogênio

4.2.2.1 Volume de água coletada nos lisímetros

Na figura 8 é apresentada a precipitação registrada no período de avaliação da lixiviação, mostrando os dias chuvosos e os dias de coleta do lixiviado, aos 7, 53, 59, 78, 89 e 97 após a aplicação da cama de aviário, pode-se também perceber que as coletas foram realizadas após precipitações superiores a 30 mm, as únicas que levaram ao acúmulo de lixiviado no recipiente coletor dos lisímetros. As chuvas com valores menores a 30 mm de precipitação, não houve coleta de lixiviado devido, possivelmente, à evaporação e a retenção da água pela massa do solo antes de atingir as camadas mais profundas do solo (> 60 cm de profundidade).

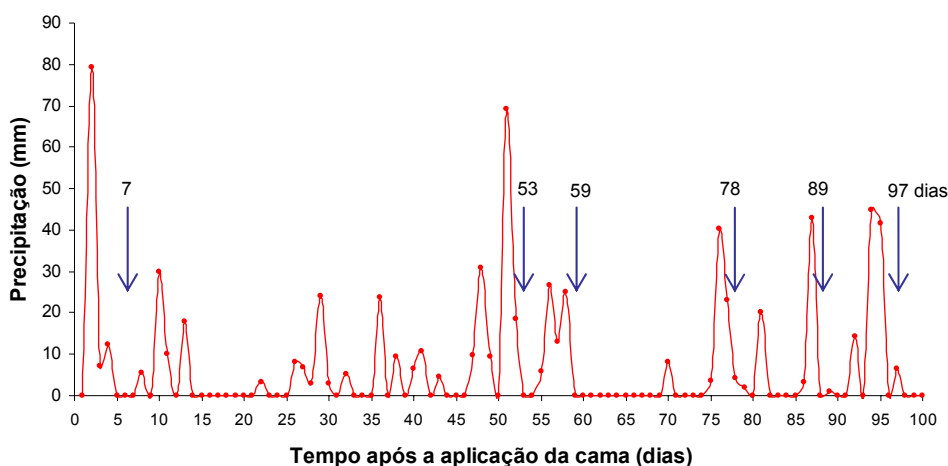


Figura 8. Precipitação apresentada entre 11/12/2007 e 19/03/2008, dentro do período experimental. As setas indicam os dias, desde a aplicação da cama de aviário, em que coletaram-se água lixiviada nos lisímetros.

As quantidades de lixiviado coletados foram diferentes significativamente entre épocas de coleta ($p < 0,01$) e entre as doses de cama de aviário ($p < 0,01$) (Figura 9). Esta diferença

apresentada entre épocas de coleta foi devido à variação nas intensidades das chuvas durante o período. Já a diferença entre doses é devida, possivelmente, ao efeito esponja gerado pela espessura da camada formada pela cama aplicada sobre a superfície do solo, a qual retém água da chuva evitando a sua saída da área por escoamento superficial, e sendo posteriormente liberada mais gradualmente para ser infiltrada através do perfil do solo até atingir as camadas mais profundas. Além do melhoramento das condições físicas do solo devido ao efeito de resíduos orgânicos sobre estas propriedades físicas, como a estrutura e a densidade, o que permite uma melhor porosidade e, portanto uma maior infiltração (Zebarth, et al., 1999; Menezes et al., 2002; Lima, 2007; Ribeiro et al. 2009).

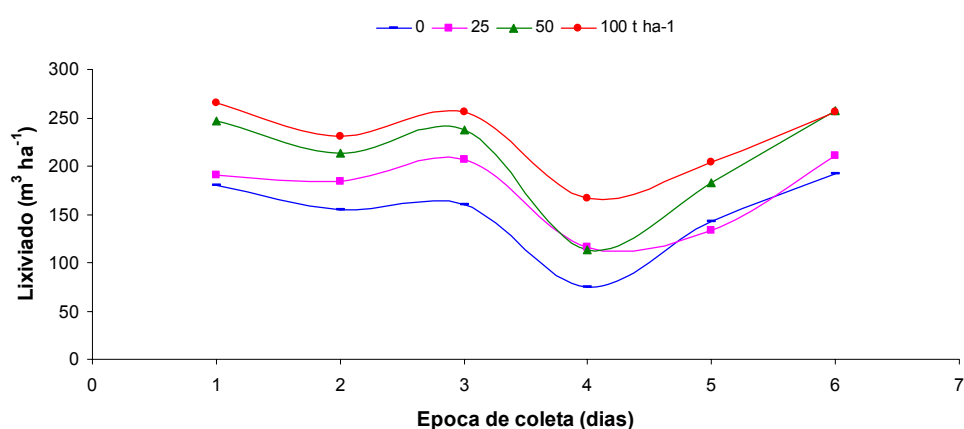


Figura 9. Lixiviado coletado por tratamento durante o período experimental.

Epstein et al. (1976) e Kiehl (1985), relatam que a cama de aviário, pode atuar como condicionador de solo e melhorar as propriedades físicas, resultando em qualidade estrutural favorável à emergência de plântulas, desenvolvimento radicular, aeração, infiltração e movimento de água no perfil do solo. Rocha (2000), utilizando adubação orgânica e mineral como forma de investigar aspectos qualitativos de produção vegetal em um Argissolo Vermelho-Amarelo, obteve, para os tratamentos orgânicos em relação ao mineral, uma melhoria na densidade e porosidade total do solo e, portanto na taxa de infiltração acumulada. Brye et al. (2005), demonstraram que aplicações de cama de aviário têm efeito positivo, já ao curto prazo, na densidade do solo e conteúdo da água em solos de textura fina.

4.2.2.2 Nitrogênio Total, amoniacal e nítrico na solução do solo coletada nos lisímetros.

As aplicações das diferentes doses de cama de aviário e épocas de coleta apresentaram efeito significativo ($p < 0,01$) sobre os teores de NT, $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ nas soluções coletadas nos lisímetros.

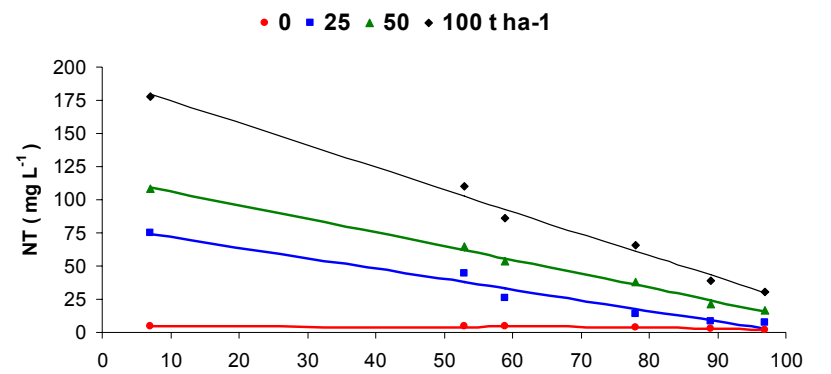
Após as aplicações da cama e durante o período de coleta do lixiviado (97 dias), observou-se um comportamento linear nos teores de NT na solução coletada nos lisímetros em todas as doses utilizadas, exceto no tratamento sem aplicação da cama, no qual se observou um comportamento quadrático. Houve diminuição dos teores ao longo do tempo. Observa-se também que o teor de NT no lixiviado foi incrementado com o aumento das doses de cama de aviário, variando de 178,06 ao início até 30,94 mg L⁻¹ para o final do período quando se aplicou a maior dose de cama (100 t ha⁻¹) e de 4,63 até 1,94 mg L⁻¹ para a testemunha. Sendo de 108,58 até 16,63, e de 7,63 até 75,10 mg L⁻¹, para as doses de 25 e 50 t ha⁻¹ de cama respectivamente (Figura 10).

Já as formas de nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e nítrica (N-NO₃⁻) apresentaram comportamentos diferentes do NT. Para a amoniacal os modelos ajustados foram quadrático em base raiz e quadrático para as doses de 0 e 25 t ha⁻¹ e logarítmico para as doses de 50 e 100 t ha⁻¹, respectivamente. Para a forma nítrica o modelo ajustado foi o quadrático em todas as doses de cama utilizadas.

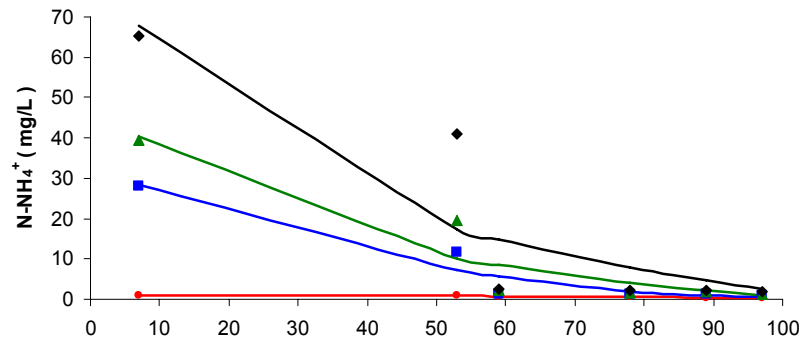
Nas primeiras coletas, os teores das formas de N-NH₄⁺ na solução lixiviada foram os mais altos atingindo 27,95 mg L⁻¹, 39,53 mg L⁻¹ e 65,15 mg L⁻¹ para as doses de 25 t ha⁻¹, 50 t ha⁻¹ e 100 t ha⁻¹, respectivamente. Após a terceira coleta aos 59 dias, estes teores diminuíram drasticamente até valores de 1,39 mg L⁻¹, 2,10 mg L⁻¹ e 2,38 mg L⁻¹ para as doses acima, representando 5,0 %, 5,3% e 3,7% dos teores da coleta inicial.

As concentrações de N-NO₃⁻ na solução lixiviada em todas as doses utilizadas, apresentaram aumentos até um determinado período, a partir do qual houve uma expressiva diminuição. Os teores máximos de N-NO₃⁻ no lixiviado aconteceram entre os 53 e 59 dias após aplicação da cama sendo de 1,39 mg L⁻¹, 9,63 mg L⁻¹, 19,42 mg L⁻¹ e 31,45 mg L⁻¹ para as doses de 0 t ha⁻¹, 25 t ha⁻¹, 50 t ha⁻¹ e 100 t ha⁻¹ respectivamente.

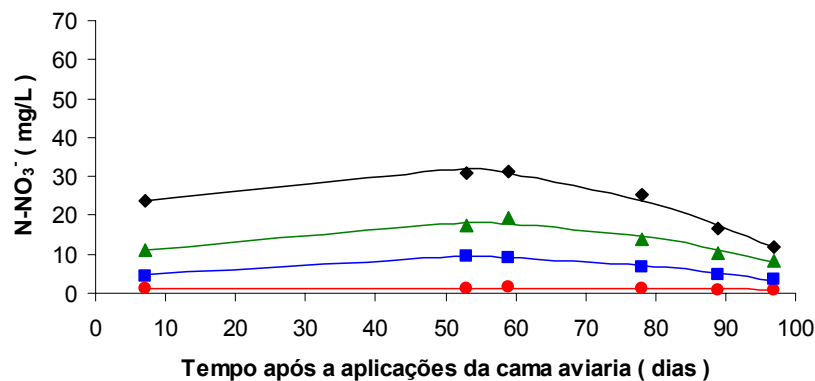
Quando se comparam as doses de cama aplicada e seu efeito sob o ponto de vista ambiental, ou seja seu efeito nas concentrações de N-NO₃⁻ na água lixiviada durante o cultivo do milho, se percebe que todos os valores no tratamento com a doses mais altas de cama de aviário (100 t ha⁻¹) sempre estiveram acima dos 10 mg L⁻¹, colocado como nível máximo tolerável para a água potável (Spalding & Exner, 1993). O tratamento com a dose de 50 t ha⁻¹ teve comportamento similar, com exceção da ultima coleta que ficou com valor um pouco inferior (8,17 mg L⁻¹). A dose de 25 t ha⁻¹ quase atinge este valor crítico nas coletas realizadas aos 53 e 59 dias após da aplicação da cama, períodos de maiores perdas com 9,63 e 9,21 mg L⁻¹ respectivamente.



0 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 4,437 + 0,032^{\circ} x - 0,000595^* x^2$	(R ² = 0,959)
25 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 79,806 - 0,792^{**} x$	(R ² = 0,962)
50 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 116,794 - 1,038^{**} x$	(R ² = 0,996)
100 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 190,809 - 1,657^{**} x$	(R ² = 0,990)



0 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 0,581 - 0,248^* \sqrt{x} - 0,0289^* x$	(R ² = 0,962)
25 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 32,672 - 0,659^* x + 0,0034^{\circ} x^2$	(R ² = 0,937)
50 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 69,529 - 34,544^{**} \log x$	(R ² = 0,888)
100 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 115,920 - 57,098^{**} \log x$	(R ² = 0,798)



0 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 0,883 + 0,0196^{**} x - 0,0002^{**} x^2$	(R ² = 0,906)
25 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 2,886 + 0,2658^{**} x - 0,0027^{**} x^2$	(R ² = 0,979)
50 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 8,297 + 0,4229^{**} x - 0,0044^{**} x^2$	(R ² = 0,951)
100 t ha ⁻¹	$\hat{y} = 19,649 + 0,6072^{**} x - 0,0071^{**} x^2$	(R ² = 0,985)

Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (°) 10%, (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 10. Teor de nitrogênio total (NT), amoniacal (N-NH₄⁺) e nítrico (N-NO₃⁻) no lixiviado de acordo as épocas de coleta após a aplicação superficial de cama de aviário.

4.2.2.3 Quantidades de nitrogênio total, amoniacal e nítrico perdidas por lixiviação.

As perdas de N por lixiviação têm reflexos tanto na eficiência de uso do nutriente pela cultura de milho, quanto no risco ambiental. Assim, considerando-se as quantidades de nitrogênio aplicadas via cama de aviário antes da semeadura da cultura e as quantidades perdidas por lixiviação, observou-se que para NT (39,01, 76,76 e 122,88 kg ha⁻¹ de N) as relativas perdas foram muito pequenas (4,9%, 4,8% e 3,9%) em relação às quantidades aplicadas, mesmo que tendo sido aplicados mais de 793,8 kg ha⁻¹ de NT com a dose menor de cama (25 t ha⁻¹) até 3175,0 kg ha⁻¹ com a dose maior (100 t ha⁻¹) (Quadro 5).

Quadro 5. Quantidade de nitrogênio aplicado via cama e perdido por lixiviação na forma de nitrogênio total (NT), nitrogênio mineral (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) e nitrogênio orgânico (NOrg) durante o período de avaliação no solo adubado superficialmente com cama de aviário

Doses (t ha ⁻¹) N	Aplicado (kg ha ⁻¹)	N-Lixiviado									
		NT		NH ₄ ⁺		NO ₃ ⁻		Total		NOrg	
		kg ha ⁻¹	% ⁽¹⁾	kg ha ⁻¹	% ⁽²⁾	kg ha ⁻¹	% ⁽²⁾	% ⁽²⁾	kg ha ⁻¹	% ⁽²⁾	
0	-	2,9	-	0,6	-	1,0	-	1,6	-	1,3	-
25	793,8	39,0	4,9	10,5	26,8	7,5	19,2	18,0	46,2	21,0	53,8
50	1587,5	76,8	4,8	17,9	23,4	18,6	24,3	36,5	47,5	40,3	52,5
100	3175,0	122,9	3,9	28,3	23,0	32,0	26,0	60,3	49,1	62,6	50,9

⁽¹⁾ Referente ao N aplicado via cama de aviário; ⁽²⁾ Referente ao NT lixiviado.

As perdas de N ocorridas em forma de N-mineral (NH₄⁺ + NO₃⁻) foram em torno de 46, 48 e 49% para as doses de 25, 50 e 100 t ha⁻¹, as perdas de N orgânico (NOrg) foram de 54, 53 e 51% para essas doses respectivamente. Portanto, foram maiores as perdas de N por lixiviação na forma orgânica. Essas formas orgânicas de N podem ser convertidas em formas inorgânicas em profundidade contribuindo para gravar os problemas na qualidade da água.

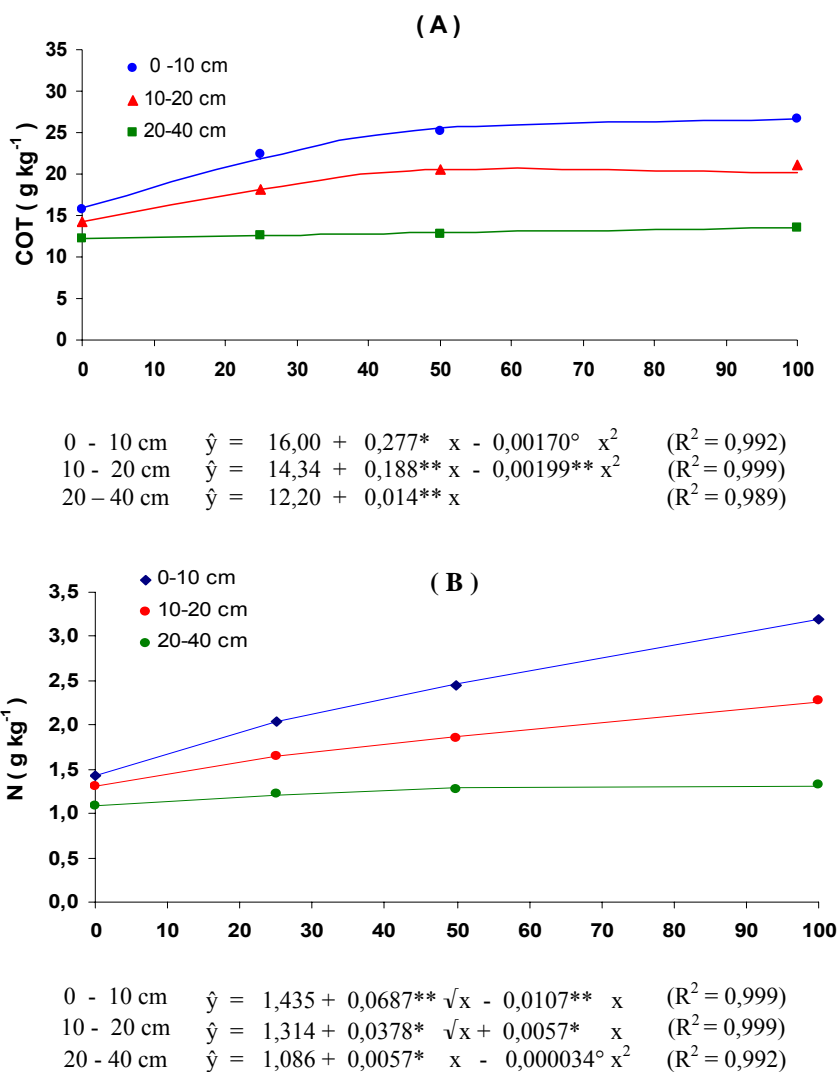
4.3. Carbono e nitrogênio no solo e nas frações da matéria orgânica do solo

4.3.1 Carbono orgânico total e nitrogênio total no solo

Tanto os teores de COT como os de NT foram positivamente influenciados pelas doses de cama de aviário em todas as camadas estudadas (0-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade), com exceção da camada 20-40 cm onde o COT não apresentou diferença significativa ($p \geq 0,05$), mais apresentou uma resposta linear nos ajustes dos modelos de regressão (Figuras

11A e 11B). Observa-se assim aumentos significativos ($p < 0,01$) nos teores de COT e NT de acordo com incrementos nas doses de adubação orgânica.

O valor médio de COT no solo (0-10 cm), para o tratamento que não recebeu adubação, foi de $15,79 \text{ g kg}^{-1}$, enquanto, para os tratamentos que receberam aplicações crescentes os teores de C orgânico foram de 22,4, 25,2 e $26,8 \text{ g kg}^{-1}$ para as doses 25, 50 e 100 t ha^{-1} de cama (Figura 11A).



Efeitos significativos dos coeficientes: níveis de ($^\circ$) 10%, ($*$) 5% e ($**$) 1% de probabilidade, teste de F

Figura 11. Teor de COT (A) e NT (B) nas camadas de solo de 0-10, 10-20 e 20-40 cm de acordo com as doses de cama de aviário.

De maneira geral os maiores teores de COT e NT no solo ocorrem normalmente na camada superficial (0 a 10 cm), diminuindo gradativamente em profundidade, tendência freqüentemente apresentada na literatura, mas, a ausência ou baixa influencia da cama de aviário nos teores de COT em profundidade (20-40 cm), possivelmente se deve ao fato da

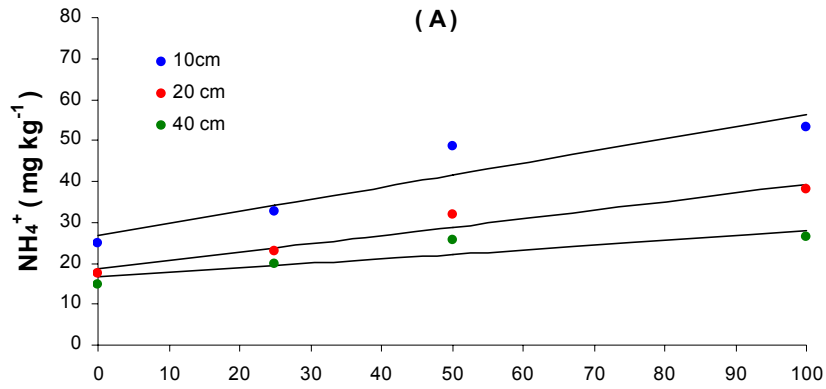
cama ser aplicada na superfície do solo e pela baixa solubilidade e mobilidade de compostos orgânicos em solo (Stevenson, 1994), o que contribui para o maior acúmulo de matéria orgânica na camada superficial. Em comparação com as camadas de superfície, os teores de COT na camada mais profunda foram menores, o que é comum e se explica pela deposição deste resíduo foi restrita à camada superficial. Esse menor armazenamento de C em camadas mais profundas já foi verificado por outros autores, sendo exemplos os estudos de Mitchell & Tu (2006) estudando a acumulação e movimento de C com aplicações de cama de aviário num solo argiloso em plantio direto por 10 anos, observaram incrementos de até 74% do COT unicamente na camada superficial. Kingery et al. (1994) reportaram que aplicações ao longo tempo de cama de aviário ao solo resultou em aumento do teor de C orgânico do solo na camada 0-15 cm. Gao and Chang (1996) relatam que aplicações ao longo tempo (18 anos) de esterco bovino incrementaram a CIC, os teores de COT e de NT na camada superficial (0-15 cm).

O aumento do NT na camada de solo abaixo de 20 cm de profundidade, ao contrario do COT, indica mais mobilidade de compostos orgânicos nitrogenados, ou ainda, pela maior movimentação de N mineral das camadas mais superficiais para camadas mais profundas (Figura 11B). A lixiviação de nitratos é favorecida pela sua baixa energia envolvida no processo de adsorção às partículas do solo e pela sua alta solubilidade em água (Ceretta e Fries, 1997).

Estudos têm evidenciado a possibilidade de manutenção ou aumento nos teores de carbono dos solos em função da aplicação de resíduos orgânicos como esterco bovino, lodo de esgoto, cama de aviário e dejetos de suíno. Leite et. al. (2003), encontraram que a adubação orgânica, com esterco bovino misturado com palha de soja e feijão, aumentou os estoques de carbono orgânico e nitrogênio total, em relação a sistemas de produção com adubação mineral ou mesmo sem adubação. Sistani et al. (2004) reportaram que aplicações de cama de aviário na dose de $16 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ incrementaram os teores o COT do solo de 11.7 a 17.4 g kg^{-1} .

4.3.2 Amônio e nitrato no solo

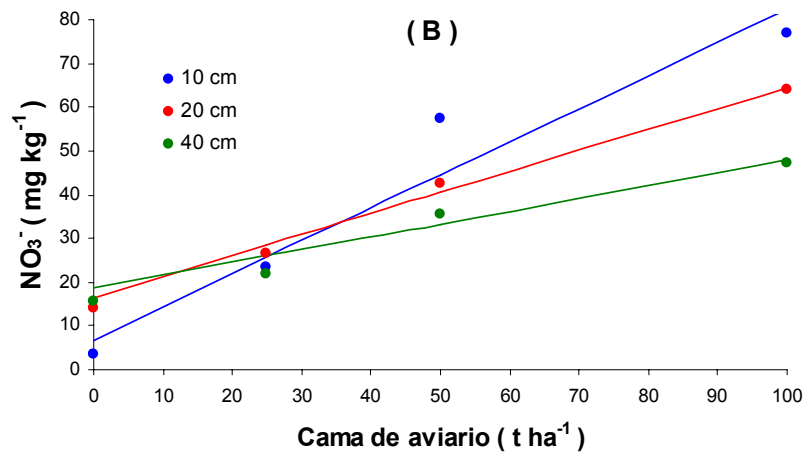
Os teores de NH_4^+ e NO_3^- nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-40 cm foram influenciados pelas doses de cama de aviário em todas a profundidades estudadas (0-10, 10-20 e 20-40 cm), com aumentos significativos ($p < 0,01$) de acordo com os incrementos nas doses de cama de aviário (Figura 12).



$$0 - 10 \text{ cm } \hat{y} = 26,930 + 0,294^* x \quad (R^2 = 0,883)$$

$$10 - 20 \text{ cm } \hat{y} = 18,502 + 0,208^* x \quad (R^2 = 0,955)$$

$$20 - 40 \text{ cm } \hat{y} = 16,661 + 0,113^* x \quad (R^2 = 0,804)$$



$$0 - 10 \text{ cm } \hat{y} = 67,032 + 0,755^* x \quad (R^2 = 0,934)$$

$$10 - 20 \text{ cm } \hat{y} = 16,503 + 0,481^{**} x \quad (R^2 = 0,993)$$

$$20 - 40 \text{ cm } \hat{y} = 18,543 + 0,296^* x \quad (R^2 = 0,929)$$

Efeitos significativos dos coeficientes: níveis de (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, teste de F.

Figura 12. Teor de NH_4^+ (A) e NO_3^- (B) nas camadas de solo de 0-10, 10-20 e 20-40 cm de acordo com as doses de cama de aviário aplicadas.

Observam-se, também, diferenças em nível de profundidades ($p < 0,01$), onde incrementos maiores foram observados na camada de 0-10 cm, tanto para NH_4^+ , quanto para NO_3^- . Deve-se ressaltar, no entanto, que em todas as camadas os aumentos foram proporcionalmente maiores para o NO_3^- que o NH_4^+ quando da aplicação de doses crescentes de cama de aviário, devido, primeiramente, a que parte considerável do amônio da cama foi inicialmente perdido por volatilização em forma de amônia, em torno de 48 a 72% aos três dias da aplicação e de 74 a 87% aos 11 dias (Quadro 4), e, também considerando possivelmente o efeito da nitrificação de parte do amônio remanescente.

Marques (2005), evidenciou que o N amoniacal, produto das aplicações ao solo de cama sobreposta e dejetos líquidos de suíno, foi rapidamente nitrificado no solo e o N-NO_3^- produzido se deslocou no perfil havendo evidências de perdas desta forma de N por lixiviação. Segundo Ceretta e Fries (1997), o aparecimento de N-NO_3^- no solo é acompanhado pelo seu deslocamento para camadas inferiores do perfil do solo, já que ele é altamente solúvel em água, e, devido ao predomínio de cargas negativas na camada arável do solo, a sua adsorção eletrostática do nitrato é insignificante, portanto, desta forma, o NO_3^- permanece na solução do solo, o que favorece sua lixiviação no perfil para profundidades inexploradas pelas raízes das culturas plantadas.

4.3.3 Carbono e nitrogênio nas frações particulada e associada a minerais

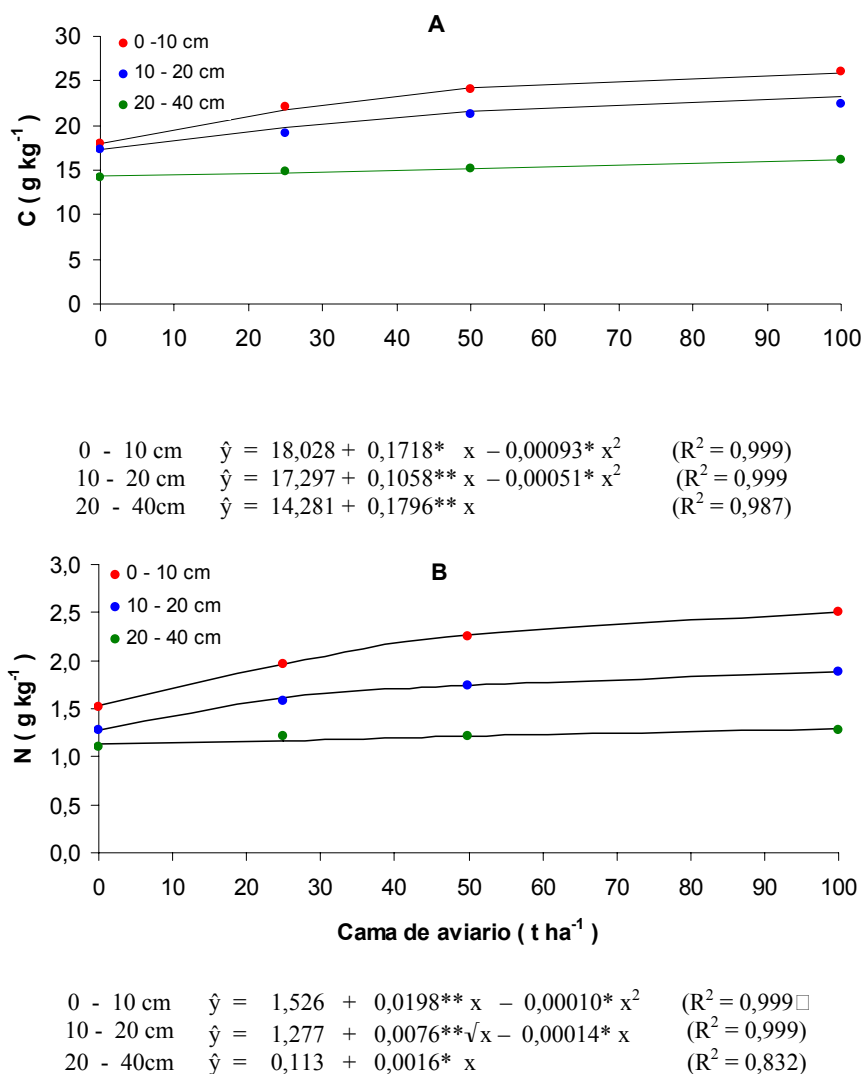
As aplicações de cama de aviário afetaram significativamente os teores de C e N nas frações MOAM e MOP da matéria orgânica do solo entre as camadas ($p < 0,01$). Na fração MOAM o C e o N apresentaram diferenças ($p < 0,01$) entre doses nas duas camadas mais superficiais (0-10 e 10-20 cm), mais na camada mais profunda (20-40 cm) apenas o N apresentou efeito significativo com $p < 0,10$. O efeito da dose de cama sobre os teores de C e N na fração MOP somente foi significativo ($p < 0,01$) na camada superior (0-10 cm). Embora o C da fração MOAM na profundidade de 20-40 cm e o C e N da fração MOP na profundidade de 10-20 cm não apresentarem significância estatística, apresentaram tendências a ser aumentadas com aumentos das doses de cama por apresentar modelos de regressão com coeficientes de determinação altos coeficientes significativos (Figuras 13 e 14).

Observa-se que o C na fração MOAM apresentou um comportamento quadrático nas camadas de 0-10 e 10-20 cm e linear na camada de 20-40 cm. E na fração MOP o modelos ajustados foram quadrático em base raiz para a camada superficial (0-10 cm) e linear para a camada de 10-20 cm.

As doses de cama resultaram em efeito quadrático nos teores de N das frações MOAM e MOP na camada superficial (0-10 cm), e, na camada de 10-20 cm o efeito foi quadrático em base raiz para a fração MOAM e quadrático para a fração MOP. Na camada mais profunda, o efeito foi linear nas duas frações.

Os incrementos nos teores de C e N foram proporcionalmente maiores na MOP do que na MOAM na camada de 0-10 cm com referências as outras camadas, efeito este devido à que aplicação da cama foi realizada sobre a superfície do solo ficando portanto a fração MOP,

composta por partículas orgânicas mais grosseiras (> 53 µm), nas camadas mais superficiais por ter, além, maior impedimento físico para se movimentar para as camadas mais profundas.

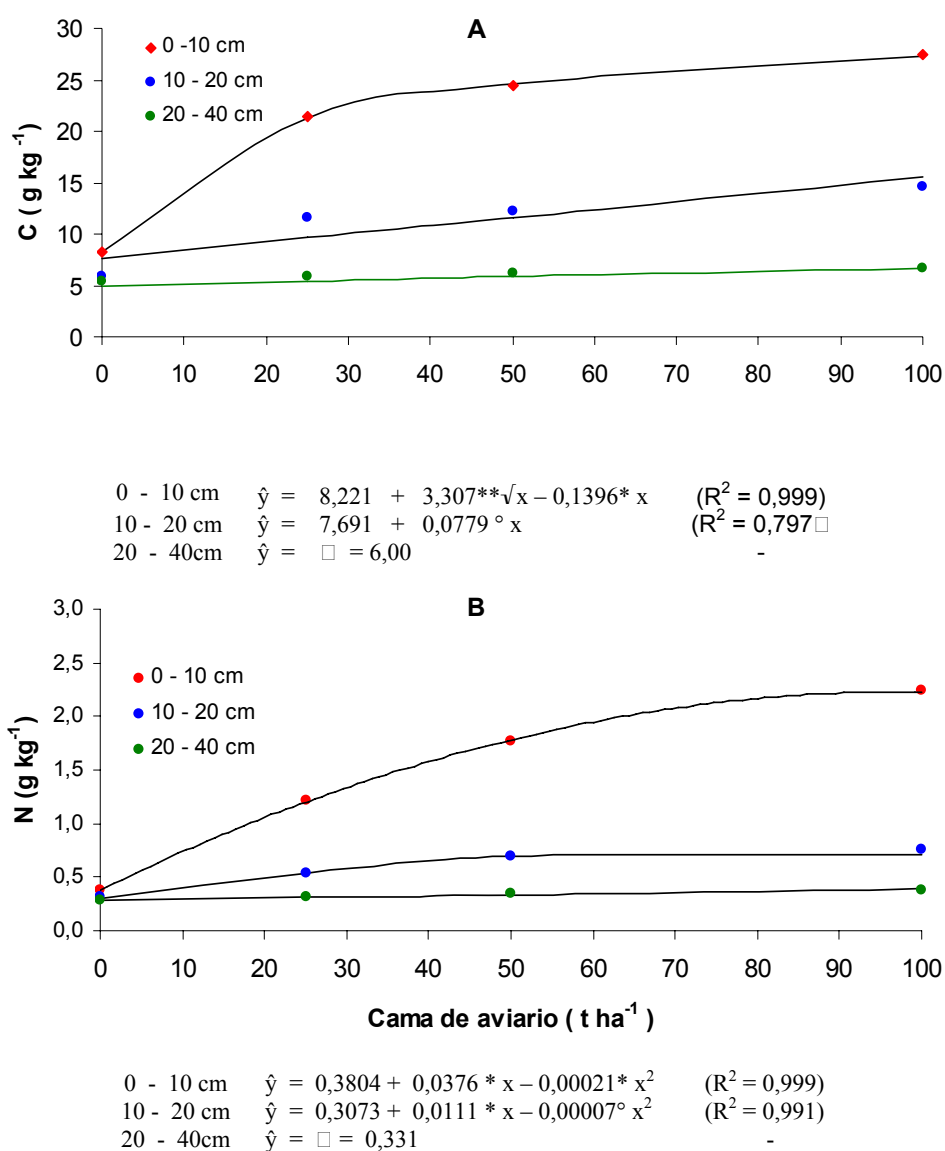


Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 13. Teor de C (A) e N (B) da fração MOAM da matéria orgânica do solo nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, de acordo com as doses de cama de aviário.

4.3.4 Teor de carbono e nitrogênio nas substâncias húmicas

As aplicações das doses de cama de aviário ao solo promoveram modificações nos teores de C e N das frações ácido húmico (AH), ácido fulvico (AF) e humina (HU), com aumentos significativos ($p < 0,05$) nas camadas de 0-10 cm e a 10-20 cm de profundidade, mas não na camada de 20-40 cm. Observou-se também diferenças altamente significativas entre camadas ($p < 0,01$), diminuindo os teores com o aumento da profundidade.



Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (°) 10%, (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 14. Teor de C (A) e N (B) da fração MOP nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, de acordo com as doses de cama de aviário.

Os teores de C e N nas frações HU, AH e AF nas profundidades de 0-10, 10-20 e de 20-40 cm, são apresentados nas Figura 15 e 16 respectivamente.

Os teores de C da fração HU na camada superficial (0-10 cm) foram os que aumentaram de forma mais acentuada com as doses intermediárias de cama de aviário obedecendo a um modelo raiz quadrático. O teor médio de C desta fração HU era de 7,94 g kg⁻¹ no tratamento sem cama e, com o aumento das doses de cama aplicadas, houve um incremento do teor chegando a atingir uma média de 13,72 g kg⁻¹ no tratamento em que a dose de cama aplicada

foi de 100 t ha⁻¹. Na camada de 10-20 cm o comportamento foi similar, mais de forma menos acentuado.

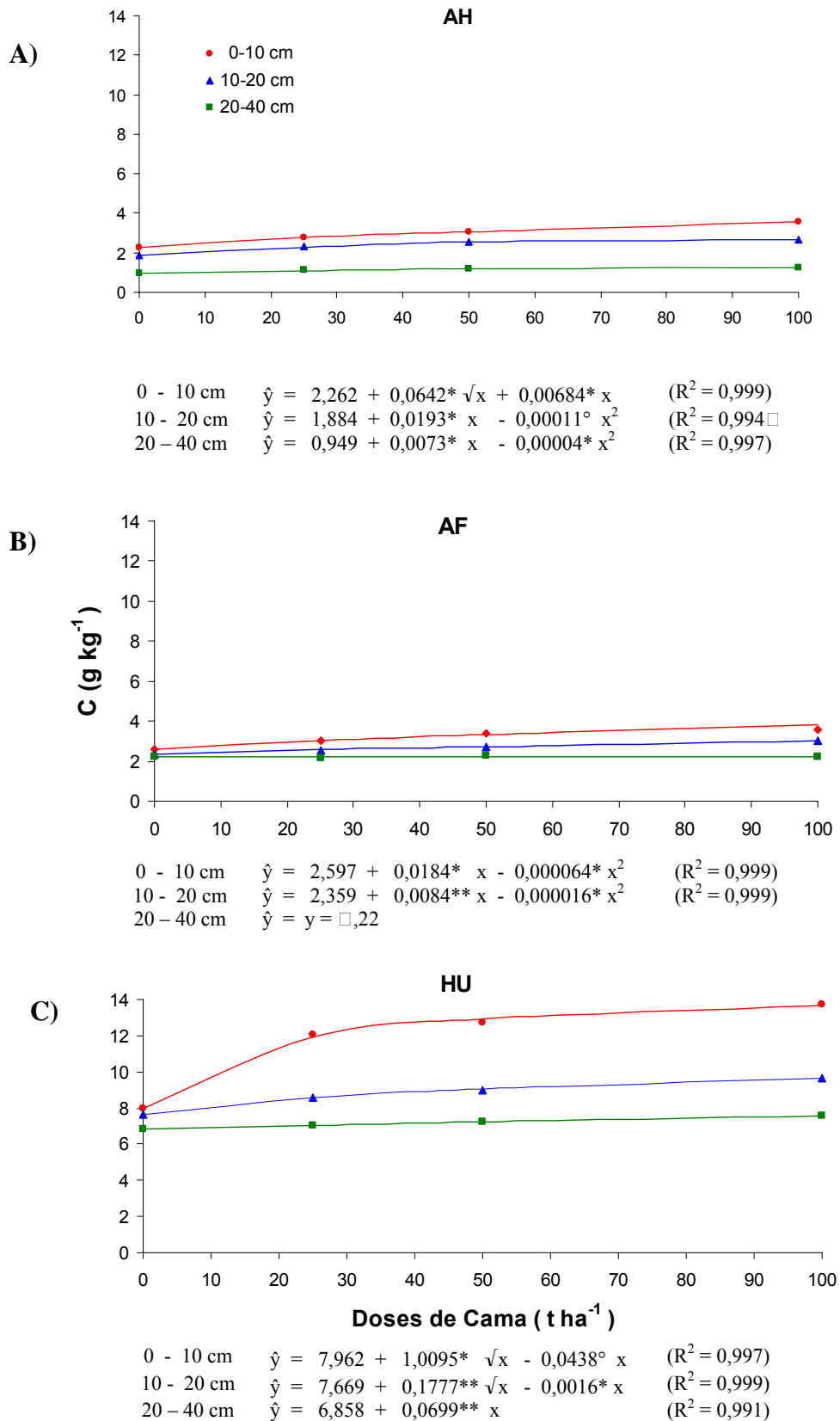
A elevação no conteúdo de C da Fração AH pode ser indicador de melhoria da qualidade do húmus ou do incremento da atividade biológica que promove a síntese de substâncias húmicas mais condensadas (Canellas et al. 2001). Esse aumento no teor de C associado às substâncias húmicas reflete a maior formação de substâncias húmicas no solo com a adição de cama de aviário após este 4 anos de aplicação.

As doses de cama de aviário, do mesmo modo, exerceram influência sobre os teores de C e N na fração AF nas duas camadas mais superficiais (0-10 e 10-20 cm) (Figuras 15b e 16b). O tratamento com aplicação de 100 t ha⁻¹ de cama de aviaria foi o que proporcionou maior aumento em relação à testemunha (0 t ha⁻¹), com incrementos de 39% do C e 33% do N na camada superficial (0-10 cm) e incrementos de 29% do C e 26% do N na camada de 10-20 cm de profundidade.

De modo similar aos teores de C das frações AH e AF, foi verificado um acréscimo nos teores de C e N na fração humina (HU) com o aumento das doses de cama aviaria aplicadas (Figuras 15C e 16C). Em comparação com o tratamento que não recebeu aplicação de cama de aviário, os aumentos no C corresponderam a 52% e 12% na dose de 25 t ha⁻¹, 61% e 18% na de 50 e 73% e 26% na de 100 para as camadas de 0-10 e 10-20 cm respectivamente. Os aumentos no N corresponderam a 48% e 14% na dose de 25 t ha⁻¹, 71% e 21% na de 50 e 88% e 29% na de 100, para a camada de 0-10 e 10-20 cm respectivamente.

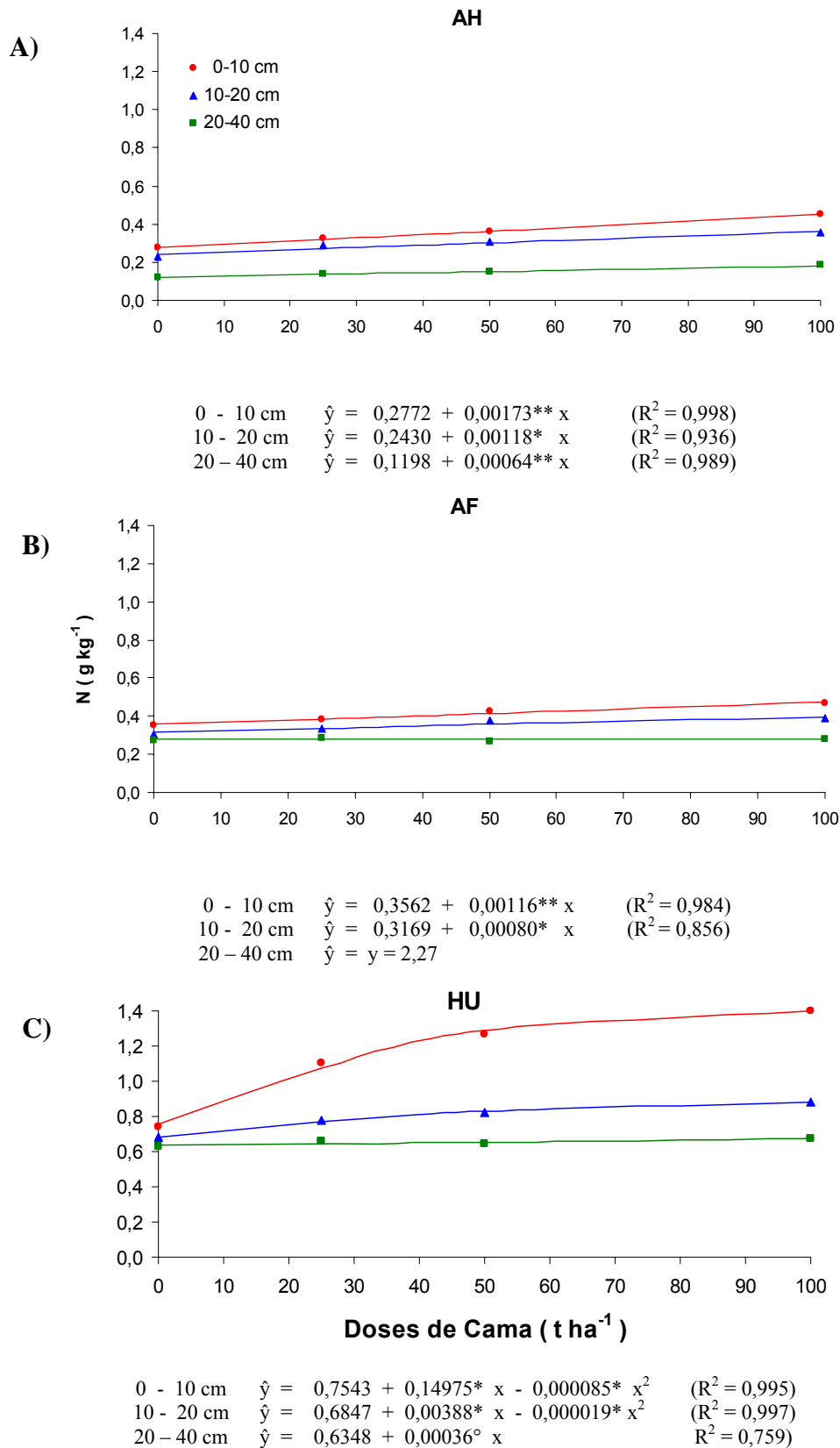
Em comparação com as demais frações, os teores de C e N da fração HU foram maiores em todas as profundidades em estudo, apresentado o C valores superiores ao 63% do valor total do das substancias húmicas (66% na de 0-10 cm, 63% na de 10-20 cm e 68% na de 20-40 cm). Essa maior participação da fração humina no solo está possivelmente relacionada à estabilidade da ligação que existe entre esse componente das substancias húmicas e a fase mineral do solo, como também devido a maior resistência à decomposição dessa fração húmica (Stevenson, 1994).

De maneira geral a aplicação continuada de cama de aviário proporcionou um aumento no solo de C e N associado às substâncias húmicas sobre tudo nas camadas mais superficiais, onde os maiores incrementos de C foram encontrados para a fração humina e de N na fração AH.



Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: ($^\circ$) 10%, (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 15. Teor de C das frações ácido húmico (AH), ácido fulvico (AF) e humina (HU) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade de acordo as doses de cama de aviário.



Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (°) 10%, (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 16. Teor de N das frações ácido húmico (AH), ácido fulvico (AF) e humina (HU) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade de acordo com as doses de cama de aviário.

Na camada de 0-10 cm, a maior dose de cama de aviário promoveu incrementos de até 73%; 59% e 39% para os teores de C nas frações humina, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos, respectivamente, e 88%, 63% e 33% para os teores de N em comparação com o tratamento testemunha. Na camada de 10-20 cm de profundidade observou-se a mesma tendência, mais com ganhos menores, sendo estes de 25%, 43% e 29 para o C e de 29%, 55% e 26% para o N nas frações HU, AH e AF respectivamente.

Embora os teores de C e N das frações HU e AH não apresentam significância estatística ($p > 0,10$) na camada de solo de 20-40 cm, estes mostram modelos de regressão com coeficientes das regressões significativos e com altos coeficientes de determinação ($R^2 > 0,75$), o que nos mostra tendência de incrementos dos teores de C e N nestas frações com aumentos das doses de cama de aviário.

As frações humificadas representam do 70 até 83% do carbono orgânico do solo, apresentando diminuição com as aplicações de cama de aviário, sendo a fração HU a de maior percentagem (62 até 68%) neste solo. A relação $C(HU+AH+AF)/COT$ diminui a medida que se incrementam as doses da cama nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, já na camada de 20-40 cm não se observam modificações, mas, apresentando valores mais altos (68%) (Quadro 6). Segundo Canelas (2001), esta relação avalia o grau de humificação da matéria orgânica do solo, valores normais estão entre 65 e 92%. A medida que diminuem estes valores podem estar indicando resíduos orgânicos recém adicionados ao solo que ainda não tiveram tempo para evoluir e valores altos indicam solos empobrecidos sem aportes de material orgânico.

A relação AH/AF apresentada é inferior de 1, conferindo ao húmus caráter fúlvico, Segundo Canelas (2001), valores inferiores a 1 podem indicar evolução limitada da matéria orgânica devido a razões edáficas o de manejo ou aportes recentes de matéria orgânica. A predominância de AF sobre os AH é indicativo de características desfavoráveis ao húmus dos resíduos orgânicos em relação ao húmus do solo (Garcés, 1987; Moreno, 1996). O alto teor de argila no solo (Tabela 1) pode favorecer a estabilização da matéria orgânica humificada por meio da formação de complexos organo-minerais, tornando a matéria orgânica relativamente mais protegida da degradação microbiana. De acordo com Orlov (1998), o aumento no conteúdo de ácidos húmicos pode ser um indicador da melhoria da qualidade do húmus do solo ou do incremento da atividade biológica que promove a síntese de substâncias húmicas mais condensadas. O aumento no conteúdo de substâncias húmicas observado, sobre tudo nas amostras da camada de 0-10 cm, com adição da cama de aviário foi

às custas do incremento, principalmente, da fração humina (aumento de 62 e 67% com adição da cama), e também dos ácidos húmicos e fúlvicos mais em menor proporção. Neste caso, a transformação da matéria orgânica não privilegia a formação de substâncias alcalino-solúveis condensadas, e, provavelmente, favorece a estabilização direta, via interação com a fração mineral e sua dissociação em moléculas menos condensadas. Tal fenômeno foi observado por Dabin (1981), em solos tropicais da África.

Quadro 6. Teor de C das frações húmicas, relações ácido húmico (AH), ácido fulvico (AF) e humina (HU) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade de acordo as doses de cama de aviário

Dose cama	COT	Frações Húmicas				AH/AF	Incrementos			
		HU	AH	AF	HU ⁽²⁾		HU	AH	AF	
t/ha		(g kg ⁻¹)			%		%			
0 - 10 cm										
0	15,79	7,94	2,26	2,60	81,1	62,0	0,87	-	-	-
25	22,42	12,04	2,76	3,01	79,4	67,6	0,92	51,6	22,1	15,8
50	25,18	12,75	3,05	3,36	76,1	66,5	0,91	60,6	35,0	29,2
100	26,76	13,72	3,59	3,61	78,2	65,6	0,99	72,8	58,8	38,8
Medias		11,61	2,92	3,15	78,70	65,4	0,92	61,7	38,6	27,9
10 - 20 cm										
0	14,35	7,67	1,87	2,36	82,9	64,5	0,79	-	-	-
25	18,21	8,61	2,33	2,56	74,1	63,8	0,91	12,3	24,6	8,5
50	20,52	9,01	2,54	2,74	69,7	63,1	0,93	17,5	35,8	16,1
100	21,10	9,62	2,68	3,05	72,7	62,7	0,88	25,4	43,3	29,2
Medias		8,73	2,36	2,68	74,9	63,5	0,88	18,4	34,6	17,9
20 - 40 cm										
0	12,14	6,86	0,95	2,22	82,6	68,4	0,43	-	-	-
25	12,63	7,02	1,12	2,16	81,5	68,2	0,52	2,3	17,9	-2,7
50	12,87	7,25	1,20	2,26	83,2	67,7	0,53	5,7	26,3	1,8
100	13,57	7,54	1,26	2,24	81,3	68,3	0,56	9,9	32,6	0,9
Medias		7,17	1,13	2,22	82,2	68,1	0,51	6,0	25,6	0,0

⁽¹⁾ C das frações húmicas com respeito ao COT do solo.

⁽²⁾ C da fração humina com respeito das frações húmicas.

4.3.5 Frações orgânicas de nitrogênio no solo

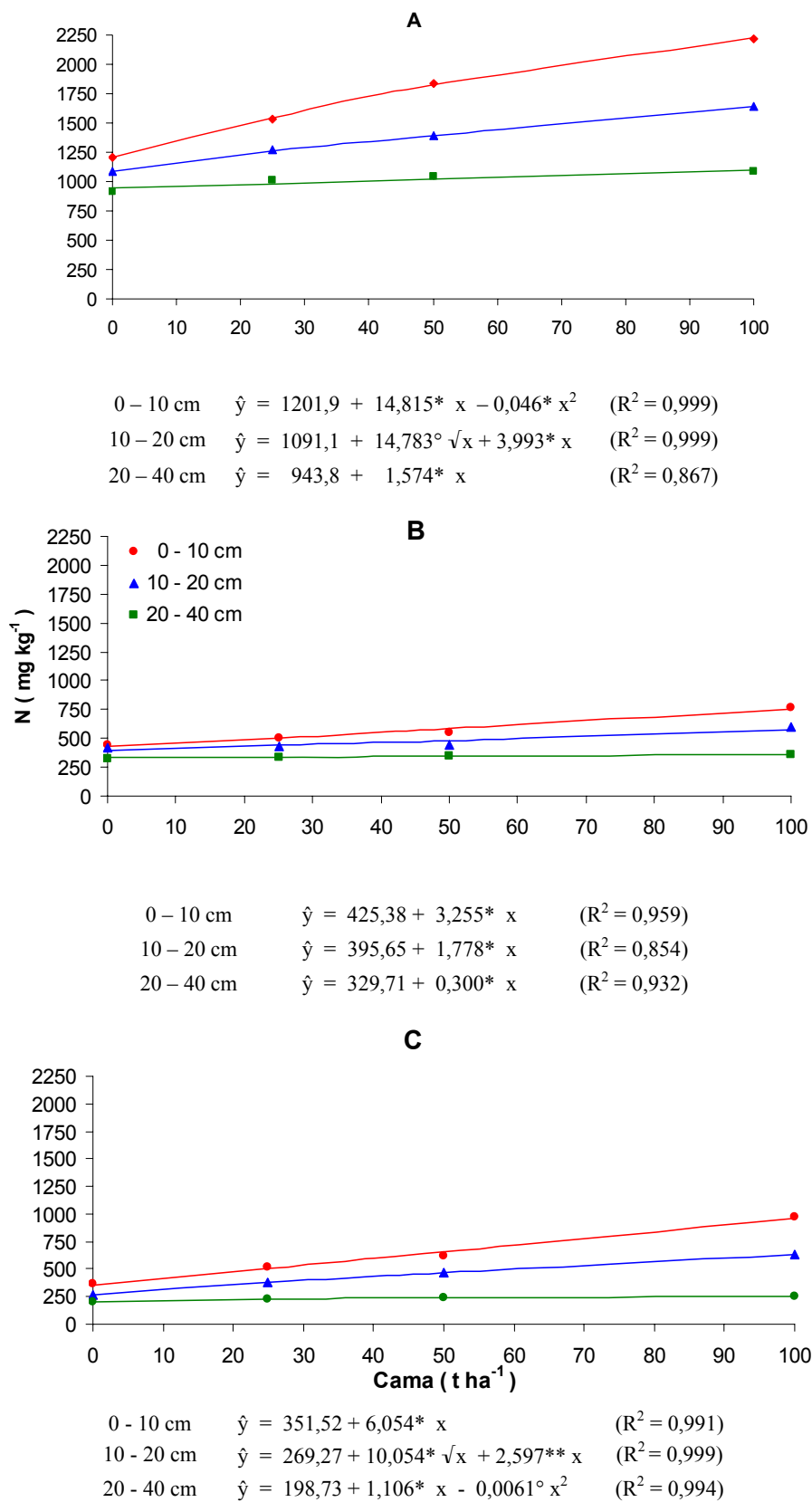
Os teores de N nas frações orgânicas (N-hidrolisado total, N- α -amino, N-hexosamina, N-amida, N-não identificado e N-não hidrolisado) foram afetados pela aplicação das doses de cama de aviário, com aumentos significativos a medida que se aumentavam as doses na camada de 0-10 cm. Nas amostras de solo da camada de 10-20 cm, estes valores foram significativos ($p < 0,10$) para todas as frações com exceção da fração N-amida. Já na camada mais profunda (20-40 cm), estes valores foram significativos ($p < 0,10$) unicamente para as

frações N-hidrolisado total, N- α -amino e N-não hidrolisado. Estes valores foram também diferentes de maneira significativa ($p < 0,01$) entre as diferentes camadas. Estes foram em média das doses, maiores na camada mais superficial, decrescendo com a profundidade, explicando-se este comportamento por ter o solo recebido o aporte do resíduo orgânico na superficial sem incorporação mecânica.

Os teores de N nas frações N-hidrolisado total, N-não identificado e N-não hidrolisado teve aumentos de forma diferentes de acordo com as doses de cama nas três camadas de solo em estudo (Figura 17). A fração N-hidrolisado total aumentou significativamente de forma quadrática ($R^2 = 0,999$) na camada superficial, de forma quadrática em base raiz ($R^2 = 0,999$) na camada subjacente (10-20 cm) e de forma linear ($R^2 = 0,867$) na mais profunda (20-40 cm) (Figura 17A). A fração N-não hidrolisado aumentou significativamente de forma linear ($R^2 = 0,991$), quadrática em base raiz ($R^2 = 0,999$) e quadrática ($R^2 = 0,999$) nas camadas de 0-10cm, 10-20 cm e 20-40 cm respectivamente (Figura 17C). Entretanto, a fração N-não identificado teve aumentos de forma linear ($R^2 = 0,959$, $R^2 = 0,854$ e $R^2 = 0,932$) nas três camadas sendo significativos ($P < 0,05$) apenas nas duas camadas mais superficiais (Figura 17B).

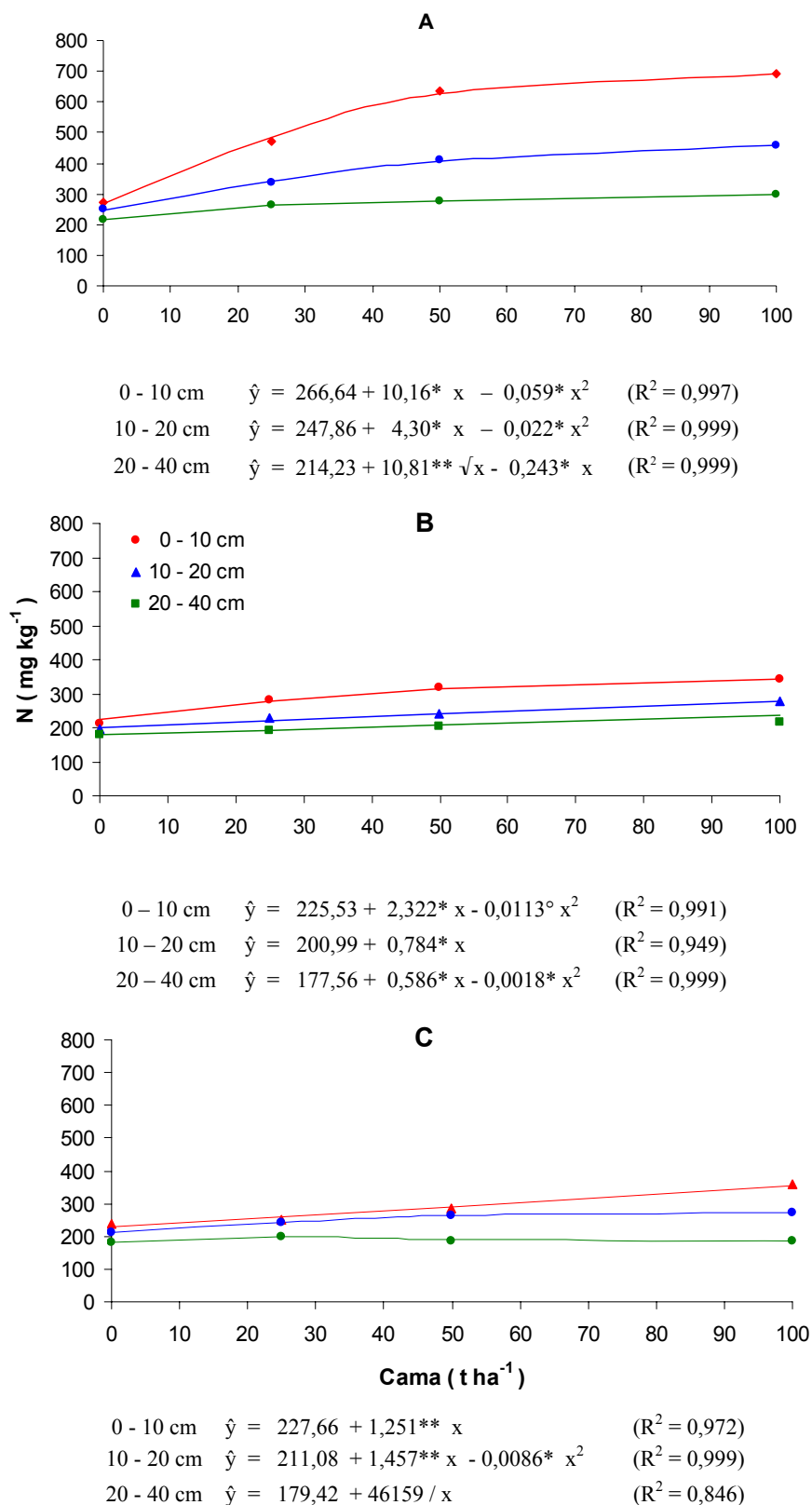
Os teores N- α -amino, N-hexosamina e N-amida teve aumentos também de forma diferentes nas camadas de solo de acordo com as doses de cama aviária. As aplicações da cama elevaram de forma quadrática os teores de N da fração N- α -amino nas camadas de 0-10 cm ($R^2 = 0,997$) e 10-20 cm ($R^2 = 0,999$) e de forma quadrática em base raiz ($R^2 = 0,999$) na camada seguinte (20-40 cm). A fração N-hexosamina aumentou de forma linear nas camadas 0-10 cm ($R^2 = 0,969$) e 20-40 cm ($R^2 = 0,949$) e quadrática ($R^2 = 0,999$) na camada de 10-20 cm, sendo significativas para as duas primeiras camadas ($p < 0,10$). A fração N-amida teve aumento significativo ($p < 0,10$) unicamente na camada superficial (0-10 cm) sendo esta de forma quadrática base raiz ($R^2 = 0,999$), já nas camadas de 10-20 cm e 20-40 cm embora não houve significância ($p > 0,10$) apresentaram respectivamente forma quadrática ($R^2 = 0,999$) e inversa ($R^2 = 0,846$) (Figura 18).

N-hidrolisado total apresentou as seguintes proporções percentuais com referência ao NT no tratamento sem aplicação de cama de 84%, 81% e 83% para as camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm respectivamente e nos tratamentos que receberam cama em média foi de 73%, 75% e 82%, observando-se que estas foram maiores no tratamento sem cama nas duas primeiras camadas.



Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (°) 10%, (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 17. Teor de N-hidrolisado total (A), N-não Identificado (B) e N-não Hidrolisado (C), obtido pela hidrólise ácida nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade do solo, de acordo com doses de cama de aviário.



Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (°) 10%, (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 18. Teor de N- α -amino (A), N-Hexosamina (B) e N-amida (C), obtido pela hidrólise ácida, de 0-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade do solo, de acordo com doses de cama de aviário.

As proporções percentuais das frações hidrolisáveis com referencia à fração N-hidrolisado total, encontramos que na camada superficial (0-10 cm) as frações que mais aportaram no tratamento sem cama, em ordem decrescente, foram: N-não identificado (37%) > N- α -amino (22%) > N-amida (20%) > N-hexosamina (17%). Na camada subsuperficial (10-20 cm) a ordem foi: N-não identificado (38%) > N- α -amino (27%) > N-amida (19%) \geq N-hexosamina (18%) e na camada mais profunda (20-40 cm): N-não identificado (36%) > N- α -amino (26%) > N-amida (20%) \geq N-hexosamina (19%). Já a media dos tratamentos com cama foram, N-não identificado (33%) > N- α -amino (32%) > N-hexosamina (17%) \geq N-amida (16%). Na camada subsuperficial (10-20 cm) a ordem foi: N-não identificado (34%) > N- α -amino (28%) > N-hexosamina (18%) \geq N-amida (18%) e na camada mais profunda (20-40 cm): N-não identificado (33%) > N- α -amino (27%) > N-hexosamina (19%) \geq N-amida (18%) (Quadro 7).

Quadro 7. Teor médio e percentagem de participação das frações orgânicas de nitrogênio nas diferentes camadas do solo, obtidos pela hidrólise acida

Fração		Teores das frações					
		0 -10 cm		10 – 20 cm		20 – 40 cm	
		(mg kg ⁻¹)	%	(mg kg ⁻¹)	%	(mg kg ⁻¹)	%
Sem cama	Nitrogênio total	1434,6	-	1774,1	-	1224,2	-
	N-Hidrolisado total ¹	1206,3	84	1347,4	81	1012,7	83
	N-não hidrolisado ¹	360,9	26	269,4	19	197,9	17
	N- α -amino ²	271,5	22	364,7	27	263,3	26
	N-Hexosamina ²	211,1	17	196,1	18	177,7	19
	N-Amida ²	237,5	20	211,3	19	179,9	20
	N-não identificado ²	444,7	37	419,7	38	327,2	36
Com cama	Nitrogênio total	2562,3	-	1928,0	-	1271,7	-
	N-Hidrolisado total ¹	1861,1	73	1433,1	75	1045,2	82
	N-não hidrolisado ¹	701,5	27	494,7	25	236,9	18
	N- α -amino ²	599,5	32	403,3	28	279,6	27
	N-Hexosamina ²	314,8	17	249,5	18	203,6	19
	N-Amida ²	297,4	16	258,2	18	190,0	18
	N-não identificado ²	608,8	33	491,3	34	348,1	33

¹ Percentagem em referencia ao teor do NT.

² Percentagem em referencia ao teor do N-hidrolisado total.

Os teores de N nas diferentes frações encontrados para o solo do presente estudo são comparáveis àqueles obtidos por Reddy et al. (2003) em estudo realizado ao longo prazo num solo tropical da India aplicando esterco bovino e fertilizante mineral. Relatam que aplicações

continuas de esterco bovino resultou em marcado incremento dos teores de COT, NT, N-inorgânico, N-hidrolisável (N-hidrolisado total, N-aminoácido, N-hexosamina, N-não identificado) e N-não hidrolisado em todas as camadas estudadas (0-15, 15-30 e 30-45 cm de profundidade) quando comparado aos tratamentos com fertilizante mineral e mais ainda com o testemunha, além disso, estes foram maiores na camada superficial diminuindo com a profundidade. As proporções de N-hidrolisado total estiveram na faixa de 57-76% do NT, e o N-não hidrolisado em 22-40%.

4.3.6 Razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ na matéria orgânica do solo.

Os resultados das análises de variância da razão isotópica do carbono no solo (COT) e na fração humina (HU), fração ácido húmico (AH), fração ácido fulvico (AF), matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) e matéria orgânica particulada (MOP) indicam que houve diferenças significativas apenas entre profundidades e em algumas destas variáveis (HU ($p < 0,10$), AH ($p < 0,01$), AF ($p < 0,01$) e MOAM ($p < 0,05$). Portanto as aplicações das doses da cama de aviário não exerceram influência na razão isotópicas dentro de cada uma das profundidades em estudo (Quadro 8).

Este fato evidencia que as diferenças entre profundidades podem ser devidas a aspectos de gênese do solo e não a efeitos de tratamentos.

4.3.7 Carbono e nitrogênio associados à matéria orgânica do solo, oxidável em gradiente ácido

Os teores de CO_x e NO_x foram afetados tanto pelas diferentes doses de cama de aviário como pelas concentrações de ácido sulfúrico, provocando aumentos significativos ($p < 0,01$) nestes teores a medida que aumentavam as concentrações do ácido nas amostras de solo coletadas a diferentes profundidades. Observou-se que os teores aumentavam, dentro de cada camada, a medida que as doses de cama foram incrementadas, e diminuía com a profundidade de amostragem (Figuras 19 e 20).

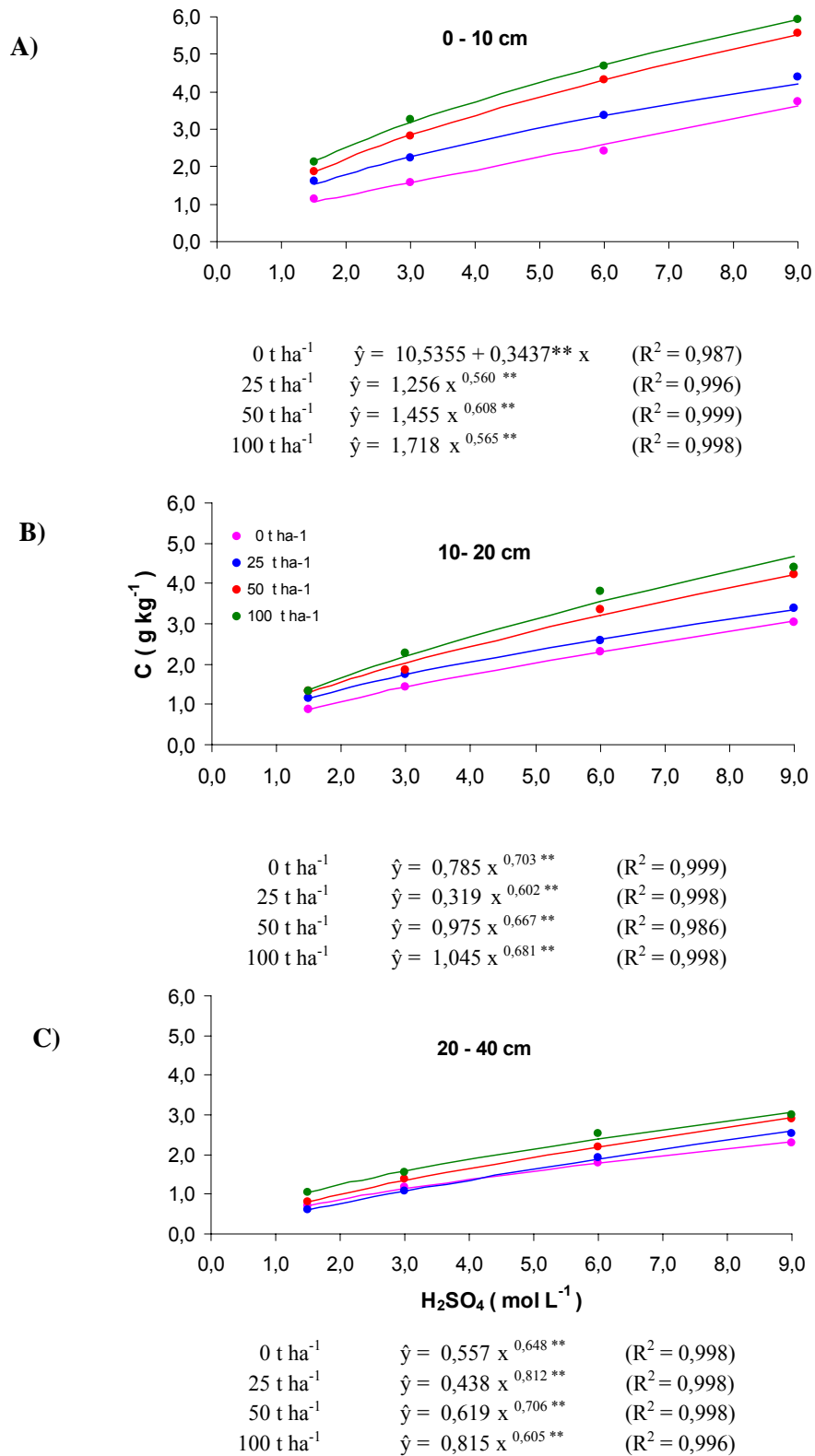
Nas amostras de solo da camada superficial (0-10 cm) os teores de CO_x foram aumentados linearmente com os incrementos ao longo do gradiente ácido no tratamento sem aplicação de cama de aviário, e seguindo o modelo potencial para os tratamentos onde foi aplicada a cama em suas diferentes doses (Figura 19A). Já nas camadas de 10-20 cm e 20-40 cm estes teores de CO_x apresentaram comportamento potencial em função das doses aplicadas (Figuras 19B e 19C).

Quadro 8. Abundancia Natural isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) do C do solo (COT) e do C nas frações humina (HU), ácido húmico (AH), ácido fulvico (AF), MOAM e MOP de amostras tomadas a três profundidades no solo, de acordo com as doses de cama aviária de aviário

Tratamentos	$\delta^{13}\text{C}$ -COT	$\delta^{13}\text{C}$ -HU	$\delta^{13}\text{C}$ -AH	$\delta^{13}\text{C}$ -AF	$\delta^{13}\text{C}$ -MOAM	$\delta^{13}\text{C}$ -MOP
Dose cama t ha ⁻¹				(‰) ^{1/}		
				0 -10 cm		
0	-19,54	-20,20	-20,40	-20,62	-19,99	-20,83
25	-19,33	-20,47	-20,57	-20,28	-19,17	-21,88
50	-19,83	-20,71	-20,19	-20,05	-21,01	-21,41
100	-20,12	-21,44	-21,39	-21,70	-20,56	-22,87
Medias	-19,71	-20,71	-20,64	-20,66	-20,18	-21,75
Significancia	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
C.V	8,34	3,89	3,64	5,03	5,75	4,74
				10 - 20 cm		
0	-21,68	-21,94	-18,62	-21,94	-21,16	-22,21
25	-21,38	-19,54	-20,05	-21,06	-20,43	-22,29
50	-19,95	-21,85	-18,86	-21,37	-22,11	-22,68
100	-20,29	-20,60	-18,90	-22,47	-21,49	-21,35
Medias	-20,83	-20,98	-19,11	-21,71	-21,30	-22,13
Significancia	n,s	n,s	n.s	n.s	n.s	n.s
C.V	9,17	7,73	6,52	5,07	7,66	2,60
				20 - 40 cm		
0	-22,43	-20,51	-19,46	-24,66	-22,54	-21,06
25	-20,51	-22,39	-19,44	-23,52	-21,43	-22,25
50	-20,35	-21,95	-20,55	-22,98	-21,70	-22,50
100	-20,68	-22,39	-20,44	-23,64	-21,76	-19,96
Medias	-20,99	-21,81	-19,97	-23,70	-21,86	-21,44
Significancia	n,s	n,s	n.s	n.s	n.s	n.s
C.V	9,01	6,28	4,44	4,03	8,26	3,59

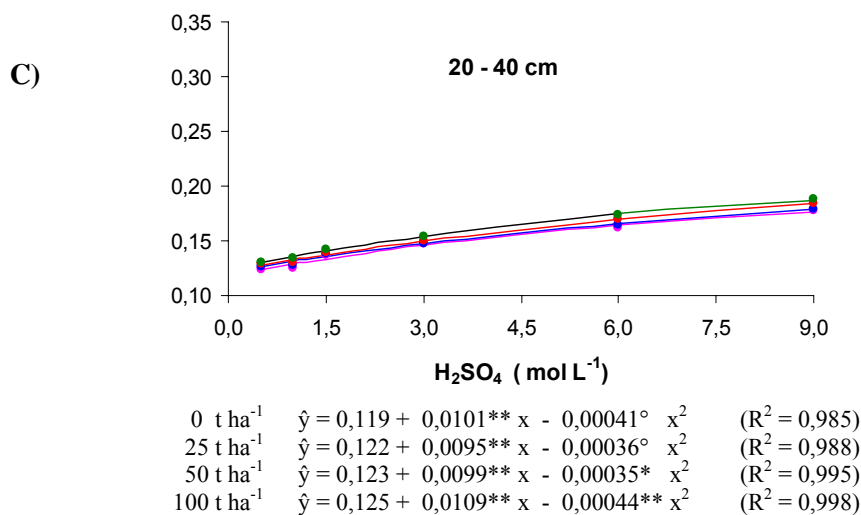
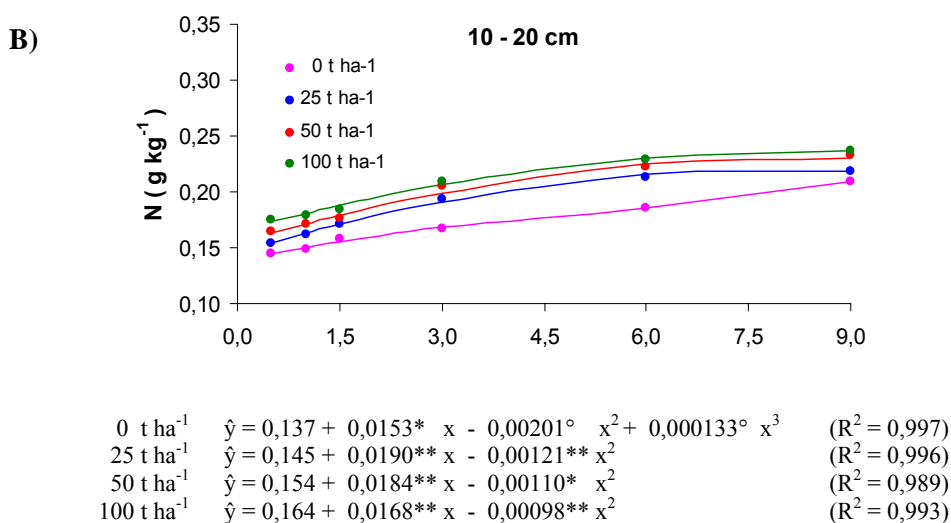
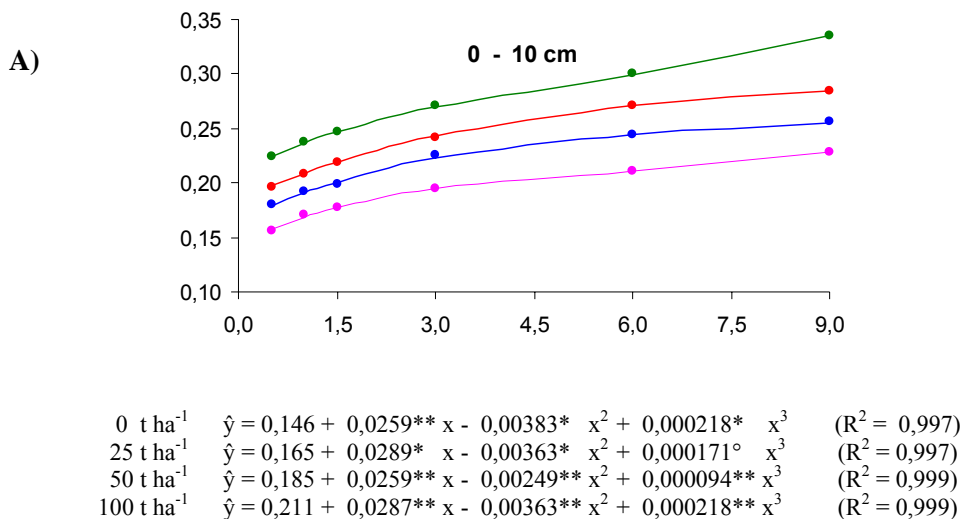
^{1/} Média de quatro repetições; ns: não significativo ($p > 0,05$)

Os teores de NO_x, na camada superficial (0-10 cm) e nas diferentes doses da cama aviária, apresentaram incrementos de forma cúbica ao longo do gradiente ácido (Figura 20A). Na camada subsuperficial (10-20 cm), com exceção do tratamento sem aplicação de cama (0 t ha⁻¹), que teve aumentos de maneira cúbica os demais tratamentos apresentaram aumentos nos teores de NO_x de forma quadrática e na camada profunda (20-40 cm) estes aumentos foram também quadráticos em todas as doses utilizadas (Figuras 20B e 20C).



Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (°) 10%, (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 19. Teor de C obtidos pelo processo de oxidação da matéria orgânica do solo em gradiente ácido nas camadas de 0-10 (A) , 10-20 (B) e 20-40 cm de profundidade (C) num solo cultivado com milho e adubado com cama de aviário.

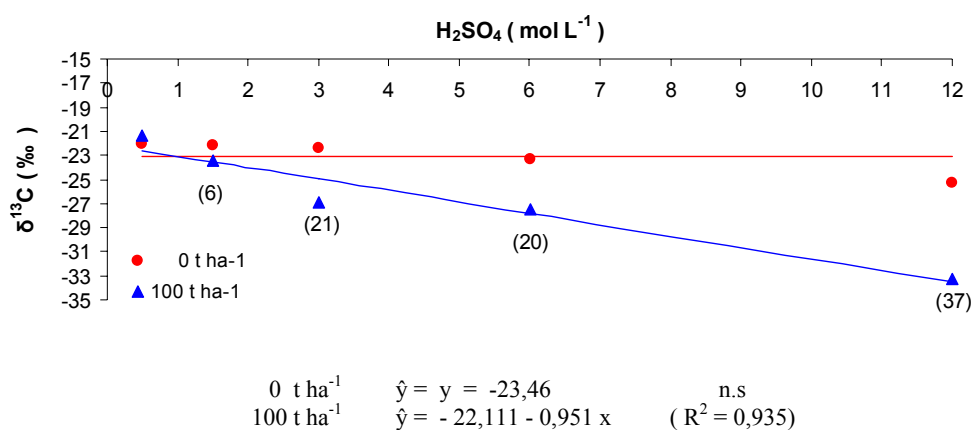


Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (°) 10%, (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

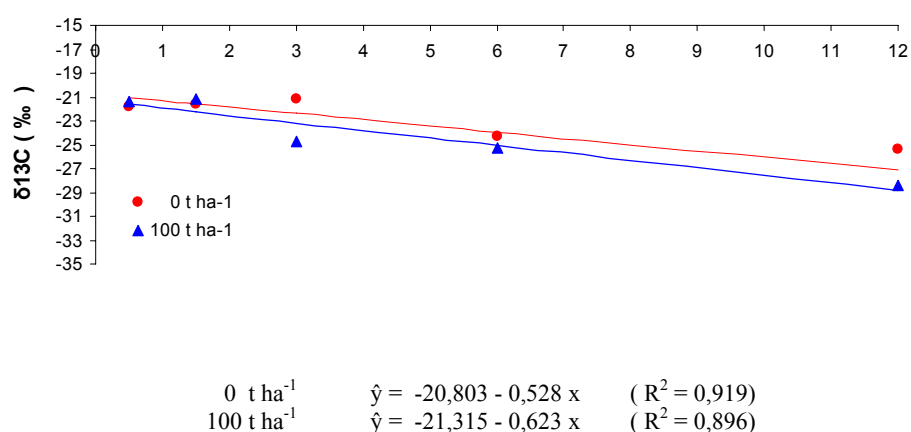
Figura 20. Teor de N obtidos pelo processo de oxidação da matéria orgânica do solo em gradiente ácido nas camadas de 0-10 (A), 10-20 (B) e 20-40 cm de profundidade (C) num solo cultivado com milho e adubado com cama de aviário.

Os resultados da análise de variância da razão isotópica do C na fração de solo residual obtida após o gradiente ácido ($\delta^{13}\text{C}_{\text{COR}}$) em amostras de solo coletadas nas camadas superficial (0-10 cm) e sub-superficial (10-20 cm) dos tratamentos que receberam 0 t ha⁻¹ e 100 t ha⁻¹ de cama de aviário, mostram que apenas na camada superficial apresentou-se diferenças significativas entre doses de cama (p<0,01). Observa-se, também, que em ambas as camadas, com exceção do tratamento 0 t ha⁻¹ na camada superficial, um efeito significativo (p<0,01) das concentrações crescentes do ácido sulfúrico dentro das doses utilizadas (Figura 21).

(A)



(B)



Efeitos significativos dos coeficientes, níveis de: (°) 10%, (*) 5% e (**) 1% de probabilidade, pelo teste de F

Figura 21. Razão isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) do carbono orgânico remanescente após a oxidação da MOS com concentrações crescentes de H_2SO_4 de amostras de solo coletadas nas camadas de 0-10 cm (A) e de 10-20 cm (B) de profundidade após a aplicação de 0 e 100 t ha⁻¹ de cama de aviário. Valores entre parênteses correspondem ao percentual da contribuição do C da cama de aviário.

Ficou evidente que, especialmente na camada superficial, no solo que recebeu 100 t ha⁻¹ de cama de aviário os valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{COR}}$ reduziram ao longo do gradiente ácido, indicando que a fração de C residual após a hidrólise acida mais forte (C mais estável e recalcitrante) é em maior parte derivado da cama de aviário ($\delta^{13}\text{C}$ mais negativo). Por outro lado, pressupõe-se que nas frações mais labéis há, proporcionalmente, maior contribuição de C derivado de resíduos do milho ($\delta^{13}\text{C}$ menos negativo).

Ao realizar os cálculos para estimar a contribuição da cama de aviário ao C do solo na camada de 0-10 cm, tem-se que a cama aportou 6, 21, 20 e 37% do seu C nas concentrações de 1,5, 3,0, 6,0 e 12,0 mol L⁻¹ respectivamente (Figura 21).

5. CONCLUSÕES

1. Ocorreu aumento quadrático em base raiz na produtividade de grãos de milho e quadrático na produção de matéria seca em função doses crescentes de cama de aviário.
2. A cama aviária é uma boa alternativa como adubo orgânico para incrementar as produtividades da cultura de milho. A dose de 34,2 t ha⁻¹ de cama de aviário apresentou maior produtividade máxima econômica (\hat{y} máx econômico) quando comparada às demais doses aplicadas.
3. A análise foliar mostrou, que a partir da dose de 25 t ha⁻¹ até a máxima dose testada, os teores são considerados adequados para a cultura de milho.
4. A volatilização da amônia evidenciou ser um fenômeno importante de perda do total de N amoniacal proveniente da cama aviária utilizada como adubo orgânico na agricultura, pois atingiu de 20 a 25 % do NH₄⁺ aplicado, aumentando com o incremento da dose aplicada.
5. As maiores perdas de N-NH₃ por volatilização (48 a 71%) ocorreram durante os primeiros três dias após as aplicações da cama de aviário.
6. Com o aumento da dose de cama de aviário ocorre incrementos nos teores de nitrogênio em todas as suas formas nos lixiviados. Os maiores teores de amônia no lixiviado foi determinado na primeira avaliação com uma media do 57.2%, diminuindo de forma apreciável até final.
7. O N amoniacal da cama de aviário foi rapidamente nitrificado no solo e o N-NO₃⁻ produzido se deslocou no perfil do solo havendo evidências de perdas desta forma de N por lixiviação.
8. Os teores de N em forma de nitratos na água lixiviada, em doses maiores 50 t/ha estiveram sempre em todas as avaliações acima do limite permitido ambientalmente à qualidade da água (10 mg L⁻¹).
9. Com o aumento da dose de cama de aviário ocorrem incrementos nos teores de COT e NT no solo e em todas as frações da MOS diminuendo com a profundidade.

10. As aplicações superficiais de este tipo de resíduo orgânico limita os incrementos nos teores de COT e NT à camada de 20 cm de profundidade.
11. A adição de cama de aviário ao solo promoveu alterações nos teores de C e N na diferentes frações da MOS, e, na distribuição do C das frações humificadas da matéria orgânica; é observada a diminuição da relação AH/AF, e, como consequência, da qualidade do húmus.

6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ABDALA, D.B. Produtividade de Milho e potencial de perdas de fósforo em argissolo fertilizado com cama de aviário. Dissertação, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2008. 36 p. (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)
- ADDISCOTT, T.M. Entropy and sustainability. *Eur. J. Soil Sci.*, 46:161-168, 1995.
- ADELI, A.; SISTANI, K.R.; ROWE, D.E.; TEWOLDE, H. Effects of Broiler Litter Applied to No-Till and Tillage Cotton on Selected Soil Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 974–983, 2007.
- ALMEIDA, A. C. R. Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho. Dissertação, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000. 144 p. (Mestrado em Agronomia).
- ALVAREZ V., V.H. Avaliação da fertilidade do solo. – Superfície de resposta- Modelos aproximativos para expressar a relação fator-resposta. Universidade Federal de Viçosa. Apostila 228. 1985.
- AMADO, T.J.C. Disponibilidade de nitrogênio para o milho em sistemas de cultura e preparo de solo. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1997. 201p. (Tese de Doutorado)
- ANDERSON, D. W. Decomposition of organic matter and carbon emissions from soils. In: LAL, R. KIMBLE, J. LEVINE, E. & STWART, B. A., eds. *Soil and global change*. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 165-175.
- ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caçado. *SANARE – Revista técnica da Sanepar*, 18:63-70, 2002.
- ARAÚJO, C.; ZARATE, N. A. H. & VIEIRA, M. C. Produção e perda de massa pós-colheita de cenoura ‘Brasília’ considerando doses de fósforo e de cama de aviário semi decomposta. *Acta Scientiarum*, 26: 131-138, 2004.
- ARNS, A.P. Eficiência fertilizante da cama sobreposta de suíno. Dissertação, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2004. 99 p. (Tese Mestrado em Agronomia)

- AVICULTURA INDUSTRIAL. O velho e bom esterco da granja. Disponível em: <http://www.aviculturaindustrial.com.br/site/dinamica.asp?id=4647&tipo_tabela=cet&categoria=manejo>. Acesso em: fev. 2007.
- BASSO, C.J. Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos. Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria. 2003. 125 p. (Tese Doutorado em Agronomia)
- BAUER, A. & BLACK. A.L. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58:185–193, 1994.
- BAYER, C. Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos. - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Porto Alegre. 1996. 241p. (Tese Doutorado)
- BAYER, C., & MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. *R. Bras. Ci. Solo*, Campinas, 21:105-112, 1997a.
- BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A., CAMARGO, F.A.O. (Eds.), *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre : Genesis, 1999. p.9-26.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. & CERETTA, C.A. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. *Soil Till. Res.*, 53:95-104, 2000a.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T.J.C.; MARTIN-NETO, L. & FERNANDES, S.V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.*, 54:101-109, 2000b.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. & MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. *R. Bras. Ci. Solo*, 24: 599-607, 2000c.
- BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manage.*, 133:13-22, 2000.
- BERG, B. & MATZNER, E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environ. Rev.*, 5:1-25, 1997.
- BERNOUX, M; CERRI, C.C.; NEILL, C. & DE MORAES, J.F.L. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*, 82: 43-58, 1998.
- BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A. (Ed.). *Methods of soil analysis*. 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986. v.1, p.363-375.

- BOLINDER, M.A.; ANGERS, D.A.; GIROUX, M. & LAVERDIÈRE, M.R. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea mays* L.). *Plant Soil*, 215:85-91, 1999.
- BOUCHARD, D. C.; WILLIAMS, M. K.; SURAMPALLI, R. Y. Nitrate contamination of groundwater: Sources and potential health effects. *Journal of the American Water Works Association*, 84(9): 85-90, 1992.
- BOUTTON, T. W., ARCHER, S. R., MIDWOOD, A. J., ZITZER, S. F. AND BOL, R. $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic carbon and their use in documenting vegetation change in a subtropical savanna ecosystem. *Geoderma*, 8: 5-41, 1998.
- BREMNER, J.M. Organic forms of nitrogen. In: BLACK, C.A. (Ed), *Methods of soil analysis*, Madison: American Society of Agronomy, Part. 2. p. 1238-1255, 1965.
- BRYE, K.R.; SLATON, N.A.; NORMAN, R.J.; SAVIN, M.C. Short-term effects of poultry litter form and rate on soil bulk density and water content. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 35: 2311-2325, 2005.
- CALEGARI, A. Coberturas verdes em sistemas intensivos de produção. In: *Workshop nitrogênio na sustentabilidade de sistemas intensivos de produção agropecuária*, 2000, Dourados. Anais. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Embrapa Agrobiologia, 2000. p.141-153.
- CAMARGO, F.O; GIANELLO, C.; RHEINHEIMER, D.; KAMINSKI, J.; BISSANI, C.A. Fracionamento do N, P e S orgânicos. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. (Eds) *Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre, Gênese, 1999. p. 359-388.
- CAMBARDELLA, C.A & ELLIOT, E.T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 777-783, 1992.
- CANABARRO, D. V. N. et al. Acúmulo de nitrogênio e produtividade de milho com o uso de dejetos de suínos manejados na forma líquida e em cama sobreposta. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto. *Anais...* Ribeirão Preto: Agromídia, 2003. 1 CD-ROM.
- CANELLAS, L.P. et al. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, 36(12): 1529-1538, 2001.
- CANELLAS, L. P. & SANTOS, G. A. *Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas*. Campos dos Goytacazes: Biblioteca do CCTA/UENF, 309 p., 2005.
- CARREIRO, M.M.; SINSABAUGH, R.L.; REPERT, D.A. & PARKHURST, D.F. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology*, 81:2359-2365, 2000.

- CASTRO FILHO, C, LOURENÇO, A., M. DE F. GUIMARÃES, M. DE F. & FONSECA, I.C.B. Aggregate stability under different soil management systems in a red latosol in the state of Parana, Brazil. *Soil and Tillage Research*, 65:45-51. 2002.
- CERETTA, C. A & FRIES, M. R. Adubação nitrogenada no sistema de plantio direto. In: NUERNBERG, N.J. *Plantio direto: conceitos, fundamentos e práticas culturais*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, 1997. p. 111-120.
- CERRI, C.C.; VOLKOFF, B.; EDUARDO, B. J. Efeito do desmatamento sobre a biomassa microbiana em Latossolo amarelo da Amazônia. *R. Bras. Ci. Solo*. 9: 1-4, 1985.
- CHASTAIN, J.P.; CAMBERATO, J.J.; SKEWES. P. Poultry manure production and nutrient content. Chapter 3b in: *Confined Animal Manure Managers Certification Program Manual B Poultry Version 2*. Clemson University Cooperative Extension Service. 17 p., 2003.
- CHAN, K.Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in a oxic paleustalf under different pasture leys. *Soil Sci.*, 166:61-67, 2001.
- COELHO, A.M.; FRANÇA, G.C.; BAHIA, A.F.C. & GUEDES, G.A. Balanço de nitrogênio ¹⁵N em Latossolo Vermelho-Escuro, sob vegetação de cerrado, cultivado com milho. *R. Bras. Ci. Solo*, 95:187-193, 1991.
- COELHO, A.M. & FRANÇA, G.E. Seja o doutor do seu milho. *Arquivo do agrônomo* No. 2. POTAFOS. 2da Ed. 1995. 9 p.
- COSTA, M. C. G.; VITTI, G. C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. *R. Bras. Ci. Solo*, 27: 631-637, 2003.
- DALAL, R.C. & MAYER, R.J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. I. Total organic carbon and its rate of loss from the soil profile. *Aust. J. Soil Res.*, 24:281-292, 1986.
- DABIN, B. Les matières organiques dans les sols tropicaux normalement drainés. *Cahiers de l'Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer, Série Pédologie*, Paris, 16(3,4): 197-215, 1981.
- DENARDIN, J.E.; KOCHHANN, R.A. Requisitos para a implantação e manutenção do sistema plantio direto. In: EMBRAPA. *Centro Nacional de Pesquisa de Trigo. Plantio direto no Brasil. Passo Fundo : Aldeia Norte*, 1993. p.19-27.
- DIJKSTRA, F.A.; HOBBIIE, S.E.; KNOPS, J.M.H. & REICH, P.B. Nitrogen deposition and plant species interact to influence soil carbon stabilization. *Ecology Letters*, 7:1192-1198. 2004.

- DORAN, J.W.; PARKIN, T.B., Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (eds). Defining soil quality for a sustainable environment. SSSAJ, Madison, (Publication Number 35), 1994. p.3-22.
- DOS SANTOS, E.C.; COTTA, J. T. B.; MUNIZ, J.A.; FONSECA, R. A.; TORRES, D. M.. Avaliação de alguns materiais usados como cama sobre o desempenho de frangos de corte. Ciênc. agrotec., Lavras, 14: 1024-1030, 2000.
- DRINKWATER, L.E; P. WAGONER, P.; SARRANTONIO, M. Legume based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, 396: 262-265, 1998.
- DUETE, R.R.C.; MURAOKA, T.; EDSON CABRAL DA SILVA, E.C.; TRIVELIN, P.C.O & AMBROSANO, E.J. manejo da adubação nitrogenada e utilização do nitrogênio (¹⁵N) pelo milho em Latossolo Vermelho. R. Bras. Ci. Solo, 32:161-171, 2008.
- DURIGON, R. Esterco líquido de suínos em pastagem natural e características químicas do solo. . Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2000. 46p. (Tese de Mestrado)
- DUTRA, I. S; DÖBEREINER, J; SOUZA, A. M. Botulismo em bovinos de corte e leite alimentados com cama de aviário. Pesquisa Veterinária Brasileira, 25: 115-119, 2005.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de análise químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa-Comunicação para transferência de tecnologia. Organizador: Fabio César da Silva. 1999. 370 p.
- EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Cultivo do milho. Embrapa Milho e Sorgo. Sistemas de Produção, 1, ISSN 1679-012 Versão Eletrônica - 2ª Edição Dez./2006. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho_2ed/index.htm> . Acesso em: Fev. 2008.
- EMBRAPA. Brasil é referência mundial em plantio direto. Disponível em: <<http://www.embrapa.br/imprensa/noticias/2008/fevereiro/2a-semana/brasil-e-referencia-mundial-em-plantio-direto/?searchterm=Plantio%20direto>>. Acesso em: Fev. 2008.
- EPSTEIN, E.; TAYLOR, J.M.; CHANEY, R.L. Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil physical and chemical properties. *Journal of Environmental Quality*, 5: 422-426, 1976.
- FARQUHAR, G.D.; EHLERINGER, J.R.; HUBICK, K.T. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual Review in Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 40: 503-537, 1989.
- FIGUEIREDO, C.C.; RESCK, D.V.S.; GOMES, A.C. & URQUIAGA, S. Sistemas de manejo na absorção de nitrogênio pelo milho em um Latossolo Vermelho no Cerrado. *Pesq. Agropec. Bras.*, 40:279-287, 2005.

- FRANCHI, E.A. Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de milho, aveia e ervilhaca com o uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001. 70 p. (Tese Mestrado em Agronomia)
- FELLER, C. & BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79:69-117, 1997.
- FOG, K. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biol. Rev.*, 63:433-462, 1988.
- FONTAINE, S.; MARIOTTI, A. & ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biol. Biochem.*, 35:837–843, 2003.
- FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.A.; GUIMARÃES, C.M.; SILVA, C.A.; FADIGAS, F.S. Estoque de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de latossolo do cerrado sob sistemas de cultivo. *R. Bras. Ci. Solo*, 26:425-434, 2002.
- GAO, G. & CHANG, C. Changes in CEC and particle size distribution of soils associated with long-term annual applications of cattle feedlot manure. *Soil Sci.* 161:115–120. 1996.
- GARCÉS, N. P. Características actuales del humus en los principales tipos de suelos de Cuba. Nitra: Universidad de Agricultura de Nitra, 1987. 200 p. (Tesis Doctoral).
- GARCIA, J.C & OLIVEIRA, J. Indicadores de Tendência CIMilho: Previsões iniciais da área plantada com milho nos Estados Unidos. Portal do Agronegócio. 2008 Em: <www.portaldoagronegocio.com.br>. Acessado em: Agosto de 2008.
- GIACOMINI, S.J. Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos. 2005. 247f. Tese (Doutor em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.
- GIACOMINI, S.J. & AITA, C. Emissão de dióxido de carbono após aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, 43:107-114, 2008
- GONÇALVES, M. Transformações do carbono e do nitrogênio no solo e produção de aveia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005. 85 p. (Tese Mestrado).
- GRAPEGGIA JÚNIOR, G., AMADO, T.J.C., PONTELLI, C.B. Diferentes sistemas conservacionistas de manejo e sua influência nos teores de carbono orgânico e na CTC dos solos. In: XIII REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA. Ilhéus, SBSCS, 2000, 1036 p. p. 761-762.
- GROVE, L.T.; RICHET, K.D. & MADERMAN, G.C. Nitrogen fertilization of maize on oxisol of the cerrado of Brazil. *Agron. J.*, 27:261-265, 1980.

- HAGEDORN, F.; SPINLER, D.; SIEGWOLF, R. Increased N deposition retards mineralization of old soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 35 (12): 1683-169. 2003.
- HEATH, J.; AYRES, E.; POSSELL, M.; BARDGETT, R. D.; BLACK, H. I. J.; GRANT, H.; INESON, P. & KERSTIENS, G. Rising atmospheric CO₂ reduces sequestration of root-derived soil carbon. *Science*, 309: 1711-1713, 2005.
- HELFRICH, M.; LUDWIG, B.; BUURMAN, P. & FLESSA, H. Effect of land use on the composition of soil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Geoderma*, 136: 331-341, 2006.
- HOFF, J.D.; NELSON, D.W.; SUTTON, A.L. Ammonia volatilization from liquid applied to cropland. *Journal of Environmental Quality*. 10: 90-95, 1981.
- KAILL, S. Agricultura Conservacionista e Sistema Plantio Direto. Portal do agronegócio. www.portaldoagronegocio.com.br. 2007. Acessado em: junho 2008.
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON, D. W.; MINKKINEN, K. & BYRNE, K. A. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137: 253-268, 2007.
- JANTALIA, C. P.; PEREIRA, H.; DENARDIN, J.E.; KOCHHANN, R.; RODRIGUES, B.J.; URQUIAGA, S.; ROBERT MICHAEL BODDEY, R.M. Influência de rotações de culturas no estoque de carbono e nitrogênio do solo sob plantio direto e preparo convencional. *Agronomia*, 37: 91 - 97, 2003.
- JEMILSON, J.M., FOX, R.H. Estimation of zero-tension pan lysimeter collection efficiency. *Soil Science*, Baltimore, 154: 85-94, 1992.
- KIEHL, E.J. Fertilizantes orgânicos. São Paulo: Ceres, 1985, 492p.
- KINGERY, W.L.; WOOD, C.W.; DELANY, D.P.; WILLIAMS, J.C.; MULLINS, G.L. Impact of long-term land application of broiler litter on environmentally related soil properties. *J. Environ. Qual.* 23:139-147. 1994.
- KONZEN, E.A. Aproveitamento de dejetos líquidos de suínos para fertirrigação e fertilização em grandes culturas. Sete Lagoas: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2003a. 11p. (Circular Técnica, 32).
- KONZEN, E.A. Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves. Sete Lagoas: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2003b. 10p. (Circular Técnica, 31)
- KONZEN, E. A. & ALVARENGA, R. C. Adubação orgânica. Em: Cultivo do milho. Embrapa Milho e sorgo. Sistemas de Produção, 1 ISSN 1679-012 Versão Eletrônica - 2ª Edição. Dez./2006.

- KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C. Cultivo do milho: fertilidade do solo. Embrapa, 2000.
Disponível em:
<<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Milho/CultivodoMilho/ferorganica.htm>>. Acesso em: fev. 2007.
- KRULL, E.S. & SKJEMSTAD, J.O. $d^{13}C$ and $d^{15}N$ profiles in ^{14}C -dated Oxisol and Vertisols as a function of soil chemistry and mineralogy. *Geoderma*, 112:1-29, 2003
- LAL, R. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO_2 -enrichment. *Soil and Tillage Research*, 43: 81-107, 1997.
- LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623-1627, 2004.
- LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de $N-NH_3$ volatilizado da uréia aplicada ao solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 14:345-352, 1990.
- LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O.; KONDÖRFER, G.H. & PEREIRA, S. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluida de cobertura na cultura do milho em sistema plantio direto no Triângulo Mineiro. *R. Bras. Ci. Solo*, 14:363-376, 2000.
- LEITE, L.F.C, MENDONÇA, E.S, NEVES, J.C.L., MACHADO, P. L. O. A. & GALVÃO, J.C.C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:821-832, 2003.
- LIMA, L.P. Avaliação física de um latossolo vermelho textura media, influenciada pela aplicação de dejetos de suíno e cama aviária. Universidade Federal de Uberlândia. 2007. 175 p. (Tese Mestrado)
- LOECKE, T.D.; LIEBMAN, M.; CAMBARDELLA, C.A. & RICHARD, T.L. Corn response to composting and time of application of solid swine manure. *Agron. J.*, 96:214-223, 2004.
- LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C. & VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:175-187, 2004
- LUGATO, E.; BERTI, A. & GIARDINI, L. Soil organic carbon (SOC) dynamics with and without residue incorporation in relation to different nitrogen fertilization rates. *Geoderma*, 135: 315-321, 2006.
- MAPA. Site do ministério da agricultura, disponível em internet via WWW. URL: www.agricultura.gov.br. Arquivo consultado em 01 de março de 2007.

- MARQUES, Transformações do carbono e do nitrogênio no solo e produção de aveia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. 2005. Universidade Federal de Santa Maria 2005. 85 p. (Tese Mestrado).
- MARY, B.; RECOUS, S.; DARWIS, D. & ROBIN, D. Interaction between decomposition of plant residues and nitrogen and nitrogen cycling in soil. *Plant Soil*, 181:71-82, 1996.
- MATTEI, G. et al. Efeito da aplicação de dejetos de suínos na altura de plantas de milho. In: MOSTRA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 13, 2003, Passo Fundo. *Resumo Expandido...* Passo Fundo: Divisão da Vice-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da Universidade de Passo Fundo - UPF, 2003. 1 CD-ROM.
- MATZNER, K.M.E. Nitrogen content of forest floor Oa layers affects carbon pathways and nitrogen mineralization. *Soil Biol. Biochem.*, 34:1807-1813, 2002.
- MEGA AGRO. Cama de aviário: uso somente como adubo. Disponível em: <<http://www.agro1.com.br/noticias/noticia.asp?cod=10565>>. Acesso em: fev. 2007.
- MENDHAM, D.S.; SANKARAN, K.V.; O'CONNELL, A.M. & GROVE, T.S. *Eucalyptus globulus* harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biol. Biochem.*, 34:1903-1912, 2002b.
- MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. *Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análises*. Viçosa: UFV, 2005. 107p.
- MENEZES, J. F. S ; ANDRADE, C.L.T. ; ALVARENGA, R.C ; KONZEN, E. ; PIMENTA, F.F. Utilização de resíduos orgânicos na agricultura. 2002. Disponível em: <<http://www.planetaorganico.com.br/trabJune.htm>>. Acesso em: 22 fev. 2007.
- MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In.: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Tropicais e Subtropicais*. Porto Alegre: Gênese, 1999. Cap. 2. p. 1-8.
- MILLER, R.M. & JASTROW, J.D. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. *Soil Biol. Biochem.*, 22:579-584, 1990.
- MITCHELL, C.C.; TU, SH. Nutrient accumulation and movement from poultry litter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:2146-2153. 2006.
- MITCHELL, W.H.; TEEL, M.R. Winter-anual cover crops for no-tillage corn production. *Agronomy Journal*, v.69, p.569-573, 1977.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: UFLA, 2002. 626p.
- MORENO, J. L. *La materia orgánica en los agrosistemas*. Madrid: Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 1996. 174 p.

- MYASAWA, M.; PAVAN, M. A. & CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. R. Bras. Ci. Solo, Campinas, 17:411-416, 1993.
- NEFF, J.C.; TOWNSEND, A.R.; GLEIXNER, G.; LEHMAN, S.J.; TURNBULL, J. & BOWMAN, W.D. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. Nature, 419:915-917, 2002.
- NÖMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest. Plant and Soil, 39:309-318, 1973.
- OLIVEIRA, P. A. V. D. Comparaison des systèmes d'élevage des porcs sur litière de sciure ou caillebotis intégral. Université de Rennes 1, Rennes, 1999. 272p. (Thèse de Douteur)
- ORLOV, D. S. Organic substances of Russian soils. Eurasian Soil Science. 31(9): 946-953, 1998.
- O'SHEA, J. Agronomic value for broad acre crops of deep litter from pig sheds. Final Report project number BMI 13/1228, Austrália, 2000. Disponível em: <www.apl.au.com>. Acesso em: 15 mar. 2007.
- PAYNE, V W. Management, treatment and utilization of poultry litter with respect to environmental protection. In: Simpósio Internacional sobre Ambiência e Sistemas de Produção Avícola, Concórdia SC. p. 182-193, 1998.
- PESSENDA, L. C. R.; GOMES, B. M.; ARAVENA, R.; RIBEIRO, A.S.; BOULET, R.; GOUVEIA, S. E. M.; The carbon isotope record in soils along a forestcerrado ecosystem transect: implications for vegetation changes in the Rondônia state, southwestern Brazilian Amazon region. The Holocene, London, 8:599-603, 1998.
- PILLON, C. N. Alterações no conteúdo e qualidade da matéria orgânica do solo induzidas por sistemas de cultura em plantio direto. UFRGS, 2000. 232 p. (Tese de doutorado).
- PORT, O. Uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto: volatilização de amônia, N mineral no solo, fornecimento de nutrientes e produtividade de plantas de cobertura e de milho. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002. 132 p. (Tese Mestrado em Agronomia)
- PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 38, p. 857-865, 2003.
- PORTO, J. C. V. B. Embrapa testa três tipos diferentes de cama de aviário para mostrar que não há risco na carne de frango. Embrapa, 2005. Disponível em: <http://www.paginarural.com.br/noticias_detalhes.asp?subcategoriaid=18&id=25089>. Acesso em: Nov. 2007.
- RAIJ, B. van. Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba: Ceres, Potafos, 1991, 343p.

- REDDY, K.S.; SINGH, M.; TRIPATHI, A.K.; SINGH, M.; MANBENDRA, N. S. Changes in amount and fractions of nitrogen in an Eutrochrept soil after long-term cropping with different fertilizer and organic manure inputs. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166:232-238, 2003.
- RIBEIRO, A.C.; GUIMARAES, P.T.G.; ALVAREZ V., V.H. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação. Viçosa, CFSEMG . 1999. 359p.
- RICHTER, D.D.; MARKEWITZ, D.; TRUMBORE, S.E. & WELLS, C.G. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a reestablishing forest. *Nature*, 400:56-58, 1999.
- ROCHA, M.T. Aquecimento e o seqüestro de carbono em projetos agroflorestais. *Revista Ecologia*, nº151, Rio de Janeiro, 2000.
- ROCHA, M.T. Fertilização orgânica e qualidade do solo: um estudo de alguns indicadores de manejo sustentável. CENA, USP, Piracicaba, 2000. 55 p. (Tese Mestrado em Ciências).
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E.J.; VASCONCELLOS, C.A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the ¹³Cr¹²C isotopic ratio in a Cerrado's oxisol. *Geoderma*, v. 104, p.185–202, 2001.
- ROSCOE, R.; MACHADO, P.L.O de A. Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2002. 86p.
- ROSTAGNO, H.S.; DIOSNIZIO, M.A.; PAEZ, L.E. BUTERI, C.B. ALBINO, L.F.. Impacto da Nutrição de Frangos de Corte sobre o Meio Ambiente. 2005. Disponível em: http://www.polinutri.com.br/conteudo_artigos_anteriores_julho2005.htm. Acesso em: Dez. 2007.
- RUIZ, H.A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (silte+argila). *R. Bras. Ci. Solo*, 29:297-300, 2005.
- SÁ, J. C. M. DE; CERRI, C. C.; DICK, W. A.; LAL, R.; VENZKE FILHO, S. P.; PICCOLO, M. C. FEIGL, B. J.; Organic mater dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian oxisol. *Soil Science Society of Americam Journal*. Madison, v. 65, p. 1486-1499, 2001.
- SARIYILDIZ, T. & ANDERSON, J.M. Decomposition of sun and shade leaves from three deciduous tree species, as affected by their chemical composition. *Biol. Fertil. Soils*, 37:137-146, 2003.
- SCHERER, E.E. Utilização de esterco de suínos como fonte de nitrogênio: bases para produção dos sistemas milho/feijão, em cultivos de sucessão. Florianópolis: EPAGRI, 1998, 46p. (Boletim Técnico, 99).
- SCHINDLER, D.W. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, v.195, p.260-262, 1977

- SEGANFREDO, M. A. *O impacto ambiental na utilização da cama de aves como fertilizante do solo. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA. 2000, 4 p. Disponível em: <www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_j1k38l3q.html>. Acesso em: Nov. 2007.*
- SHAMOOT, S.; MacDONALDS, L. & BARTHOLOMEW, W.V. Rhizodeposition of organic matter debris in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 32:817-820, 1968
- SILVA, J.E.; LEMAINSKI, J. & RESCK, D.V.S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de Cerrados do oeste baiano. *Rev. Bras. Ci. Solo.* 18:541-547, 1994.
- SILVA, I.F. & MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados de solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 21:113-117, 1997.
- SILVA, E.C.; MURAOKA, T.; BUZETTI, S. & TRIVELIN, P.C.O. Manejo de nitrogênio no milho em Latossolo Vermelho sob plantio direto com diferentes plantas de cobertura. *Pesq. Agropec. Bras.*, 41:477-486, 2006.
- SISTANI, K.R.; BRINK, G.E.; ADELI, A.; TEWOLDE, H.; ROWE, D.E. Year-round soil nutrient dynamics from broiler litter application to bermudagrass. *Agron. J.* 96:525–530. 2004.
- SISTI, C.P.J.; SANTOS, H.P.; KOHHANN, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, v.76, p.39-58, 2004.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T. & PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63:1350-1358, 1999.
- SIX, J.; CALLEWAERT, P.; LENDERS, S.; DE GRYZE, S.; MORRIS, S. J. ; GREGORICH, E. G. ; PAUL, E. A. & PAUSTIAN, K. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 1981-1987, 2002.
- SOLOMON, D.; FRITZSCHE, F.; TEKALIGN, M.; LEHMANN, J. & ZECH W. Soil Organic Matter Composition in the Subhumid Ethiopian Highlands as Influenced by Deforestation and Agricultural Management. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66:68-82, 2002.
- SOMMER, S. G. & HUTCHINGS, N. J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction: invited paper. *European Journal of Agronomy*, Amsterdam, 15: 1-15, 2001.
- SPALDING, R.F. & EXNER, M.E. Occurrence of Nitrate in Groundwater - A Review. *J. Environ.Qual.* 22:392-402, 1993.
- STEVENSON, F.J. *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients.* New York: J. Wiley, 1986. 380p.

- STEVENSON, F.J. Humus Chemistry: Genesis, Composition and Reactions. 2.ed. New York, Willey & Sons Inc., 1994. 496p.
- SWIFT, R.S. Method for extraction of IHSS soil fulvic and humic acids. In. SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELMKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTANPOUR, P.N.; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T. & SUMMER, M.E., ed. Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Soil Sci. Soc. Am. Books, 1996. p.1018-1020.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2 ed. Porto Alegre, Departamento de solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).
- TEIXEIRA, D.V. Milho, Superando Limites de Produtividade. Divulgação Técnica MANAH. Ano XII, No. 166. 2004
- TEIXEIRA, L.A.J.; TESTA, V.M. & MIELNICZUK, J. Nitrogênio do solo, nutrição e rendimento de milho afetados por sistemas de cultura. Revista Brasileira de Ciência do Solo. Solo, 18: 207-214, 1994.
- TEIXEIRA, L.B.; OLIVEIRA, R.F. de; FURLAN JUNIOR, J.; CHENG, S.S. Comparação de composto orgânico de Barcarena com adubos orgânicos tradicionais quanto às propriedades químicas. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2002. 3p. (Embrapa Amazônia Oriental. Comunicado Técnico, 70).
- TESTA, V.M.; TEIXEIRA, L.A.J. & MIELNICZUK, J. Características químicas de um Podzólico Vermelho-Escuro afetadas por sistemas de cultura. R. Bras. Ci. Solo, 16:107-114, 1992
- TISDALL, J.M. & OADES, J.M. Organic matter and waterstable aggregates in soils. J. Soil Sci., 33:141-163, 1982.
- USEPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. The quality of our nation's water. A summary of the National Water Quality Inventory: 1998. Report to Congress. EPA 841-S-00-001, 2000.
- van BREEMER, N. van. Soils as biotic construct favouring net primary productivity. Geoderma, 57:183-211, 1993.
- VEZZANI, F.M. Qualidade do sistema solo na produção agrícola. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001. 184p. (Tese de Doutorado)
- VEZZANI, F.M.; TEDESCO, M.J. & BARROS, N.F. Características do solo e das plantas no consórcio de eucalipto e acácia negra. Rev. Bras. Ci. Solo, 25: 225-231, 2001.
- VILLAS BÔAS, R.L.; BOARETTO, A.E.; BÜLL, L.T. & GUERRINI, I.A. Parcelamento e largura da faixa de aplicação da uréia na recuperação do nitrogênio pela planta de milho. Sci. Agric., 56: 1177-1184, 1999.

- WHITEHEAD, D.C. Grassland Nitrogen. Ed. Cab Internacional. Wallingford, EUA, 1995. 397p.
- WISEMAN, C. L. S. & PÜTTMANN, W. Interactions between mineral phases in the preservation of soil organic matter. *Geoderma*, 134: 109-118, 2006.
- YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil. Sci. Plant Anal.*, 13:1467-1476, 1988.
- YONEYA, F. Cama de aviário vira fertilizante. Disponível em:
<<http://www.seagri.ba.gov.br/noticias.asp?qact=view&exibir=clipping¬id=8250>>.
Acesso em: 22 fev. 2007.
- YONEBAYASHI, H. & HATTORI, T. Improvements in the method for fractional determination of soil organic nitrogen. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 32:189-200, 1980.
- ZARATE, N. A. H. & VIEIRA, M. C. Produção do milho doce cv. Superdoce em sucessão ao plantio de diferentes cultivares de inhame e adição de cama de aviário. *Hortic. Bras.*, Brasília, 21: 05-09, 2003a.
- ZARATE,, N. A. H; VIEIRA, M. C.; ROSA, E.J.; CARIAGA, J. Cama-de-frango de corte semidecomposta na produção dos tarôs Chinês e Macaquinho. *Acta Scientiarum: Agronomy* v. 25(1): 177-181, 2003b.
- ZARATE, N. A. H.; VIEIRA, M. C.; BRATTI, R. Efeitos da cama de aviários e da época de colheita sobre a produção e a renda bruta da cebolinha “Todo Ano”. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 33 (2): 73-78, 2003c.
- ZEBARTH, B.J; NEILSEN, G.H.; HOGUE, E.J.; NEILSEN, D. *Influence of organic waste amendments on selected soil physical and chemical properties. Canadian Journal of Soil Science*, 79: 501-504, 1999.
- ZINN, Y.L.; RESCK, D.V.S. & SILVA, J.E. Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the Cerrado region of Brasil. *For. Ecol. Manage.*, 166:285-294, 2002.
- ZUBLENA, P.; BARKER, J. C.; T. CARTER, T. A. Poultry Manure as a Fertilizer Source. North Carolina Cooperative Extension Service. 8 p., 1997. Disponível em:
<<http://www.soil.ncsu.edu/publications/Soilfacts/AG-439-05/>>. Acesso em: Nov. 2007.

ANEXOS



Figura 1A. Vista geral da área experimental, antes e após o plantio do milho.

Câmara coletora de amônia

(NOMMIK, 1973)

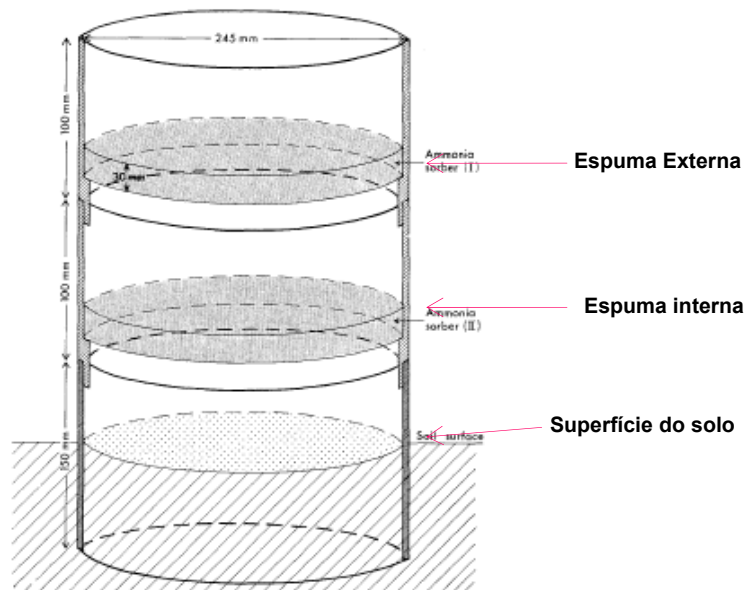


Fig. 1. Device for trapping ammonia volatilized from applied urea under field conditions.

Câmara coletora adaptada e usada no experimento

20 cm de diâmetro e 40 cm de altura.

Câmara e suportes



Câmara completa



Espumas

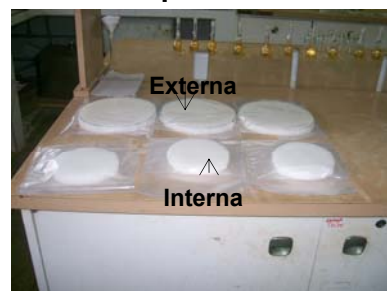


Figura 2A. Representação esquemática detalhes da câmara de captura de amônia e das unidades coletoras de amônia (espumas de nylon).

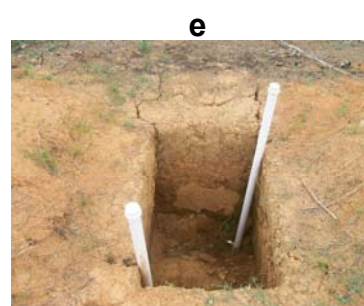
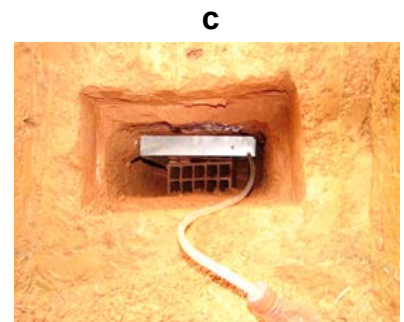
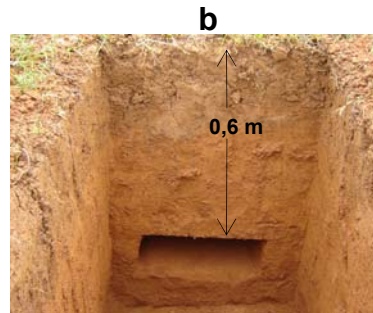
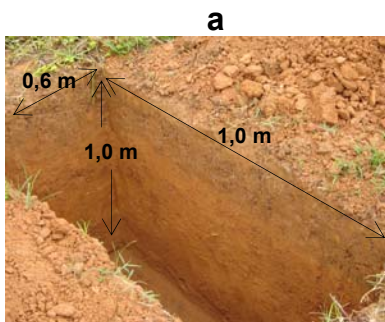
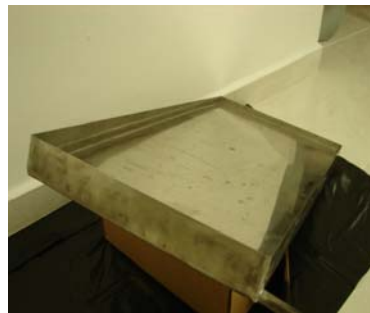
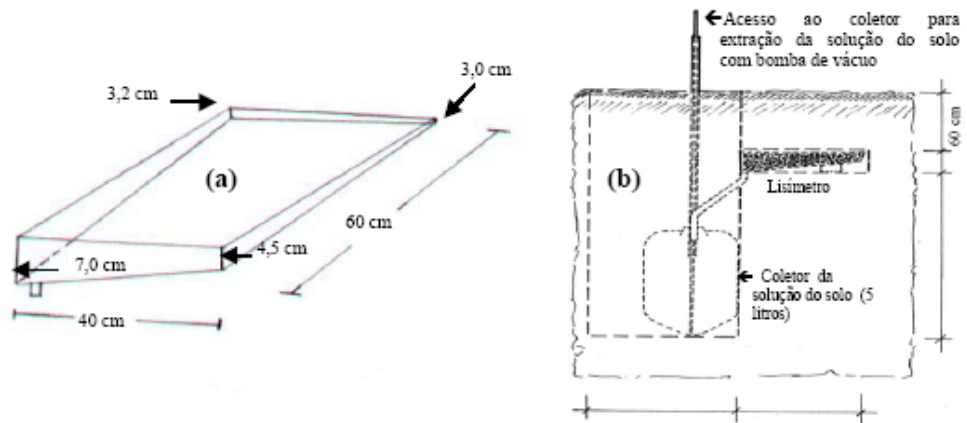


Figura 3A. Representação esquemática e detalhes dos lisímetros instalados.

Quadro 1A. Produtividade de grão e matéria seca na parte área de plantas de milho adubadas com cama de aviário

Dose cama	Grão	Matéria Seca
t ha ⁻¹		kg ha ⁻¹
0	3883	3653
25	9724	7665
50	10958	11377
100	11461	12739
Media	9007	8858
Significancia	**	**
C.V	4,83	8,09

Quadro 2A. Teor de N na folha e conteúdo na planta de milho adubada com cama de aviário

Dose cama	Teor	Conteúdo
(t ha ⁻¹)	(dag kg ⁻¹ de N)	(kg ha ⁻¹ de N)
0	1,88	41,55
25	2,81	129,31
50	2,96	202,84
100	3,18	235,99
Media	2,71	153,21
Significancia	**	**
C.V	4,94	9,12

Quadro 3A. Análises de variância da taxa volatilização de amônia (kg ha⁻¹ dia⁻¹ de NH₃) após aplicação superficial de cama de aviário na adubação do milho

Fonte de Variação	GL	QM
Repetição	3	3,26
Doses	3	2618,00 **
Época de coleta	9	2425,64 **
Época x Doses	27	496,05 **
Época / Doses 0	9	0,32 n.s
Época / Doses 25	9	55,02 **
Época / Doses 50	9	875,77 **
Época / Doses 100	9	2782,70 **
Resíduo	180	2,47
C.V (%)		20,4

* Significativo (p < 0,05); ** Significativo (p < 0,01); n.s não significativo (p > 0,10).

Quadro 4A. Análises de variância para o volume (L) de lixiviado coletado

Fonte de Variação	GL	QM
Repetição	2	3,85 ns
Doses	3	10,05 **
Erro A	9	2,12
Época de coleta	5	7,34 **
Época x Doses	15	1,41 ns
Resíduo	40	1,25
C.V (%)		31,36

* Significativo (p < 0,05); ** Significativo (p < 0,01); n.s não significativo (p>0,10).

Quadro 5A. Análise de variância para os teores de N total, amônio e nitrato no lixiviado

Fonte de Variação	GL	QM		
		N Total	N-NH₄⁺	N-NO₃⁻
Repetição	2	1810,16 *	29,71 n.s	238,04 *
Doses	3	21413,70 **	1011,58 **	1640,01 **
Época coleta	5	9943,34 **	1911,05 **	160,26 **
Época x Doses	15	1469,80 **	355,23 **	32,61 **
Época / Doses 0	5	3,96 n.s	0,31 n.s	0,12 n.s
Época / Doses 25	5	2076,11 **	246,51 **	20,06 **
Época / Doses 50	5	3443,61 **	739,81 **	56,69 **
Época / Doses 100	5	8829,11 **	1990,11 **	181,27 **
Resíduo	40	158,05	19,88	8,99
C.V (%)		29,88	49,19	27,27

* Significativo (p < 0,05); ** Significativo (p < 0,01); n.s não significativo (p>0,10).

Quadro 6A. Análises de Variância para carbono orgânico total (COT), N total (NT), N amoniacal (NH_4^+) e N nítrico (NO_3^-) em três profundidades do solo adubado com diferentes doses de cama de aviário

Fonte de Variação	GL	QM
COT		
Blocos	3	0,833 n.s
Profundidade	2	381,139 **
Dose / Prof. 0 - 10 cm	3	93,747 **
Dose / Prof. 10 - 20 cm	3	32,018 **
Dose / Prof. 20 - 40 cm	3	21,743 n.s
Resíduo	27	1,622
C.V (%)		6,79
N total		
Blocos	3	0,069 n.s
Profundidade	2	4,467 **
Dose / Prof. 0 - 10 cm	3	2,167 **
Dose / Prof. 10 - 20 cm	3	0,640 **
Dose / Prof. 20 - 40 cm	3	0,043 **
Resíduo	27	0,032
C.V (%)		10,18
N- NH_4^+		
Blocos	3	1,54 n.s
Profundidade	2	1373,51 **
Dose / Prof. 0 - 10 cm	3	713,10 **
Dose / Prof. 10 - 20 cm	3	329,19 **
Dose / Prof. 20 - 40 cm	3	115,99 **
Resíduo	69	32,89
C.V (%)		19,33
N- NO_3^-		
Blocos	3	180,47 *
Profundidade	2	290,54 *
Dose / Prof. 0 - 10 cm	3	4450,46 **
Dose / Prof. 10 - 20 cm	3	1696,57 **
Dose / Prof. 20 - 40 cm	3	688,76 **
Resíduo	69	57,49
C.V (%)		20,91

* Significativo $p < 0,05$; ** Significativo $p < 0,01$; n.s. Não Significativo

Quadro 7A. Teores¹ de carbono orgânico total, nitrogênio total, amônio e nitratos em três profundidades do solo adubado com cama de aviário

Dose cama	COT	NT	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
		0 - 10 cm		
t ha ⁻¹	g kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	
0	15,79	1,44	24,70	3,33
25	22,42	2,05	32,73	23,52
50	25,18	2,45	48,41	57,23
100	26,76	3,19	53,31	76,83
Media	22,54	2,28	39,79	40,23
Significancia	**	**	**	**
C.V	7,57	12,09	16,75	23,76
		10 - 20 cm		
0	14,35	1,31	17,64	14,11
25	18,21	1,66	22,93	26,46
50	20,52	1,86	31,75	42,53
100	21,10	2,27	38,02	64,09
Media	18,54	1,77	27,59	36,80
Significancia	**	**	**	**
C.V	5,51	7,81	22,53	18,09
		20 - 40 cm		
0	12,14	1,08	14,70	15,48
25	12,63	1,22	19,99	21,95
50	12,87	1,28	25,48	35,67
100	13,57	1,34	26,26	47,04
Media	12,80	1,22	21,61	30,04
Significancia	n.s	**	**	**
C.V	5,45	2,46	18,26	19,37

¹ Media de quatro repetições. * Significativo p < 0,05. ** Significativo p < 0,01

Quadro 8A. Análises de variância dos teores de C e N na matéria orgânica do solo associada aos minerais (MOAM) e na matéria orgânica particulada (MOP) em três profundidades do solo adubado com cama de aviário

Fonte de Variação	GL	QM
C-MOAM		
Blocos	3	6,71 n.s
Profundidade	2	232,63 **
Dose / Profundidade 0-10	3	47,79 **
Dose / Profundidade 10-20	3	22,06 **
Dose / Profundidade 20-40	3	2,38 n.s
Resíduo	27	5,95
C.V (%)		12,83
C-MOP		
Blocos	3	361,72 **
Profundidade	2	876,36 **
Dose / Profundidade 0-10	3	286,69 **
Dose / Profundidade 10-20	3	55,49 n.s
Dose / Profundidade 20-40	3	2,67 n.s
Resíduo	27	27,51
C.V (%)		42,30
N- MOAM		
Blocos	3	0,0073 n.s
Profundidade	2	2,9860 **
Dose / Profundidade 0-10	3	0,7063 **
Dose / Profundidade 10-20	3	0,2737 **
Dose / Profundidade 20-40	3	0,0219 o
Resíduo	27	0,0083
C.V (%)		5,59
N- MOP		
Blocos	3	541,5 n.s
Profundidade	2	36733,8 **
Dose / Profundidade 0-10	3	11737,9 **
Dose / Profundidade 10-20	3	2791,1 n.s
Dose / Profundidade 20-40	3	293,5 n.s
Resíduo	27	1720,0
C.V (%)		78,47

°Significativo $p < 0,10$; * Significativo $p < 0,05$; ** Significativo $p < 0,01$

Quadro 9A. Teores¹ de carbono e nitrogênio da matéria orgânica do solo associada aos minerais (MOAM) e da matéria orgânica particulada (MOP) determinada em três profundidades.

Dose cama	C		N	
	MOAM	MOP	MOAM	MOP
t.ha ⁻¹				
			0 - 10 cm g kg ⁻¹	
0	1,79	0,82	1,52	0,37
25	2,21	2,14	1,97	1,22
50	2,41	2,45	2,25	1,77
100	2,60	2,74	2,50	2,24
Media	22,53	20,38	2,06	1,40
Significancia	*	*	**	o
C.V	13,40	41,80	6,75	67,41
			10 - 20 cm	
0	1,73	0,59	1,28	0,32
25	2,03	1,08	1,58	0,54
50	2,16	1,24	1,74	0,70
100	2,28	1,39	1,89	0,76
Media	20,05	11,09	1,62	0,58
Significancia	*	**	**	o
C.V	12,68	20,59	3,14	39,32
			20 - 40 cm	
0	1,42	0,54	1,10	0,28
25	1,49	0,63	1,21	0,32
50	1,51	0,62	1,22	0,35
100	1,61	0,66	1,27	0,38
Media	15,08	6,00	1,20	0,33
Significancia	n.s	n.s	**	n.s
C.V	10,78	38,41	4,54	34,15

¹ Media de quatro repetições. o Significativo p < 0,10. * Significativo p < 0,05. ** Significativo p < 0,01. n.s Não Significativo

Quadro 10A. Análises de Variância para os teores de C nas diferentes frações das substâncias húmicas, em três profundidades do solo adubado com cama de aviário

Fonte de Variação	GL	QM
Huminas		
Blocos	3	5,905 **
Profundidade	2	81,629 **
Dose / Profundidade 0-10	3	25,877 **
Dose / Profundidade 10-20	3	2,687 *
Dose / Profundidade 20-40	3	0,359 n.s
Resíduo	27	0,856
C.V (%)		10,09
Acidos Humicos		
Blocos	3	0,296 **
Profundidade	2	13,334 **
Dose / Profundidade 0-10	3	1,235 **
Dose / Profundidade 10-20	3	0,496 **
Dose / Profundidade 20-40	3	0,074 n.s
Resíduo	27	0,056
C.V (%)		11,10
Acidos Fulvicos		
Blocos	3	0,039 n.s
Profundidade	2	3,801 **
Dose / Profundidade 0-10	3	1,040 **
Dose / Profundidade 10-20	3	0,339 **
Dose / Profundidade 20-40	3	0,008 n.s
Resíduo	27	0,063
C.V (%)		9,30

* Significativo $p < 0,05$; ** Significativo $p < 0,01$; n.s. Não Significativo

Quadro 11A. Análises de variância para o teor de N nas diferentes frações das substâncias húmicas em três profundidades do solo adubado com cama de aviário

Fonte de Variação	GL	QM
Huminas		
Blocos	3	0,0098 n.s
Profundidade	2	0,9686 **
Dose / Profundidade 0-10	3	0,3231 **
Dose / Profundidade 10-20	3	0,0279 **
Dose / Profundidade 20-40	3	0,0124 n.s
Resíduo	27	0,0046
C.V (%)		7,88
Acidos Humicos		
Blocos	3	0,0719 n.s
Profundidade	2	0,1786 **
Dose / Profundidade 0-10	3	0,0218 **
Dose / Profundidade 10-20	3	0,0108 **
Dose / Profundidade 20-40	3	0,0030 n.s
Resíduo	27	0,0013
C.V (%)		13,55
Acidos Fulvicos		
Blocos	3	0,0291 n.s
Profundidade	2	0,0687 **
Dose / Profundidade 0-10	3	0,1001 **
Dose / Profundidade 10-20	3	0,0054 **
Dose / Profundidade 20-40	3	0,0001 n.s
Resíduo	27	0,0009
C.V (%)		8,76

* Significativo $p < 0,05$; ** Significativo $p < 0,01$; n.s. Não Significativo

Quadro 12A. Teores¹ de C e N nas frações humina (HU), ácidos húmicos (AH) e ácidos fulvicos (AF) da matéria orgânica em três profundidades do solo adubado com cama de aviário

Dose cama (t/ha)	C			N		
	C-HU	C-AH	C-AF	N-HU	N-AH	N-AF
0 - 10 cm g kg ⁻¹						
0	7,94	2,26	2,60	0,744	0,276	0,353
25	12,04	2,76	3,01	1,102	0,324	0,383
50	12,75	3,05	3,36	1,270	0,360	0,424
100	13,72	3,59	3,61	1,401	0,451	0,468
Medias	11,62	2,92	3,14	1,129	0,353	0,407
Significancia	**	**	**	**	**	*
C.V	10,26	5,08	10,34	9,61	9,23	8,35
10 - 20 cm						
0	7,67	1,87	2,36	0,683	0,229	0,307
25	8,61	2,33	2,56	0,775	0,289	0,337
50	9,01	2,54	2,74	0,826	0,305	0,377
100	9,62	2,68	3,05	0,879	0,355	0,387
Medias	8,73	2,35	2,68	0,791	0,295	0,352
Significancia	**	*	*	**	*	**
C.V	7,26	7,72	7,69	4,06	12,08	6,21
20 - 40 cm						
0	6,86	0,95	2,22	0,630	0,118	0,274
25	7,02	1,12	2,16	0,656	0,140	0,284
50	7,25	1,20	2,26	0,645	0,149	0,270
100	7,54	1,26	2,24	0,672	0,184	0,278
Medias	7,16	1,13	2,22	0,651	0,148	0,277
Significancia	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
C.V	12,06	29,79	8,71	4,58	26,59	12,03

¹ Media de quatro repetições ; * Significativo p < 0,05 ; ** Significativo p < 0,01; n.s não significativo

Quadro 13A. Análises de variância do N hidrolizado total (NTH), N α -amino, N hexosamina, e N amida, N hidrolizado não identificado e N não hidrolisado em três profundidades do solo adubado com cama de aviário

Fonte de Variação	GL	QM
N-TH		
Blocos	3	14273,1 n.s
Profundidade	2	1875855,0 **
Dose / Profundidade 0-10	3	743220,2 **
Dose / Profundidade 10-20	3	212641,6 **
Dose / Profundidade 20-40	3	20827,5 **
Resíduo	27	7526,3
C.V (%)		6,41
N – α -amino		
Blocos	3	6610,7 n.s
Profundidade	2	262130,6 **
Dose / Profundidade 0-10	3	142693,4 **
Dose / Profundidade 10-20	3	33719,3 **
Dose / Profundidade 20-40	3	5130,9 **
Resíduo	27	2552,9
C.V (%)		13,23
N-Hexosamina		
Blocos	3	5391,6 *
Profundidade	2	34799,4 **
Dose / Profundidade 0-10	3	10540,9 **
Dose / Profundidade 10-20	3	4719,7 *
Dose / Profundidade 20-40	3	1156,3 n.s
Resíduo	27	1721,3
C.V (%)		17,23
N-amida		
Blocos	3	541,5 n.s
Profundidade	2	36733,8 **
Dose / Profundidade 0-10	3	11737,9 **
Dose / Profundidade 10-20	3	2791,1 n.s
Dose / Profundidade 20-40	3	293,5 n.s
Resíduo	27	1720,0
C.V (%)		7,88
N-não identificado		
Blocos	3	5401,8 n.s
Profundidade	2	204173,5 **
Dose / Profundidade 0-10	3	80572,9 **
Dose / Profundidade 10-20	3	26969,3 *
Dose / Profundidade 20-40	3	705,1 n.s
Resíduo	27	9044,5
C.V (%)		20,61
N-não hidrolisado		
Blocos	3	57110,5 n.s
Profundidade	2	607427,3 **
Dose / Profundidade 0-10	3	269679,6 **
Dose / Profundidade 10-20	3	92083,6 *
Dose / Profundidade 20-40	3	1905,7 n.s
Resíduo	27	25654,6
C.V (%)		37,48

* Significativo ($p < 0,05$); ** Significativo ($p < 0,01$); n.s não significativo.

Quadro 14A. Teores¹ das frações orgânicas de N em três profundidades do solo adubado com cama de aviário

Dose cama (t ha ⁻¹)	N-TH	N-	α-amino	N-Hexosamina	N-amida	N-não identificado	N-não hidrolisado
mg kg ⁻¹							
0 - 10 cm							
0	1206,3	271,5	211,1	237,5	444,7	360,9	
25	1531,4	470,8	282,7	249,2	508,4	515,0	
50	1835,2	636,8	318,0	285,1	547,0	617,1	
100	2216,7	691,0	343,6	357,8	771,1	972,4	
Medias	1697,4	517,5	288,9	282,4	567,8	616,4	
%	100	30,5	17,0	16,6	33,5	36,3	
Significancia	**	**	*	°	*	*	
C.V (%)	7,03	9,92	16,47	21,07	23,90	35,26	
10 - 20 cm							
0	1090,2	248,8	196,1	211,3	419,7	269,4	
25	1270,9	339,2	230,5	241,4	436,8	383,7	
50	1388,0	410,4	241,7	262,8	441,3	471,1	
100	1640,4	460,2	276,2	270,3	595,8	629,3	
Medias	1347,4	364,7	236,1	246,5	473,4	438,4	
%	100	27,1	17,5	18,3	35,1	32,5	
Significancia	**	**	°	n.s	*	°	
C.V (%)	6,53	18,63	16,32	14,95	15,80	39,11	
20 - 40 cm							
0	915,1	214,2	177,7	179,9	327,2	197,9	
25	1010,0	262,3	190,7	199,7	337,4	224,7	
50	1039,7	278,4	202,5	183,8	349,6	237,2	
100	1085,9	298,1	217,6	186,6	357,3	248,8	
Medias	1012,7	263,3	197,1	187,5	342,9	227,2	
%	100	26,0	19,5	18,5	33,9	22,4	
Significancia	**	**	n.s	n.s	n.s	*	
C.V (%)	2,37	7,69	19,05	8,62	16,28	7,88	

^{1/} Média de quatro repetições ; ° Significativo (p < 0,10); * Significativo (p < 0,05); ** Significativo (p < 0,01);
Não significativo.

n.s

Quadro 15A.' Análises de Variância da razão isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) do carbono orgânico total (COT), nas frações humina (FHU), ácidos fúlvicos (FAF), ácidos húmicos (FAH) e na matéria orgânica particulada (MOP) em três profundidades no solo adubado com cama de aviário

Fonte de Variação	GL	QM
$\delta^{13}\text{C}$ - COT		
Blocos	3	23,403 n.s
Profundidade	2	3,169 n.s
Dose / Profundidade 0-10	3	65,792 n.s
Dose / Profundidade 10-20	3	49,913 n.s
Dose / Profundidade 20-40	3	44,375 n.s
Resíduo	27	32,064
C.V (%)		8,87
$\delta^{13}\text{C}$ - FHU		
Blocos	3	1,438 n.s
Profundidade	2	3,415 n.s
Dose / Profundidade 0-10	3	1,143 n.s
Dose / Profundidade 10-20	3	5,181 n.s
Dose / Profundidade 20-40	3	3,899 n.s
Resíduo	27	1,869
C.V (%)		6,21
$\delta^{13}\text{C}$ - FAH		
Blocos	3	2,893 n.s
Profundidade	2	9,424 **
Dose / Profundidade 0-10	3	1,094 n.s
Dose / Profundidade 10-20	3	1,645 n.s
Dose / Profundidade 20-40	3	1,473 n.s
Resíduo	27	0,968
C.V (%)		4,94
$\delta^{13}\text{C}$ - FAF		
Blocos	3	3,259 n.s
Profundidade	2	10,098 **
Dose / Profundidade 0-10	3	0,787 n.s
Dose / Profundidade 10-20	3	1,568 n.s
Dose / Profundidade 20-40	3	1,176 n.s
Resíduo	27	1,067
C.V (%)		4,71
$\delta^{13}\text{C}$ - MOAM		
Blocos	3	2,578 n.s
Profundidade	2	11,693 *
Dose / Profundidade 0-10	3	2,518 n.s
Dose / Profundidade 10-20	3	1,948 n.s
Dose / Profundidade 20-40	3	0,903 n.s
Resíduo	27	2,422
C.V (%)		7,37
$\delta^{13}\text{C}$ - MOP		
Blocos	3	1,495 n.s
Profundidade	2	0,942 n.s
Dose / Profundidade 0-10	3	1,270 n.s
Dose / Profundidade 10-20	3	1,266 n.s
Dose / Profundidade 20-40	3	1,442 n.s
Resíduo	27	0,665
C.V (%)		3,73

* Significativo ($P < 0,05$); ** Significativo ($P < 0,01$); n.s não significativo.

Quadro 16A. Análises de variância para o carbono orgânico oxidável de acordo com a concentração do ácido, em três profundidades do solo adubado cama de aviário

Fonte de Variação	GL	QM
0 – 10 cm		
Blocos	3	0,294 n.s
Dose	3	10,121 **
Concentração / Dose 0	3	5,293 **
Concentração / Dose 25	3	6,093 **
Concentração / Dose 50	3	10,583 **
Concentração / Dose 100	3	10,917 **
Resíduo	45	,254
C.V (%)		15,80
10 – 20 cm		
Blocos	3	0,393 **
Dose	3	3,491 **
Concentração / Dose 0	3	3,659 **
Concentração / Dose 25	3	3,829 **
Concentração / Dose 50	3	7,137 **
Concentração / Dose 100	3	7,830 **
Resíduo	27	0,089
C.V (%)		12,25
20 – 40 cm		
Blocos	3	0,287 *
Dose	3	1,033 **
Concentração / Dose 0	3	1,904 **
Concentração / Dose 25	3	2,957 **
Concentração / Dose 50	3	3,323 **
Concentração / Dose 100	3	3,159 **
Resíduo	27	0,092
C.V (%)		9,30

* Significativo $p < 0,05$; ** Significativo $p < 0,01$; n.s. não Significativo.

Anexo 17A. Análises de variância do N orgânico oxidável de acordo com a concentração de ácido, em três profundidades de solo adubado com cama de aviário

Fonte de Variação	GL	QM
0 – 10 cm		
Blocos	3	0,00194 n.s
Dose	3	0,02721 **
Concentração / Dose 0	5	0,00285 **
Concentração / Dose 25	5	0,00379 **
Concentração / Dose 50	5	0,00499 **
Concentração / Dose 100	5	0,00707 **
Resíduo	69	0,00039
C.V (%)		8,62
10 – 20 cm		
Blocos	3	0,00058 n.s
Dose	3	0,00498 **
Concentração / Dose 0	5	0,00241 **
Concentração / Dose 25	5	0,00295 **
Concentração / Dose 50	5	0,00329 **
Concentração / Dose 100	5	0,00280 **
Resíduo	69	0,00016
C.V (%)		6,79
20 – 40 cm		
Blocos	3	0,00049 n.s
Dose	3	0,00031 **
Concentração / Dose 0	5	0,00183 **
Concentração / Dose 25	5	0,00174 **
Concentração / Dose 50	5	0,00199 **
Concentração / Dose 100	5	0,00212 **
Resíduo	69	0,00010
C.V (%)		6,68

** Significativo $p < 0,01$; n.s. Não Significativo

Quadro 18A. Teores^I de carbono orgânico oxidável de acordo com a concentração do ácido em três profundidades de solo adubado com cama de aviário

H ₂ SO ₄	Cama de aviário (t ha ⁻¹)			
	0	25	50	100
mol L ⁻¹				
			g kg ⁻¹	
			0 - 10 cm	
1,5	1,119	1,615	1,870	2,131
3,0	1,574	2,242	2,816	3,272
6,0	2,413	3,384	4,327	4,672
9,0	3,738	4,400	5,552	5,927
Medias	2,211	2,910	3,641	4,001
Significancia	**	**	**	**
C.V	7,64	11,19	10,43	9,78
			10 - 20 cm	
1,5	0,858	1,135	1,338	1,340
3,0	1,444	1,751	1,856	2,258
6,0	2,309	2,570	3,366	3,789
9,0	3,033	3,383	4,230	4,396
Medias	1,911	2,210	2,698	2,946
Significancia	**	**	**	**
C.V	11,71	9,73	5,22	10,67
			20 - 40 cm	
1,5	0,712	0,597	0,811	1,041
3,0	1,167	1,083	1,386	1,559
6,0	1,792	1,923	2,195	2,514
9,0	2,282	2,527	2,890	2,997
Medias	1,488	1,532	1,821	2,028
Significancia	**	**	**	**
C.V	14,95	17,25	13,88	13,92

^I Media de quatro repetições ; ** Significativo P < 0,01

Quadro 19A. Teores¹ de nitrogênio orgânico oxidável de acordo com a concentração do ácido em três profundidades de solo adubado com cama de aviário

H ₂ SO ₄	Cama de aviário (t ha ⁻¹)			
	0	25	50	100
mol L ⁻¹			g kg ⁻¹	
			0 - 10 cm	
0,5	0,157	0,180	0,197	0,225
1,0	0,171	0,192	0,209	0,238
1,5	0,177	0,198	0,218	0,247
3,0	0,195	0,226	0,242	0,271
6,0	0,211	0,245	0,271	0,301
9,0	0,228	0,256	0,285	0,336
Significancia	**	**	**	**
C.V	4,88	4,90	5,43	4,13
			10 - 20 cm	
0,5	0,145	0,154	0,164	0,175
1,0	0,148	0,161	0,171	0,180
1,5	0,158	0,170	0,176	0,184
3,0	0,168	0,194	0,205	0,209
6,0	0,186	0,213	0,222	0,229
9,0	0,209	0,218	0,232	0,236
Significancia	**	**	**	**
C.V	4,66	4,25	7,29	6,21
			20 - 40 cm	
0,5	0,123	0,126	0,128	0,130
1,0	0,125	0,128	0,130	0,134
1,5	0,137	0,139	0,140	0,142
3,0	0,147	0,148	0,150	0,154
6,0	0,162	0,164	0,169	0,174
9,0	0,177	0,179	0,184	0,188
Significancia	**	**	**	**
C.V	5,61	6,28	4,60	7,33

¹ Media de quatro repetições ; ** Significativo P<0,01

Quadro 20A. Análises de variância para a razão isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) do carbono orgânico remanescente após a oxidação com diferente concentração de ácido sulfúrico em duas profundidades do solo sem adubação e com adubação de 100 t ha⁻¹ de cama de aviário

Fonte de Variação	GL	QM
0 – 10 cm		
Blocos	3	5,418 n.s
Dose	1	91,515 **
Concentração / Dose 0	4	2,541 n.s
Concentração / Dose 100	4	82,927 **
Resíduo	45	3,863
C.V (%)		7,87
10 – 20 cm		
Blocos	3	1,066 n.s
Dose	3	8,944 n.s
Concentração / Dose 0	3	26,040 *
Concentração / Dose 100	3	37,069 **
Resíduo	27	8,304
C.V (%)		12,15

* Significativo p< 0,05; ** Significativo p< 0,01; n.s. não Significativo.

Quadro 21A. Razão isotópica¹ ($\delta^{13}\text{C}$) do carbono orgânico oxidável remanescente após a oxidação com diferente concentração de ácido sulfúrico em duas profundidades do solo sem adubação e com adubação de 100 t ha⁻¹ de cama de aviário

H ₂ SO ₄ (mol L ⁻¹)	Cama de aviário (t ha ⁻¹)	
	0	100
	0 - 10 cm	
0,5	-22,05	-21,31
1,5	-22,17	-23,48
3,0	-22,40	-26,86
6,0	-23,36	-27,53
12,0	-25,33	-33,26
Medias	-23,06	-26,49
Significancia	n.s	**
C.V	8,73	7,73
	10 - 20 cm	
0,5	-21,83	-21,34
1,5	-21,58	-21,13
3,0	-21,20	-24,72
6,0	-24,31	-25,24
12,0	-25,33	-28,46
Medias	-22,85	-24,18
Significancia	o	*
C.V	12,87	12,46

¹ Media de quatro repetições ; o Significativo P<0,10; ** Significativo P < 0,01; n.s não significativo P>0,10