

Descrição da mineralização do carbono de dejetos de suíno e palha de aveia no solo por modelos não lineares

Edilson Marcelino Silva¹

Thais Destefani Ribeiro Furtado²

Jaqueline Gonçalves Fernandes³

Joel Augusto Muniz⁴

Resumo

Uma forma viável para reciclagem dos resíduos de animais em confinamento é no manejo agrícola. As substâncias que compõem o resíduo orgânico altera a dinâmica de decomposição da matéria orgânica no solo. O conhecimento das curvas de mineralização do carbono permite buscar melhorias na qualidade do solo e conseqüentemente na produtividade das culturas. O Modelo Stanford & Smith é o mais usado para descrever a mineralização de C de resíduos orgânicos no solo. O Modelo Stanford & Smith considera que o resíduo orgânico é composto por substâncias que são mineralizadas exponencialmente. O Modelo Cabrera considera duas frações, uma composta por substâncias que são mineralizadas exponencialmente e outra composta por substâncias mais resistentes que são mineralizadas constantemente. Os dados analisados correspondem aos resultados de um experimento com palha de aveia, dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta de suínos. Foram utilizados os Modelos Stanford & Smith e Cabrera, considerando estrutura de erros autorregressivos AR(1) quando necessário. Os ajustes foram comparados utilizando o critério de informação de Akaike (AIC). O Modelo Cabrera foi mais adequado para descrever a mineralização de carbono em quatro tratamentos (solo + dejetos líquidos incorporado, solo + palha em superfície + dejetos líquidos em superfície, solo + palha incorporada e solo + palha em superfície) e o Modelo Stanford & Smith foi melhor em três tratamentos (solo + palha incorporada + dejetos líquidos incorporado, cama sobreposta em superfície e cama sobreposta incorporada). Nenhum dos modelos descreveu o tratamento solo + dejetos líquidos na superfície.

Palavras-chave: Decomposição. Tempo de meia-vida. Modelo Stanford & Smith. Modelo Cabrera.

Introdução

A suinocultura é uma atividade econômica de alto potencial poluidor pela grande quantidade de resíduos gerada e apresenta, portanto, o importante desafio de reduzir o impacto do seu descarte para obtenção da sustentabilidade ambiental. Tendo em vista que a dieta suína é rica em proteína e outros produtos, os dejetos têm elevado potencial fertilizante, podendo ser utilizados como fonte

1 Universidade Federal de Lavras (UFLA), doutorando em Estatística e Experimentação Agropecuária. Lavras, Minas Gerais, Brasil. edilsonmg3@hotmail.com. Departamento de Estatística, Caixa Postal 37, Campus Universitário da UFLA, Lavras, Minas Gerais, CEP 37200-000.

2 UFLA, doutora em Estatística e Experimentação Agropecuária. t.destefani.ribeiro@gmail.com.

3 UFLA, doutoranda em Estatística e Experimentação Agropecuária. jacgonfer@gmail.com.

4 UFLA, professor titular. joamuniz@des.ufla.br.

de nutrientes para as plantas (FERNANDES et al. 2011; SILVA et al. 2015). Estudos mostram que, com aplicação de doses adequadas, os dejetos de suínos promovem incrementos na produção de matéria seca e produtividade de grãos (SILVA et al., 2015; PINTO et al., 2014). Assim, uma forma viável de reciclagem dos dejetos suínos é no manejo agrícola, o que exige conhecer seus efeitos na taxa de decomposição de resíduos culturais ao longo do tempo. Estudos relacionados à sustentabilidade de sistemas de produção agropecuária enfatizam a importância das práticas de manejo do solo e seus impactos nas propriedades biológicas e bioquímicas do solo (MERCANTE, 2001). A qualidade ambiental tem preocupado os pesquisadores e produtores rurais quanto aos resíduos que são produzidos, sendo a reciclagem estratégia para o aproveitamento racional e para a sustentabilidade da atividade (COSTA et al., 2009; SILVA; PINTO, 2010).

A decomposição de resíduos de origem vegetal e animal desempenha importante função na dinâmica da matéria orgânica (MO) e nas características biológicas, físicas e químicas do solo. A presença de MO pode acelerar a atividade dos microrganismos responsáveis pela decomposição e consequentemente a liberação dos minerais contidos no material. Nesse processo, parte do carbono é liberada na forma de dióxido de carbono (CO_2) e parte permanece inalterada, podendo se incorporar à biomassa microbiana (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

O CO_2 é o resultado final do metabolismo energético dos microrganismos, assim, a quantidade de CO_2 liberada do solo é utilizada como variável indicadora do estágio de decomposição e da atividade microbiana dos resíduos e MO do solo. Os valores de CO_2 obtidos nos experimentos ao longo do tempo constituem medidas repetidas e a utilização da análise de regressão para avaliação dos tratamentos neste caso é mais adequada que a comparação por teste de médias (PIMENTEL GOMES, 2000). No início da decomposição da MO, a quantidade de CO_2 liberada é maior, uma vez que o carbono das substâncias facilmente degradável é mineralizado. Com o passar do tempo, reduz-se a liberação de CO_2 devido à mineralização do carbono de substâncias mais resistentes (PULROLNIK, 2009). Esse comportamento pode ser descrito por equações matemáticas que se constituem em modelos não lineares.

Entre os modelos não lineares utilizados para a descrição do acúmulo de carbono mineralizado em solos ao longo do tempo, destaca-se o Stanford & Smith (1972). Diversos autores utilizaram esse modelo para estudar a dinâmica do carbono com resultados satisfatórios em pesquisa com lodo de esgoto (ANDRADE, et al., 2013; ANDRADE, et al, 2016), com cama de frango e biocarvão (ANDRADE, et al., 2015), com plantação de eucalipto (BARRETO, et al., 2010) e com espécies leguminosas (NUNES, et al., 2016). Outros trabalhos empregaram o Modelo Stanford & Smith em estudos com esterco animal (PAULA et al., 2013), dejetos de suínos (FERNANDES et al., 2011), lodo de curtume (MARTINES et al., 2006), trigo e palha (ZHOU et al., 2012). Os autores Alves et al. (1999) ajustaram os Modelos Stanford & Smith, Molina e Cabrera à mineralização de nitrogênio e carbono de vinte solos e observaram que os dois elementos químicos seguiram os mesmos padrões de mineralização. Sleutel et al. (2005) avaliaram o ajuste de cinco modelos não lineares na predição de carbono mineralizado, incluindo os Modelos Stanford & Smith e Cabrera a dados de mineralização de C de resíduos orgânicos e observaram que os modelos descreveram de forma satisfatória a dinâmica do C no solo. Silva et al. (2019) avaliaram os Modelos Stanford & Smith e Cabrera em estudo da mineralização do carbono de lodo de esgoto e palha de aveia no solo e obtiveram resultados satisfatórios.

Para dados acumulados em estudos de respiração na área de solos, como as mensurações são feitas na mesma parcela, as observações podem estar correlacionadas (HESS; SCHMIDT, 1995),

apresentando estruturas de dependência nos erros experimentais; segundo Fernandes et al. (2014), para obter ajuste adequado deve-se considerar a modelagem dessa correlação.

As substâncias que compõem o resíduo orgânico altera a dinâmica de decomposição da MO no solo. O Modelo Stanford & Smith considera que o resíduo orgânico é composto por substâncias que são mineralizadas exponencialmente. O Modelo Cabrera considera duas frações, uma composta por substâncias que são mineralizadas exponencialmente e outra composta por substâncias mais resistentes que são mineralizadas constantemente. A dinâmica de decomposição de resíduo no solo precisa ser avaliada para melhor manejo dos solos agrícolas. Assim, o objetivo do estudo foi descrever as curvas de mineralização do CO₂, com base na porcentagem de carbono mineralizado da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. Para isso, foi comparado o ajuste dos Modelos Stanford & Smith e Cabrera, estimando o tempo de meia-vida dos resíduos, considerando a incorporação ou não dos resíduos no solo.

Material e métodos

Os dados utilizados para o ajuste dos modelos foram extraídos de Giacomini et al. (2008) e correspondem aos resultados em média de um experimento que avaliou a mineralização do carbono (C) de quatro resíduos orgânicos na superfície ou incorporados ao solo. Os autores compararam os tratamentos em cada tempo pelo Teste de Tukey, representando as médias, sem ajustar modelos de regressão, que é a técnica mais adequada, principalmente para dados obtidos ao longo do tempo. Portanto o ajuste de modelos não lineares permitirá comparar os modelos que melhor descrevem os dados, além de possibilitar a estimativa do tempo de meia-vida, o que fornece informações úteis para os resultados.

O experimento foi realizado em laboratório. Um argissolo vermelho distrófico arênico da camada 0-10 cm de uma área que vinha sendo manejada em sistema plantio direto foi avaliado. O solo apresentou 18,0 g kg⁻¹ de matéria orgânica, 150,0 g kg⁻¹ de argila e pH em água de 5,2. Após a amostragem, o solo foi peneirado em malha de 4 mm e armazenado úmido em sacos plásticos, por treze dias antes da incubação, em temperatura ambiente.

A coleta da aveia foi feita no estádio de maturação fisiológica, submetida à secagem ao ar e armazenada em lugar seco até o momento da incubação. Antes da incubação, os grãos de aveia foram descartados. Os colmos e as folhas foram cortados em pedaços de 1,0 a 2,0 cm. Foi colocada uma subamostra do material vegetal em estufa a 65 °C, para obter a matéria seca e calcular a quantidade de palha seca ao ar por adicionar ao solo.

Os dejetos líquidos (DL) foram obtidos de uma esterqueira anaeróbia de uma unidade com animais de maternidade e recria. A cama sobreposta (CS) foi obtida após terem sido criados cinco lotes de suínos de terminação (15 meses) sobre uma cama de maravalha. A matéria seca dos dejetos foi determinada após a secagem desses em estufa a 65 °C até peso constante.

O delineamento utilizado foi inteiramente casualizado, com quatro repetições e nove tratamentos, sendo estes: Solo (S) - Tratamento controle, Solo + Palha Incorporada (PInc), Solo + Palha em Superfície (PSup), Solo + Cama Sobreposta Incorporada (CSInc), Solo + Cama Sobreposta em Superfície (CSSup), Solo + Dejetos Líquidos Incorporados (DLInc), Solo + Dejetos Líquidos em Superfície (DLSup), Solo + Palha Incorporada + Dejetos Líquidos Incorporados (PInc+DLInc) e Solo + Palha em Superfície + Dejetos Líquidos em Superfície (PSup+DLSup). Para calcular a porcentagem de carbono mineralizado dos tratamentos com palha e com dejetos de suínos, foi realizada a diferença

entre os respectivos tratamentos e o tratamento controle, sendo assim, o tratamento controle não foi utilizado neste trabalho.

Amostras dos nove tratamentos foram incubadas em recipientes de acrílico. A quantidade de palha de aveia acrescida a cada frasco foi de 7,0 g kg⁻¹ de solo seco, equivalente a 2,8 Mg ha⁻¹ de palha. Os DLs e a CS foram adicionados nas proporções de 48,2 mL kg⁻¹ de solo seco (20 m³ ha⁻¹) e 31,5 g kg⁻¹ de solo seco (12,6 Mg ha⁻¹), respectivamente. A mineralização do C nos diferentes tratamentos foi avaliada por meio da emissão de CO₂ durante a incubação, medindo a porcentagem de carbono mineralizado sempre nas mesmas unidades experimentais aos 3, 5, 9, 14, 20, 25, 30, 35, 45, 55, 65 e 80 dias do início da incubação. O CO₂ liberado nos tratamentos nos diferentes tempos foi captado em 10 mL de uma solução de hidróxido de sódio na concentração 1 mol L⁻¹.

Avaliou-se o Modelo Stanford & Smith (1972) (Equação 1) e o Modelo Cabrera (1993) (Equação 2), reparametrizado por Zeviani et al. (2012).

$$C_t = C_0(1 - \exp(-kt)) + \varepsilon_t \quad (1)$$

$$C_t = C_f(1 - \exp(-\ln 2 \cdot t/v)) + k_0 t + \varepsilon_t \quad (2)$$

em que:

C_t : corresponde à porcentagem do carbono adicionado mineralizado até o tempo t (em dias);

C_0 : é o carbono potencialmente mineralizável;

k e k_0 : são taxas de mineralização;

C_f : carbono facilmente mineralizável;

v : tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) do carbono facilmente mineralizável;

ε_t : é o erro experimental com média zero e variância σ^2 .

O tempo de meia-vida do carbono potencialmente mineralizável para o Modelo Stanford & Smith foi estimado pela equação:

$$t_{1/2} = \ln(2)/k \quad (3)$$

em que $t_{1/2}$ corresponde ao tempo gasto para mineralizar metade do carbono potencialmente mineralizável (ZEVIANI, et al., 2012), ou seja, quando metade do carbono orgânico é liberado como carbono inorgânico.

A análise dos erros estimados foi feita por meio dos testes: Shapiro-Wilk, para verificar o pressuposto de normalidade dos erros; Durbin Watson, para verificar a independência e o teste de Breusch-Pagan, para verificar a hipótese de que os erros experimentais são homocedásticos. Quando o teste de Durbin-Watson rejeitou a hipótese nula de que os erros experimentais são independentes, os erros do modelo foram considerados da seguinte maneira:

$$\varepsilon_t = \phi \varepsilon_{t-1} + \lambda_t \quad (4)$$

em que:

ϕ : é o parâmetro de autocorrelação de primeira ordem AR(1)

λ_t : é o ruído branco (MORETTIN; TOLOI, 2006).

Nos casos em que a suposição de normalidade foi atendida, não rejeitando a hipótese de que os erros são normalmente distribuídos $p > 0,05$, estimou-se o intervalo de confiança com 95% de probabilidade para os parâmetros dos modelos com base na equação 5:

$$IC(\theta) \Rightarrow \hat{\theta}_i \pm t_{(q; 0,025)} S(\hat{\theta}_i) \quad (5)$$

em que:

$\hat{\theta}_i$: estimativa do parâmetro do modelo

$t_{(q; 0,025)}$: valor na distribuição t-Student com $q = n - p$ graus de liberdade e área de 0,025 à sua direita

$S(\hat{\theta}_i)$: erro padrão da estimativa do parâmetro $\hat{\theta}_i$ obtido pela raiz quadrada do termo correspondente na diagonal da matriz de variância e covariância estimada.

Nos estudos com modelos não lineares, a estimação dos parâmetros é feita de maneira aproximada por métodos numéricos iterativos, pois não existe forma fechada para resolver o sistema de equações normais (DRAPER; SMITH, 2014). Entre os métodos iterativos, o de Gauss-Newton é o mais utilizado (PEREIRA et al., 2005; CARNEIRO et al., 2014; SILVEIRA et al., 2018; RIBEIRO et al., 2018; RIBEIRO et al., 2018). A estimação dos parâmetros foi feita pelo método dos mínimos quadrados generalizados, implementado na função `gnls` do pacote `nlme` (PINHEIRO et al., 2015) do software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015).

A qualidade do ajuste foi avaliada pelo coeficiente de determinação ajustado (Equação 6):

$$R^2_{aj} = 1 - \frac{(n-i)(1-R^2)}{n-p} \quad (6)$$

em que:

n : número de observações utilizadas no ajuste do modelo

i : está relacionado ao intercepto do modelo, que é igual a 1 se houver intercepto e 0 em caso contrário

p : número de parâmetros

$R^2 = 1 - \frac{SQE}{SQT}$: coeficiente de determinação, sendo SQE a soma de quadrados dos erros e SQT a soma de quadrados total.

Quanto maior o valor do R^2_{aj} melhor o ajuste.

Pelo desvio padrão residual: $DPR = \sqrt{QME}$

$QME = \frac{SQE}{n-p}$: quadrado médio do erro. O DPR é proporcional ao quadrado médio do erro, portanto menores valores indicam melhores ajustes.

A seleção do melhor modelo foi feita com base no critério de informação de Akaike (Equação 7):

$$AIC = -2 \ln L(\hat{\theta}) + 2p \quad (7)$$

em que:

$\ln L(\hat{\theta})$: valor do logaritmo natural da função de verossimilhança, considerando as estimativas dos parâmetros.

O AIC é proporcional ao quadrado médio do resíduo, sendo mais adequado o modelo que apresentar o menor valor (FERNANDES, et al., 2014).

Resultados e discussão

Na Tabela 1, são apresentados os resultados para a análise dos erros estimados dos Modelos Stanford & Smith e Cabrera, ajustados aos dados de mineralização do carbono no solo, com base nos testes de Durbin-Watson (DW), Shapiro-Wilk (SW) e Breusch-Pagan (BP). O Teste de SW foi significativo para os tratamentos PInc+DLInc e PSup quando ajustados os Modelos Stanford & Smith e Cabrera, respectivamente. Sendo assim, não foram considerados os intervalos de confiança para as estimativas dos parâmetros desses modelos, pois não é possível afirmar que os erros são normalmente distribuídos. Para os demais tratamentos e modelos, a pressuposição de normalidade foi corroborada pelo Teste de SW. Pelo Teste de BP, verificou-se que a hipótese de homogeneidade de variâncias foi rejeitada para o tratamento DLSup ($p < 0,05$), considerando o Modelo Stanford & Smith, deste modo, o modelo não foi considerado para descrever o tratamento.

Tabela 1. P-valores dos Testes de Shapiro-Wilk (SW), Durbin-Watson (DW) e Breusch-Pagan (BP) aplicados aos erros dos Modelos de Stanford & Smith e Cabrera e avaliadores de qualidade do ajuste, coeficiente de determinação ajustado (R_{aj}^2), desvio-padrão residual (DPR) e critério de informação de Akaike (AIC) para a porcentagem de carbono mineralizado, para os oito tratamentos.

Tratamento	Modelo	SW p-valor	DW p-valor	BP p-valor	R_{aj}^2	DPR	AIC
Solo + Dejetos Líquidos Incorporados	Stanford & Smith	0,1949	0,0040	0,0726	0,9769	2,4829	57,946
Solo + Dejetos Líquidos Incorporados	Cabrera	0,7362	0,0240	0,5534	0,9826	1,9595	55,492
Solo + Dejetos Líquidos em Superfície	Stanford & Smith	0,6020	0,0140	0,0419	0,9904	3,5389	46,811
Solo + Dejetos Líquidos em Superfície	Cabrera	0,5956	0,0120	0,6140	0,9912	1,5632	49,736
Solo + Palha Incorporada + Dejetos Líquidos Incorporados	Stanford & Smith	0,0284	0,0000	0,2359	0,9986	0,6822	29,100
Solo + Palha Incorporada + Dejetos Líquidos Incorporados	Cabrera	0,3698	0,0000	0,1867	0,9988	0,6790	26,000
Solo + Palha em Superfície + Dejetos Líquidos em Superfície	Stanford & Smith	0,9737	0,0100	0,4572	0,9973	0,8698	31,465
Solo + Palha em Superfície + Dejetos Líquidos em Superfície	Cabrera	0,2133	0,0720	0,5699	0,9984	0,6778	29,270
Solo + Palha Incorporada	Stanford & Smith	0,4719	0,0020	0,7130	0,9914	1,6933	44,773
Solo + Palha Incorporada	Cabrera	0,8633	0,2740	0,0851	0,9984	0,6994	30,020
Solo + Palha em Superfície	Stanford & Smith	0,0730	0,0460	0,3727	0,9943	1,2055	39,694
Solo + Palha em Superfície	Cabrera	0,0441	0,6600	0,3907	0,9988	0,5122	22,544
Solo + Cama Sobreposta Incorporada	Stanford & Smith	0,1890	0,9020	0,4039	0,9984	0,2876	7,956
Solo + Cama Sobreposta Incorporada	Cabrera	0,2365	0,8660	0,5703	0,9982	0,3015	9,827
Solo + Cama Sobreposta em Superfície	Stanford & Smith	0,4637	0,5600	0,1335	0,9950	0,5083	21,630
Solo + Cama Sobreposta em Superfície	Cabrera	0,3709	0,5400	0,1765	0,9949	0,5182	22,825

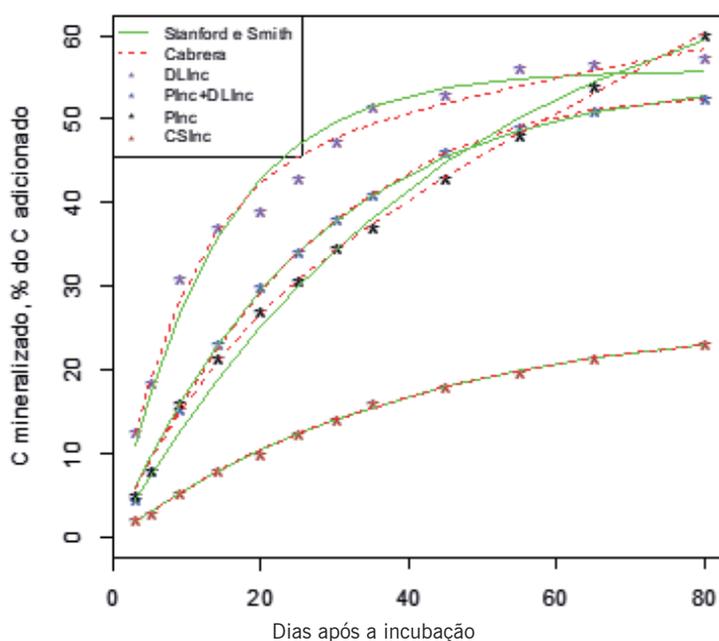
Fonte: Elaboração dos autores (2018).

Com o Teste de DW (TABELA 1), verifica-se que houve dependência nos erros para os tratamentos DLInc, DLSup e PInc+DLInc em ambos os modelos ajustados (Stanford & Smith e Cabrera) e também para PSup+DLSup, PInc e PSup com apenas o Modelo Stanford & Smith, ou seja, rejeita-se a hipótese de que os erros sejam independentes, e essa correlação foi considerada no estudo. Deste modo, foi apresentado ajuste com erros autorregressivos de primeira ordem AR(1) para explicar a dependência dos resíduos desses tratamentos. Hess e Schmidt (1995) observaram correlação nos erros para dados de respiração do solo. Pereira et al. (2005), na comparação de oito modelos não lineares para prever a quantidade de nitrogênio mineralizado no solo, obtiveram dependência residual para dois modelos e consideraram os erros autorregressivos de ordem AR(p) nos modelos ajustados.

A mineralização de carbono dos tratamentos nos dois modelos ajustados obteve valores de R_{aj}^2 superiores a 0,97, indicando bom ajuste aos dados. No ajuste de cinco modelos não lineares da mineralização de C de resíduos orgânicos, Sleutel et al. (2005) obtiveram valores de R_{aj}^2 superiores a 0,97 e observaram que os modelos descreveram os dados de forma satisfatória. O DPR apresentou valores menores para o Modelo Cabrera, indicando o melhor ajuste para esse modelo, exceto para os tratamentos CSInc e CSSup. De acordo com Sousa et al. (2014), quanto menor o valor do DPR, melhor é o ajuste, pois o avaliador é proporcional a SQE.

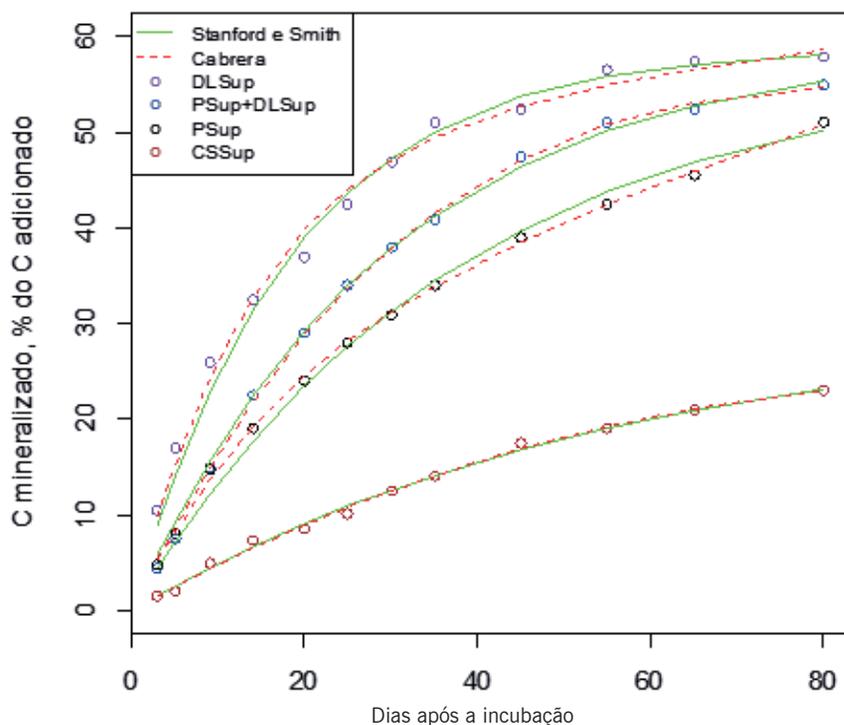
O valor predito de C mineralizado ao longo do tempo foi próximo para ambos os modelos, como pode ser visto nas Figuras 1 e 2, e o comportamento foi similar comparando os resíduos incorporados (FIGURA 1) e na superfície do solo (FIGURA 2). Para resíduos orgânicos, incorporado e na superfície do solo em campo, Paula et al. (2013) observaram que os resíduos incorporados não apresentaram crescimento abrupto na quantidade de C mineralizado, quando os resíduos foram dispostos sobre a superfície do solo. O comportamento similar em nosso estudo deve ser explicado pelo fato de o experimento ser realizado em laboratório, onde as condições do experimento são mais controladas e as medidas mais precisas.

Figura 1. Modelos ajustados da porcentagem de carbono mineralizado aos resíduos orgânicos incorporados ao solo em função do tempo de incubação.



Fonte: Elaboração dos autores (2018).

Figura 2. Modelos ajustados da porcentagem de carbono mineralizado aos resíduos orgânicos na superfície do solo em função do tempo de incubação.



Fonte: Elaboração dos autores (2018).

Observa-se na Tabela 2 que foram estimados valores negativos para o parâmetro k_0 , taxa de mineralização, nos tratamentos DLSup, Plnc+DLInc, CSInc e CSSup e que os intervalos de confiança contiveram o valor zero. Segundo Zeviani et al. (2012), esse resultado indica a subestimação de um valor paramétrico zero. Logo, esse resultado indica que o padrão de mineralização de C desses resíduos não apresentam duas frações de C mineralizáveis. O Modelo Stanford & Smith foi o mais adequado para descrever esses tratamentos, exceto para DLSup, para o qual esse modelo não atendeu ao pressuposto de homogeneidade de variância. Pode-se inferir que esses tratamentos têm substâncias que são mineralizadas exponencialmente. Nenhum dos dois modelos foram adequados para descrever o tratamento DLSup.

De acordo com Oliveira et al. (2013), o carbono potencialmente mineralizável (C_0) constitui um importante atributo, uma vez que pode ser utilizado para prever a disponibilidade de C em dado tempo. Os tratamentos CSInc e CSSup apresentaram menor porcentagem de C mineralizado se comparado aos demais tratamentos, pois não houve sobreposição no intervalo de confiança do parâmetro C_0 (TABELA 2) entre a CS e os demais tratamentos. Esse resultado corrobora os obtidos por Giacomini et al. (2008) ao final de 80 dias de incubação desses tratamentos, e esses autores relacionaram esse resultado à diferença na composição química dos materiais. A incorporação dos tratamentos ao solo não aumentou a porcentagem de C mineralizada presente nesses materiais, houve sobreposição entre o C_0 (TABELA 2) dos tratamentos incorporados e na superfície do solo. De acordo com Giacomini et al. (2008), esse resultado indica que os resíduos orgânicos apresentam uma fração do C que é de difícil decomposição, independentemente do contato entre o C dos resíduos e os microrganismos do solo.

O potencial de C mineralizado (C_0) (26,8 a 72,87 %) e as taxas de mineralização do C (k) (0,0172 a 0,0733 dia⁻¹) variaram entre os tratamentos, evidenciando dependência em relação ao tipo do resíduo orgânico incubado (TABELA 2). O maior valor de C_0 foi estimado para Plnc e os menores valores de C_0 para CSSup e CSInc ao solo. Paula et al. (2013), no estudo de cinco resíduos orgânicos incorporados e na superfície do solo no campo durante 360 dias, tiveram valores diferentes da taxa de mineralização (k) ajustando o Modelo Stanford & Smith, mostrando dependência do resíduo e da incorporação ou não do resíduo no solo. Da mesma maneira, Martines et al. (2006) encontraram valores diferentes de (k) quando aplicado lodo em solos com diferentes classes texturais. Comparando os intervalos de confiança do parâmetro C_0 para os tratamentos CSInc e CSSup, percebe-se que não houve diferença entre o carbono potencialmente mineralizável dos tratamentos, apesar de a taxa de mineralização do carbono da CSInc ser maior e, conseqüentemente, o tempo de meia-vida. Isso pode ser observado na Figura 3 pelo intervalo de confiança do tempo de meia-vida, pois não houve interseção.

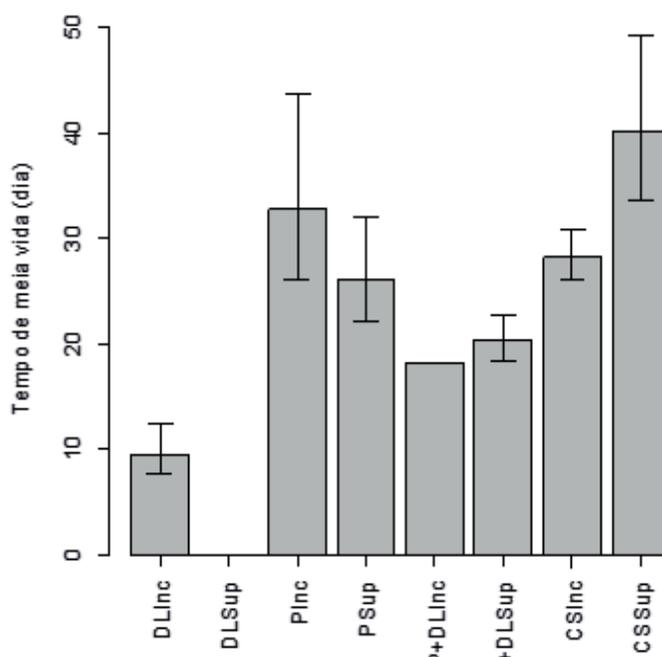
Tabela 2. Estimativas para os parâmetros dos Modelos Stanford & Smith e Cabrera, tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) e seus respectivos intervalos de confiança assintóticos de 95% (LI – limite inferior e LS – limite superior), no ajuste da porcentagem de carbono mineralizado dos tratamentos.

	Stanford & Smith				Cabrera		
	LI	estimativa	LS		LI	estimativa	LS
Solo + Dejetos Líquidos Incorporados							
C_0	51,8833	55,8138	59,7443	C_1	37,1333	44,4690	51,8587
k	0,0558	0,0733	0,0908	v	4,6077	6,6868	8,7659
ϕ	-0,0014	0,5787	1,1588	k_0	0,0537	0,1759	0,2981
$t_{1/2}$	7,6	9,5	12,4	ϕ	-0,3658	0,3615	1,0888
Solo + Dejetos Líquidos em Superfície							
C_0	58,2791	58,8790	59,4780	C_1	39,4991	49,7821	60,0651
k	0,0504	0,0543	0,0583	v	6,8866	9,8597	12,8328
ϕ	-0,0872	0,5011	1,0895	k_0	-0,0343	0,1129	0,2602
$t_{1/2}$	11,9	12,8	13,8	ϕ	-0,3541	0,3930	1,1401
Solo + Palha Incorporada							
C_0	63,3118	72,8781	82,4445	C_1	19,4944	23,1886	28,9643
k	0,0158	0,0212	0,0266	v	7,6312	9,8811	13,1490
ϕ	0,1316	0,7641	1,3967	k_0	0,3854	0,4651	0,5230
$t_{1/2}$	26,1	32,7	43,8				
Solo + Palha em Superfície							
C_0	52,0159	57,0409	62,0658	C_1	22,6698	26,5450	32,2808
k	0,0217	0,0265	0,0314	v	9,6029	11,8086	14,8078
ϕ	-0,3205	0,6438	1,6081	k_0	0,2333	0,3073	0,3629
$t_{1/2}$	22,1	26,1	32,0				
Solo + Palha Incorporada + Dejetos Líquidos Incorporados							
C_0	52,9276	55,5267	58,1258	C_1	43,6873	70,8529	98,0185
k	0,0333	0,0380	0,0428	v	14,9284	22,7089	30,4894
ϕ	0,0473	0,6658	1,2843	k_0	-0,4047	-0,1526	0,0995
$t_{1/2}$	16,2	18,2	20,8	ϕ	-0,0521	0,5801	1,2124

	Stanford & Smith				Cabrera		
	LI	estimativa	LS		LI	estimativa	LS
Solo + Palha em Superfície + Dejetos Líquidos em Superfície							
C_0	56,6644	59,3018	61,9392	C_1	61,6897	92,4257	174,0935
k	0,0304	0,0340	0,0376	v	21,2645	29,4254	45,8067
ϕ	-0,1505	0,5096	1,1697	k_0	-0,8545	-0,2961	-0,0181
$t_{1/2}$	18,4	20,4	22,8				
Solo + Cama Sobreposta Incorporada							
C_0	25,7004	26,8000	28,0455	C_1	17,5380	29,4998	88,0363
k	0,0226	0,0246	0,0266	v	19,2540	30,2711	62,7230
$t_{1/2}$	26,1	28,2	30,7	k_0	-0,3628	-0,0222	0,0934
Solo + Cama Sobreposta em Superfície							
C_0	27,8735	31,0525	35,4300	C_1	-943,2921	134,5774	1212,4469
k	0,0141	0,0172	0,0206	v	-347,7380	98,1410	482,2150
$t_{1/2}$	33,7	40,2	49,2	k_0	-3,3426	-0,4386	2,4654

Fonte: Elaboração dos autores (2018).

Figura 3. Tempo de meia-vida do carbono potencialmente mineralizável considerando o Modelo Stanford & Smith dos resíduos orgânicos incubados por 80 dias. As barras verticais indicam o intervalo de confiança para o tempo de meia-vida.



Fonte: Elaboração dos autores (2018).

O tempo de meia-vida do carbono potencialmente mineralizável, considerando o Modelo Stanford & Smith, variou de um resíduo orgânico para outro. Para os tratamentos PInc+DLInc, CSSup e CSInc, o Modelo Stanford & Smith foi mais adequado e os tempos de meia-vida do carbono potencialmente mineralizável foram de 18,2; 28,2 e 40,2 dias, respectivamente (TABELA 2). A maior mineralização do C no início da incubação se deve ao consumo do carbono facilmente degradável, remanescendo no solo frações orgânicas menos susceptíveis à decomposição (PULROLNIK, 2009),

esse comportamento foi observado por diversos autores (ANDRADE, et al. 2015; FERNANDES, et al. 2011; MANTOVANI, et al., 2006).

De acordo com o AIC (TABELA 1), para os tratamentos DLInc, PSup+DLSup, Plnc e PSup, foram obtidos menores valores para o Modelo Cabrera, sendo esse o indicado para descrever o fenômeno estudado. Deste modo, pode-se afirmar que os tratamentos DLInc, PSup+DLSup, Plnc e PSup tiveram substâncias de carbono mineralizáveis com comportamento exponencial e substâncias mais resistente, com mineralização constante. Comparando os intervalos de confiança do parâmetro C_1 (TABELA 2) para os tratamentos Plnc e PSup, percebe-se que houve interseção, indicando que não há diferença entre o carbono facilmente mineralizável da palha incorporada ou na superfície do solo. Por outro lado, comparando os intervalos de confiança do parâmetro k_0 , pode-se ver que não houve interseção no intervalo de confiança, indicando que a mineralização do carbono mais resistente da palha dá-se mais rapidamente com a palha incorporada ao solo. Esse resultado está de acordo com os obtidos por Campos et al. (2011), pois observaram que a taxa de mineralização do carbono de resíduos de aveia em campo foi maior no preparo convencional do que no plantio direto.

Os tempos de meia-vida do carbono facilmente mineralizável, considerando o Modelo Cabrera, para os tratamentos DLInc, PSup+DLSup, Plnc e PSup foram de 6,6; 29,4; 9,8 e 11,8 dias, respectivamente (TABELA 2).

Conclusões

De modo geral, a mineralização do carbono de dejetos de suínos e palha de aveia, ao longo do tempo, foi descrita pelos modelos não lineares de Cabrera e Stanford & Smith.

O Modelo Cabrera foi mais adequado para detalhar a mineralização do carbono nos quatro tratamentos (solo + dejetos líquidos incorporado, solo + palha em superfície + dejetos líquidos em superfície, solo + palha incorporada e solo + palha em superfície), indicando que esses tratamentos apresentaram substâncias de carbono mineralizáveis com comportamento exponencial e substâncias mais resistentes, com mineralização constante. O tempo de meia-vida do carbono facilmente mineralizável desses tratamentos foi de 6,6; 29,4; 9,8 e 11,8 dias, respectivamente.

O Modelo Stanford & Smith foi melhor na descrição da mineralização do carbono em três tratamentos (solo + palha incorporada + dejetos líquidos incorporado, cama sobreposta em superfície e cama sobreposta incorporada), sugerindo que esses tratamentos apresentaram apenas substâncias que são mineralizadas exponencialmente. O tempo de meia-vida do carbono potencialmente mineralizável desses tratamentos foi de 18,2; 28,2 e 40,2 dias.

Nenhum dos dois modelos descreveu adequadamente a mineralização do carbono no tratamento solo + dejetos líquidos na superfície.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado, concedida ao primeiro autor.

Description of the carbon mineralization of swine manure and oat straw in the soil through nonlinear models

Abstract

Agricultural management is a viable way for recycling animal residues in feedlots. The substances that make up organic residues change the dynamics of the organic matter decomposition in the soil. Information on carbon mineralization curves allows seeking improvements in soil quality and, consequently, in crop productivity. The Stanford & Smith Nonlinear Model is the most used to describe C mineralization of organic residues in the soil. This model considers organic residues are composed of substances that are mineralized exponentially. The Cabrera Model considers two fractions, one composed of substances that are mineralized exponentially and other composed of more resistant substances with constant mineralization. The objective of this work was to compare nonlinear models that describe carbon mineralization, considering residues on surface or incorporated into the soil. The data evaluated were from an experiment with oat straw, liquid swine manure, and swine litter bedding. The Stanford & Smith and Cabrera Models were used considering structure of first order autoregressive errors - AR(1), when necessary. The fittings were compared using the Akaike Information Criterion (AIC). The Cabrera Model was more adequate to describe C mineralization in four treatments (soil + incorporated liquid swine manure; soil + oat straw on surface + liquid swine manure on surface; soil + incorporated straw; and soil + straw on surface). The Stanford & Smith Model was better in three treatments (soil + incorporated straw + incorporated liquid swine manure; swine litter bedding on surface; and incorporated swine litter bedding). None of the models described the treatment soil + liquid swine manure on surface.

Keywords: Decomposition. Half-life. Stanford & Smith Model. Cabrera Model.

Referências

ALVES, G. D.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H.; SILVA V. M. Mineralization potential of C and N in twenty soils from Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 2, p. 245-256, 1999. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v23n2/08.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2015.

ANDRADE, C. A.; SILVA, L. F. M.; PIRES, A. M. M.; COSCIONE, A. R. Mineralization of carbon and nitrogen in soil after successive applications of sewage sludge. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 5, p. 536-544, 2013. DOI:10.1590/S0100-204X2013000500010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2013000500010&lng=pt&nrm=i>. Acesso em: 11 fev. 2017.

ANDRADE, C. A.; BIBAR, M. P. S.; COSCIONE, A. R.; PIRES, A. M. M.; SOARES, A. G. Mineralization and effects of poultry litter biochar on soil cation exchange capacity. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 5, p. 407-416, 2015. DOI:10.1590/S0100-204X2015000500008 Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-204X20150005000407&script=sci_abstract>. Acesso em: 06 set. 2017.

ANDRADE, L. C.; ANDREAZZA, R.; CAMARGO, F. A. O. Soil microbial activity under wastewater treatment plant sludge doses from an industrial landfill. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 46, n. 2, p. 267-272, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-84782015005040871&script=sci_abstract>. Acesso em: 06 set. 2017.

BARRETO, P. A. B.; RODRIGUES, E. F. G.; RODRIGUES, A. C. G.; BARROS, N. F.; ALVES, B. J. R.; FONSECA, S. Carbon and nitrogen mineralization in soils under an eucalyptus plantation chronosequence. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 735-745, 2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/262651835_Carbon_and_nitrogen_mineralization_in_soils_under_an_eucalyptus_plantation_chronosequence>. Acesso em: 06 set. 2017.

CABRERA, M. L. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, n. 1, p. 63-66, 1993.

CAMPOS, B. C.; AMADO, T. J. C.; TORNQUIST, C. G.; NICOLOSO, R. S.; FIORIN, J. E. Long-term C-CO₂ emissions and carbon crop residue mineralization in an oxisol under different tillage and crop rotations systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 819-832, 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832011000300017>. Acesso em: 06 set. 2017.

CARNEIRO, A. P. S.; MUNIZ, J. A.; CARNEIRO, P. L. S.; MALHADO, C. H. M. M.; MARTINS FILHO, R.; SILVA, F. F. Identity of nonlinear models to compare growth curves of the cattle breed Tabapuã. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 1, p. 57-62, 2014. DOI: 10.1590/S0100-204X2014000100008. Disponível em: <<https://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/18183>>. Acesso em: 04 ago. 2017.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; DECARLI, L. D.; PELÁ, A.; SILVA, C. J.; MATTER, U. F.; OLIBONE, D. Composting of slaughterhouse solid waste. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 100-107, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1415-43662009000100015&lng=en&nrm=1&tlng=en>. Acesso em: 06 set. 2017.

DRAPER, N. R.; SMITH, H. **Applied regression analysis**. 3. ed., reprint. New York: J. Wiley, p. 505-565, 2014.

FERNANDES, A. H. B. M. F.; CARDOSO, M. A.; SOUZA, R. A. C.; FERNANDES, F. A.; SOARES, M. T. S.; CRISPIM, S. M. A.; GALVANI, F.; LISITA, F. O. **Nitrificação e mineralização de carbono em solos tratados com dejetos de suínos biodigeridos**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, p. 1-15, 2011.

FERNANDES, T. J.; PEREIRA, A. A.; MUNIZ, J. A.; SAVIAN, T. V. Selection of nonlinear models for the description of the growth curves of coffee fruit. **Coffee Science**, v. 9, n. 2, p. 207-215, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.25186/cs.v9i2.618>>. Acesso em: 5 mar. 2017.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; MIOLA, E. C. C.; RECOUS, S. Carbon mineralization of straw and pig manure with and without incorporation in soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. special, p. 2661-2668, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832015000501428&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 29 jan. 2017.

HESS, T. F.; SCHMIDT, S. K. Improved procedure for obtaining statistically valid parameter estimates from soil respiration data. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 27, n. 1, p. 1-7, 1995. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/003807179400166X>>. Acesso em: 28 nov. 2016.

MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; BARBOSA, J. C.; FREIRIA, A. C. Carbon and nitrogen mineralization in an ultisol fertilized with urban waste compost. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 4, p. 677-684, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832006000400008>. Acesso em: 06 set. 2017.

MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Mineralization of the organic carbon in soils treated with tannery sludges. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 7, p. 1149-1155, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-204X2006000700011&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 28 nov. 2016.

MERCANTE, F. M. **Os microorganismos do solo e a dinâmica da matéria orgânica em sistemas de produção de grãos e pastagem**. Dourados, MS: Embrapa Agropecuária Oeste, p. 1-14, 2001.

MOREIRA, F. M. S, SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2. ed. Lavras: Editora da UFLA, p. 1-729, 2006.

MORETTIN, P. A.; TOLOI, C. M. C. **Análise de séries temporais**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, p. 110-119, 2006.

NUNES, D. A. D.; RODRIGUES, E. F. G.; BARRETO, P. A. B.; RODRIGUES, A. C. G.; MONROE, P. H. M. Carbon and nitrogen mineralization in soil of leguminous trees in a degraded pasture in northern Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Forest Research**, v. 27, n. 1, p. 91-99, 2016. DOI: 10.1007/s11676-015-0164-3. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-015-0164-3#citeas>>. Acesso em: 06 set. 2017.

OLIVEIRA, W. J.; SILVA, C. A.; MUNIZ, J. A.; SAVIAN, T. V. Nitrogen mineralization in latosols fertilized with organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 715-725, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832013000300018&script=sci_abstract>. Acesso em: 06 set. 2017.

PAULA, J. R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; PEREIRA, M. S.; ANDRADE, C. A. Carbon and nitrogen mineralization of wastes applied to soil under field conditions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1729-1741, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832013000600029&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 12 nov. 2017.

PEREIRA, J. M.; MUNIZ, J. A.; SILVA, C. A. Nonlinear models to predict nitrogen mineralization in an oxisol. **Scientia Agricola**, v. 62, n. 4, p. 395-400, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162005000400014&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 06 set. 2017.

PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de Estatística Experimental**. 14. ed. Editora F. Pimentel-Gomes, p. 1-451, 2000.

PINHEIRO, J.; BATES, D.; DEBROY, S.; SARKAR, D. nlme: linear and nonlinear mixed effects models. **R package version 3**. p. 1-122. 2015. Disponível em: <URL:<http://CRAN.R-project.org/package=nlme>>. Acesso em: 10 fev. 2016.

PINTO, M. A.; FABBRIS, C.; BASSO, C. J.; SANTI, A. L.; GIROTTO, E. Swine slurry application and soil management on double-cropped oat/maize. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 44, n. 2, p. 205-212, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1983-40632014000200002>. Acesso em: 06 set. 2017.

PULROLNIK, K. **Transformações do carbono no solo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, p. 1-36, 2009.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing Viena: 2015. Disponível em: <http://www.r-project.org>.

RIBEIRO, T. D.; MATTOS, R. W. P.; MORAIS, A. R.; MUNIZ, J. A. Description of the growth of Pequi fruits by nonlinear models. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 40, n. 4, p. 1-11, 2018. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-29452018000400705>. Acesso em: 20 dez. 2018.

RIBEIRO, T. D.; SAVIAN, T. V.; FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A. The use of the nonlinear models in the growth of pears of “Shinseiki” cultivar. **Ciência Rural**, v. 48, n. 1, p. 1-7, 2018. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782018000100202>. Acesso em: 20 dez. 2018.

SILVA, A. A.; LANA, A. M. Q.; LANA, R. M. Q.; COSTA, A. M. Fertilization with swine waste manure: the influence of chemical characteristics in *Brachiaria Decumbens* and changes in the soil. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 2, p. 254-265, 2015. DOI:10.1590/1809-4430. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-69162015000200254>. Acesso em: 06 set. 2017.

SILVA, B. V. N.; ANDRADE PINTO, L. V.; Potential use of the sewage sludge as organic manuring in covering forestation native arboreal species planted in area degraded by intensive pasturing. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v. 2, n. 1, p. 50-56, abril, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v2n12010251>>. Acesso em: 18 mar. 2017.

SILVA, E. M.; SILVEIRA, S. C.; RIBEIRO, T. D.; MUNIZ, J. A. Adjustment of the decomposition of sewage sludge and oat straw by nonlinear models. **Revista Agrogeoambiental**, v. 11, n. 2, 2019.

SILVEIRA, S. C.; MUNIZ, J. A.; SOUSA, F. A.; CAMPOS, A. T. Non-linear models adjusted to the accumulated production of biogas originating from swine deep bedding. **Revista Agrogeoambiental**, v. 10, n. 3, p. 91-103, 2018. Disponível em: <<https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/index.php/Agrogeoambiental/article/view/1168/pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2018.

SLEUTEL, S.; NEVE, S.; ROIBÁS, M. R. P.; HOFMAN, G. The influence of model type and incubation time on the estimation of stable organic carbon in organic materials. **European Journal of Soil Science**, v. 56, n. 4, p. 505-514, 2005. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2389.2004.00685.x>>. Acesso em: 23 nov. 2016.

SOUSA, I. F.; KUNZLE, J. E.; MUNIZ, J. A.; GUIMARÃES, R. M.; SAVIAN, T. V.; MUNIZ, F. R. Fitting nonlinear autoregressive models to describe coffee seed germination. **Ciência Rural**, v. 44, n. 11, p. 2016-2021, 2014. DOI: 10.1590/0103-8478cr20131341. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782014001102016>. Acesso em: 06 set. 2017.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 36, n. 3, p. 465-471, 1972.

ZEVIANI, W. M.; SILVA, C. A.; OLIVEIRA, W. J.; MUNIZ, J. A. Non linear models to potassium release from animals manure in Latosols. **Ciência Rural**, v. 42, n.10, p. 1789-1796, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782012001000012&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 23 nov. 2016.

ZHOU, X.; CHEN, C.; LU, S.; RUI, Y.; WU, H.; XU, Z. The short-term cover crops increase soil labile organic carbon in southeastern Australia. **Biology and Fertility of Soils**, v. 48, n. 2, p. 239-244, 2012. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00374-011-0594-9>>. Acesso em: 06 set. 2017.

Histórico editorial

Submetido em: 22/01/2018

Aceito em: 12/04/2018