ISSN 0367-6315 (Print) / ISSN 2288-2162 (Online)
Korean J. Soil Sci. Fert. 48(6), 751-760 (2015)
http://dx.doi.org/10.7745/KJSSF.2015.48.6.751

Article

Estimation of N Mineralization Potential and N Mineralization Rate of Organic Amendments in Upland Soil

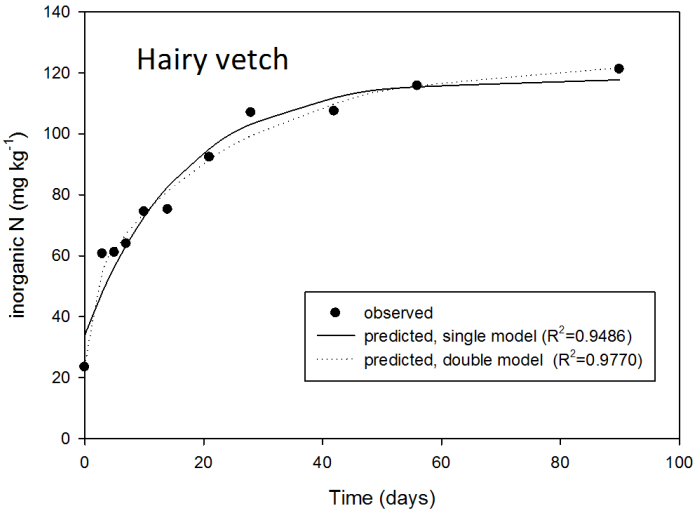
Jae-Hoon Shin*, Sang-Min Lee, and Byun-Woo Lee[1]

National Institute of Agricultural Science, Nongsaengmyeong-ro 166, Iseo-myeon, Wanju-gun, Jeollabuk-do 55365, Korea
[1]Department of Plant Science, College of Agriculture and Life Science, Seoul National University, Gwanakro 1, Gwanakgu, Seoul 03080, Korea

(Received: May 22 2015, Revised: December 15 2015, Accepted: December 23 2015)

Management of renewable organic resources is important in attaining the sustainability of agricultural production. However, nutrient management with organic resources is more complex than fertilization with chemical fertilizer because the composition of the organic input or the environmental condition will influence organic matter decomposition and nutrient release. One of the most effective methods for estimating nutrient release from organic amendment is the use of N mineralization models. The present study aimed at parameterizing N mineralization models for a number of organic amendments being used as a nutrient source for crop production. Laboratory incubation experiment was conducted in aerobic condition. N mineralization was investigated for nineteen organic amendments in sandy soil and clay soil at 20°C, 25°C, and 30°C. N mineralization was facilitated at higher temperature condition. Negative correlation was observed between mineralized N and C:N ratio of organic amendments. N mineralization process was slower in clay soil than in sandy soil and this was mainly due to the delayed nitrification. The single and the double exponential models were used to estimate N mineralization of the organic amendments. N mineralization potential N_p and mineralization rate k were estimated in different temperature and soil conditions. Estimated N_p ranged from 28.8 to 228.1 and k from 0.0066 to 0.6932. The double exponential model showed better prediction of N mineralization compared with the single exponential model, particularly for organic amendments with high C:N ratio. It is expected that the model parameters estimated based on the incubation experiment could be used to design nutrient management planning in environment-friendly agriculture.

Key words: Nitrogen mineralization, Organic amendment, Incubation experiment, Model, Upland soils



N mineralization pattern of the soil after application of hairy vetch.

*Corresponding author: Phone: +82632382401, Fax: +82632383284, E-mail: shinj@korea.kr
§Acknowledgement: This study was carried out with the support of "Research Program for Agricultural Science & Technology Development(Project No. PJ010865)", National Academy of Agricultural Science, Rural Development Administration, Republic of Korea.

Introduction

최근 친환경농업이 확산되면서 양분공급 목적으로 다양한 유기자원이 사용되고 있다. 무기질 비료 위주로 양분관리가 이루어지는 관행농업과는 달리 친환경농업 인증 농경지의 경우 부산물비료에 의존할 수밖에 없는데, 퇴비나 유기질비료와 같은 유기자원을 비료원으로 사용하는 경우 재료의 분해특성과 환경조건에 따라 양분공급량이 달라질 수 있으므로 이러한 조건을 고려한 사용 기준설정이 필요하다.

토양에 투입된 유기자원에 포함된 질소를 작물이 흡수하기 위해서는 먼저 유기태 질소가 무기태 질소의 형태로 분해되어야 한다. 유기물의 분해는 미생물의 활동에 따른 결과로서 유기물 재료의 특성이나 환경조건의 영향을 받는다. 유기태 질소의 무기화 과정은 보통 시간에 따른 속도방정식으로 표현될 수 있는데, 유기태 질소가 무기화되는 속도를 현재 상태의 유기태 질소의 양에 비례한다고 가정하면 무기화가 진행됨에 따라 무기화 속도가 점차 감소하는 포화곡선의 형태가 되며, 유기자원의 종류와 토성, 온도별로 파라메터 (잠재적 질소 무기화량 N_p 와 무기화 속도상수 k)를 설정하여 줌으로써 유기자원 종류별로 무기화 양상을 추정해 낼 수 있다 (Li et al., 2003; Wang et al., 2004).

유기자원의 분해 특성에 대한 평가는 일반적으로 실내 항온배양실험을 통해 이루어진다 (Bundy and Meisinger, 1994). Stanford and Smith (1972)는 최적의 온도와 수분조건에서 토양 질소의 무기화를 조사할 수 있는 장기 실내 항온배양실험 방법을 개발하였는데, 이 방법은 산업폐기물 (Neve et al., 2003), 식물 잔사 (Hadas et al., 2004; Laos et al., 2000), 가축분뇨 및 퇴비 (Hadas et al., 1996; Eghball, 2000; Griffin et al., 2005; Calderon et al., 2005), 나뭇가지 (Zingore et al., 2003), 슬러지 (Lindemann et al., 1984), 녹비 (Thonnissen et al., 2000) 등 다양한 유기자원에 대한 질소 무기화 연구에 적용되었다. 국내에서는 Lee and Hwang (1984)이 질소비료의 질소 무기화와 고정화에 대한 퇴비와 볏짚의 영향을 시험하였으며, Cho (1999)는 볏짚, 보리짚, 자운영 등을 대상으로 한 항온배양실험에서 유기물의 무기화 속도는 C:N율과 온도에 영향을 받는다고 보고하였다. Yun (2010)은 가축분퇴비가 연용된 밭 토양에서 잠재적 질소 무기화량을 추정하였으며 Lee (2012)는 밭 토양과 논 토양에서 C:N율이 상이한 식물잔사들의 질소 무기화에 대해 보고한 바 있다.

질소의 무기화는 유기자원의 특성과 환경조건에 따라 달라진다. Cabrera and Kissel (2005)는 식물 잔사의 질소 무기화에 대한 연구를 통해 질소 무기화를 결정하는 주 요인은 식물잔사의 조성, 토양온도와 토양수분, 건습의 반복, 토양의 특성이라고 하였다. Hasegawa 등 (2000)은 토양 온도 등 계절적 변화가 질소 무기화의 추정에 오류를 가져올 수 있다고 하였다.

작물의 생장에 필수적인 질소는 무기질 비료뿐 아니라 식물잔사나 퇴비, 농산부산물 등 다양한 재료로부터 작물에 공급된다. 따라서 유기자원이 투입된 토양에서 질소의 동태에 대한 이해는 친환경농업을 위한 양분관리에 있어 기본이 된다고 할 수 있다. 국내외에서 질소 무기화에 대한 연구가 다수 보고되었음에도 불구하고, 국내 환경에서 유기자원을 활용한 비료사용 처방 등 실용적인 목적으로 활용할 수 있도록 다양한 유기자원을 대상으로 정량적인 비교가 이루어지거나 토성, 온도 등 조건에 따른 영향을 종합적으로 고려한 연구 결과는 미흡한 실정이다. 따라서 본 연구를 통해 다양한 유기자원의 질소 무기화 특성을 구명하고 질소무기화에 대한 토성과 온도의 영향을 정량적으로 추정함으로써, 유기자원을 이용한 비료 사용 처방에 활용하기 위한 기초자료를 구축하고자 하였다.

Materials and Methods

항온배양실험 및 시료분석 유기자원이 시용된 밭 토양의 질소 무기화 양상을 파악하기 위해 호기성 조건에서 재료가 처리된 토양에 대한 실내 항온배양실험을 수행하였다. 시험재료로 헤어리베치, 자운영, 호밀, 수수교잡종, 수단그라스, 크로탈라리아 2종, 유채, 옥수수 잔사, 볏짚, 채종유박, 쌀겨, 볏짚퇴비, 계분퇴비, 돈분퇴비, 우분퇴비, 시판퇴비 등 17종의 유기자원과 유박과 볏집의 조합으로 C:N율을 20, 30으로 조절한 처리를 적용하고, 요소비료와 무처리 (토양)를 대조구로 처리하여 총 21개의 처리를 비교하였다. 시판퇴비는 비료공정규격상의 그린(1급)퇴비로서 돈분과 계분이 주성분이고 질소성분이 2.1%인 제품을 사용하였다. 시험에 사용된 토양은 식양토와 사양토 두 종류를 사용하였다 (Table 1).

유기자원 재료는 건조하여 골고루 혼합하여 준비하였고,

Table 1. Total N, total C, and soil texture of the soil used for aerobic incubation experiment.

Soil type	Total N (gkg^{-1})	Total C (gkg^{-1})	Soil texture			WHC (%)†
			Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	
Sandy soil	1.04	12.3	70.3	25.6	4.1	21.3
Clay soil	1.19	12.3	32.0	47.2	20.9	26.6

† WHC represents water holding capacity.

PE병에 건토 중량 100 g을 평량하여 수분함량을 포장용수량의 60%로 조절한 뒤 3일간 25°C에서 전 배양을 하였다. 준비된 재료는 30 kgN $10a^{-1}$에 해당하는 비율로 토양에 혼합한 후 항온배양기에서 20°C, 25°C, 30°C 조건을 유지하였다. 각 시료는 3반복으로 처리하였다. 항온배양시험에 사용된 재료의 특성은 Table 2와 같다.

항온배양기내의 습도는 80%를 유지하였으며, 수분은 동일한 중량이 유지하도록 3~4일 간격으로 보충하였다. 수분의 증발량은 토양수분함량의 10% 미만이었다. 시료는 각각 0, 1, 3, 5, 7, 10, 14, 21, 28, 42, 56, 90일차에 수거하여 분석에 사용하였다.

토양의 무기태 질소(NO_3^--N과 NH_4^+-N) 함량은 토양시료 5 g을 젖은 상태에서 2 M KCl 25 mL용액에서 30분간 진탕하여 침출한 뒤 여과액을 Flow Injection Analyzer (QC8000, Lachat)을 이용하여 측정하였다.

모형의 적용과 파라메터 추정 질소 무기화 과정은 보통 단일 변수 (one-pool) 또는 둘 이상의 변수 (multiple-pool)로 구성된 동역학적 모형 (kinetic model)으로 표현한다. 본 연구에서는 각각 유기자원의 특성의 구명을 위해 단일지수모형 (single exponential model)과 이중지수모형 (double exponential model)을 적용하였다. 단일지수모형 Eq. 1은 미분방정식 Eq. 2의 해이다. Eq. 2에서와 같이 특정 시각의 질소무기화 속도는 그 때 남아있는 유기태 질소에 비례하는 것으로 가정하며, 이때 유기태 질소는 잠재적 질소 무기화량에서 무기태 질소를 뺀 값과 무기화 속도상수 k의 곱으로 기술된다.

Table 2. Total N, total C, and C:N ratio of organic amendments for the aerobic incubation experiment.

Organic amendment	Total N (%)	Total C (%)	C:N ratio
Green manure			
Hairy vetch	3.5	41.7	11.9
Chinese milk vetch	2.9	42.3	14.6
Rye	2.2	38.3	17.4
Sorghum	2.6	41.9	16.1
Sudan grass	2.4	37.2	15.5
Crotalaria Juncea	2.8	40.6	14.5
Crotalaria Spectabilis	2.9	40.0	13.8
Crop Residue			
Rape	4.8	34.6	7.2
Maize residue	2.0	42.6	21.3
Rice straw	0.7	37.2	53.1
Agricultural by-product			
Rapeseed oilcake	5.4	47.5	8.8
Rice bran	2.1	40.5	19.3
Compost			
Rice Straw compost	1.9	23.9	12.6
Chicken manure compost	1.9	28.7	15.1
Pig manure compost	2.2	32.3	14.7
Cattle manure compost	2.0	37.2	18.6
High grade commecial compost	2.1	26.9	12.8

$$N = N_p[1-\exp(-k \cdot t)] + c \quad \text{(Eq. 1)}$$

$$\frac{dN}{dt} = k(N_p - N) \quad \text{(Eq. 2)}$$

N : 무기태 질소, N_p : 잠재적 질소 무기화량, k : 무기화 속도상수, t : 시간, c : 상수

이중지수모형 Eq. 3은 무기화 가능 유기태 질소를 이분해성 유기물 군 (active pool)과 난분해성 유기물 군 (slow pool)으로 나누어 각각 다른 분해속도 상수 k_a와 k_s, 잠재적 질소 무기화량 N_{ap}와 N_{sp}를 지정하여 표현한 미분방정식 Eq. 4를 적분하여 얻을 수 있다.

$$N = N_{ap}[1-\exp(-k_a \cdot t)] + N_{sp}[1-\exp(-k_s \cdot t)] + c \quad \text{(Eq. 3)}$$

$$\frac{dN}{dt} = k_a(N_{ap} - N_a) + k_s(N_{sp} - N_s) \quad \text{(Eq. 4)}$$

N : 무기태 질소, N_{ap}, N_{sp} : 잠재적 질소 무기화량 (각각 이분해성 유기물 군, 난분해성 유기물 군), k_s, k_a : 무기화 속도상수 (각각 이분해성, 난분해성), t : 시간, c : 상수

본 연구에 적용된 이중지수모형은 Cabrera and Kissel (1988), Wang et al (2004)의 보고에서 사용된 것과 같이 k 값의 최대치와 최소치에 제한을 두는 변형된 형태의 모형을 사용하였다. 즉, 이분해성 유기물군의 무기태 질소 전환속도의 최고치를 반감기가 1일인 것으로 가정함으로써 파라메터 값이 비현실적인 수치로 수렴하는 것을 배제하였다. 이 때 k_a값의 최고치는 $1/2N_a = N_a e^{-k_a \cdot t_{1/2}}$ 이므로 $k_a = \ln 2/t_{1/2}$ $0.6932t^{-1}$으로 제한된다. 또한 난분해성 유기물 군의 속도상수 k_s은 하한 값을 항온배양 실험 기간 90일 동안의 가장 느리게 분해가 진행되었던 유기태 질소의 62.8%가 분해될 때의 속도인 0.011로 제한하여 실험결과의 범위 내에서 모형의 파라메터가 추정되도록 하였다.

무기화 속도상수 k 는 온도조건에 따라 달라진다. 특히 포장조건에서는 온도가 시시각각으로 변화하므로 포장에서 질소 무기화를 추정하기 위해서는 무기화 속도상수의 온도

의존도에 대한 평가가 필요하다. 본 연구에서는 3개의 항온배양 온도 수준에서 개별적으로 무기화 속도 상수 k값을 추정함으로써 온도 조건별로 분해속도를 다르게 추정할 수 있도록 하였다. 실험 자료를 이용하여 파라메터를 추정하기 위한 비선형 회귀분석 과정은 SAS 통계패키지 (SAS Institute Inc., 2000)의 Proc model procedure를 이용하였다.

Results and Discussion

처리 조건별 질소 무기화 양상의 비교 2개의 토성 (사양토와 식양토), 3개 온도조건 (20°C, 25°C, 30°C)에서 항온배양 경과 시간별로 수집된 시료의 무기태 질소의 양을 측정하였다. 처리재료 및 조건, 배양기간별로 측정된 무기태 질소값의 차이가 있었는지 확인하기 위한 분산분석을 수행하여 그 결과를 Table 3에 나타내었다. 무기태 질소 측정값은 처리재료, 항온배양시간, 토성, 온도에 대하여 통계적으로 차이가 있었으며, 각 요인들간의 교호작용도 통계적으로 유의하였다. 반면 반복실험에 의한 차이는 통계적으로 유의하지 않았다. 따라서 파라메터 추정값은 재료 및 조건의 차이를 잘 반영하는 것으로 간주하여 환경조건별 유기자원의 질소 무기화를 추정하는 데에 활용할 수 있을 것으로 판단되었다.

온도조건별 질소 무기화 사양토에서 배양시간 경과에 따른 온도조건별 무기태 질소의 변화는 Fig. 1과 같다. 질소 무기화 양상은 포화곡선 (saturated curve)의 형태를 보여주었으나, 포화곡선의 크기나 모양은 유기자원의 종류에 따라 큰 차이가 있었다. 요소 처리구에서 무기태 질소가 가장 높았고, 헤어리베치, 유박, 수수잔사, 볏짚퇴비와, 재료를 처리하지 않은 토양 순으로 질소 무기화가 빨리 진행되었다. 볏짚 처리구에서는 무기태 질소가 거의 측정되지

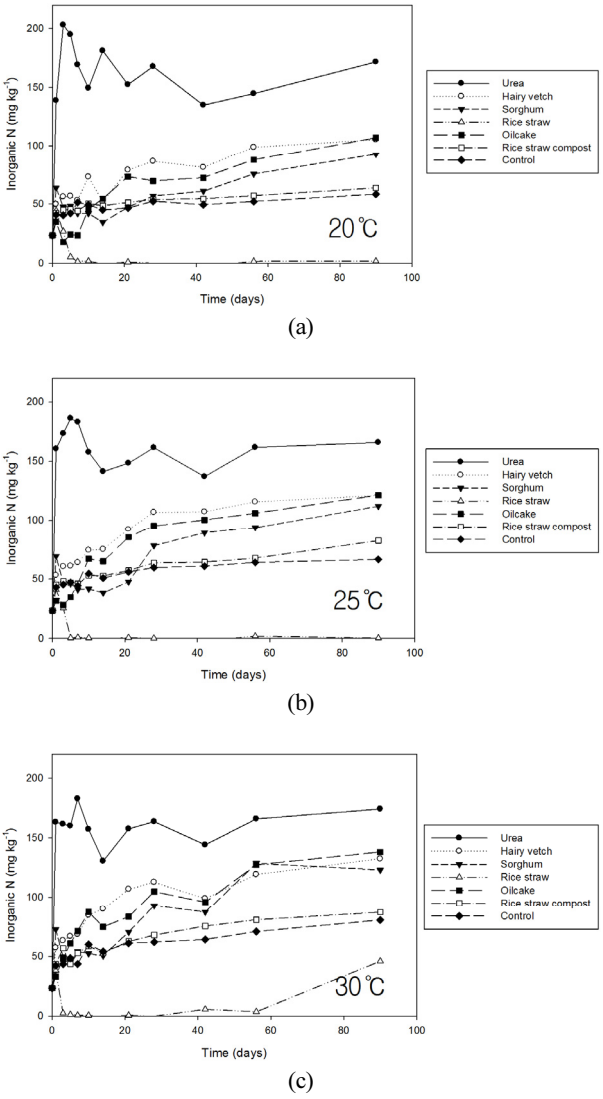


Fig. 1. Nitrogen mineralization during 90 days of aerobic incubation at 20°C (a), 25°C (b), 30°C (c) for several organic amendment and sandy soil mixtures.

Table 3. Analysis of variance for inorganic N in organic matter amended soils during the incubation.

Source	df	Mean Square	F-value	Prob>F
Organic amendment	19	179,750	2,771.65	<.0001
Incubation time	10	40,093	618.22	<.0001
Soil type	1	53,537	825.51	<.0001
Temperature	2	23,982	369.78	<.0001
Replication	2	11	0.18	0.8376
Organic amendment × Incubation time	190	3,322	51.23	<.0001
Organic amendment × Soil type	19	1,740	26.82	<.0001
Organic amendment × Temperature	16	1,566	24.15	<.0001
Incubation time × Soil type	10	1,649	25.42	<.0001
Incubation time × Temperature	20	1,415	21.82	<.0001
Soil type × Temperature	2	250	3.85	0.0215
Error	2,414	65		

않았다.

질소 무기화 과정은 미생물 활동에 의한 생물적 과정이므로, 온도에 의한 영향이 크다. 항온배양 실험결과에서도 질소 무기화는 30°C에서 포화상태에 가장 먼저 도달하였고 시기별로도 무기태 질소값은 높은 온도조건에서 큰 값을 나타내어 높은 온도에서 질소 무기화가 촉진됨을 알 수 있었다. 그러나, 최종적으로 무기화된 질소량은 온도 조건별로 큰 차이가 없었다.

토성별 질소 무기화 토성에 따른 분해양상을 살펴보기 위해 질산태 질소 (NO_3^--N)와 암모니아태 질소 (NH_4^+-N)를 구분하여 Fig. 2와 Fig. 3에 나타내었다. 무기화 전 과정에서 총 무기태 질소 중 질산태 질소의 비율이 암모니아태 질소에 비해 훨씬 높았다. 재료에 따라 질산태 질소값이 포화점에 이르는 기간은 다소 차이가 있었으나 사양토와 식양토 조건 모두에서 30일 이후 포화되는 형태를 나타냈다 (Fig. 2). 암모니아태 질소는 사양토에서는 항온배양 초기에 상대적으로 높지만 곧바로 낮아져 10일 이후에는 전혀 검출되지 않았으며, 식양토에서는 암모니아태 질소가 사양토에서보다 상대적으로 오래 유지되었다 (Fig. 3). 무기화된 질소의 양은 사양토와 식양토에서 큰 차이를 나타내지 않았으나, 사양토에 비해 식양토에서 암모니아태 질소가 질산태 질소로 바뀌는 질산화 과정이 상대적으로 지연되는 것을 관찰할 수 있었다.

토성과 밀접한 관련이 있는 토양수분의 질소 무기화에 대한 영향에 대해서는 다수의 선행 연구를 찾아 볼 수 있다. Neve and Hofman (2002)는 질소 무기화는 토양수분에 크게 영향을 받는다고 하였고, 작물잔사와 토양유기물로부터 질소 무기화에 적합한 토양수분값을 제시하였다. Thomsen et al. (1999)은 사양질 토양에서 공기의 주입량을 증가시켰을 때 질소 용출량의 차이를 분석하여 수분이 토양 유기탄소의 분해를 조절하는 주요 요인이며, 토성은 토양의 구조와 분해미생물이 수분의 가용성에 영향을 주어 간접적으로 작용한다고 하였다.

기존의 보고와 실험의 결과를 종합하여 볼 때, 식양토에서 질산화 과정이 지연된 것은 식양토에 공기의 공급이 부족하여 질산화 미생물에 의한 작용이 제한 되었기 때문으로 추정된다.

질소무기화와 C:N율의 상관관계 유기자원의 질소 무기화는 C:N율과 밀접한 관련이 있는 것으로 알려져 있으며, 질소 무기화 모형에서 투입 유기물의 질을 나타내기 위해 C:N율을 사용하기도 한다 (Probert et al., 2005).

실험에서 유기자원별 무기태 질소량은 C:N율에 따라 차이

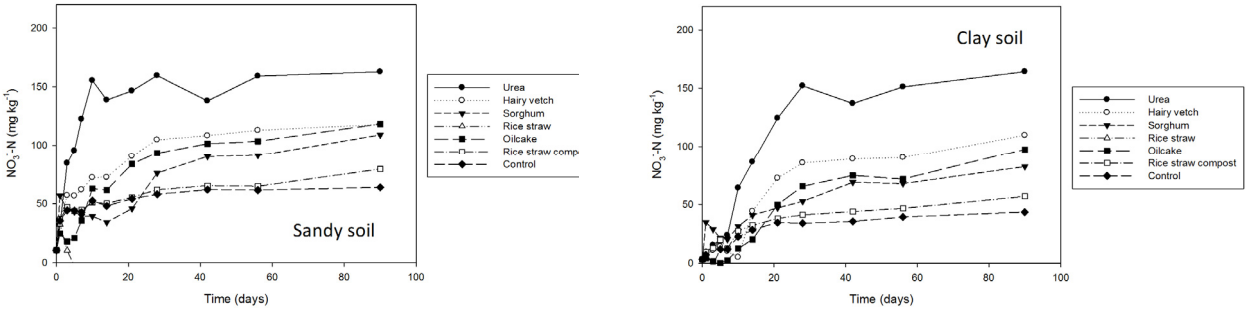


Fig. 2. NO_3^--N mineralized from various N sources in sandy soil (a) and clay soil (b) mixture incubated at 25°C.

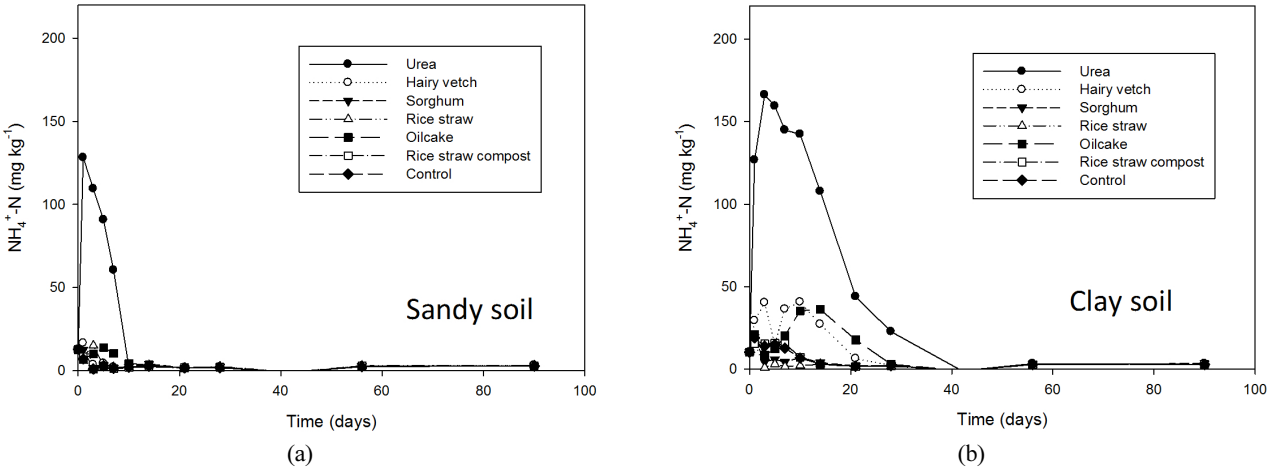


Fig. 3. NH_4^+-N mineralized from various N sources in sandy soil (a) and clay soil (b) mixture incubated at 25°C.

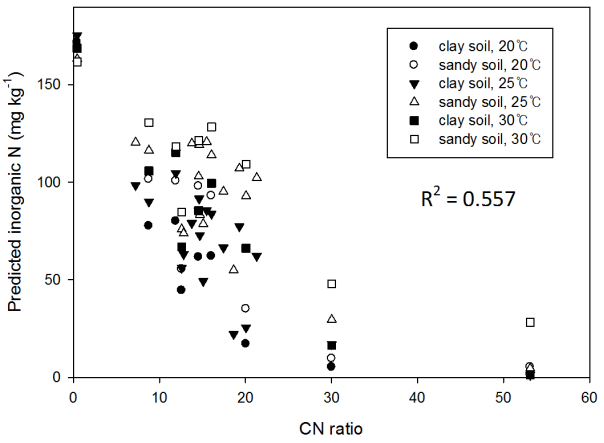


Fig. 4. Relationship between inorganic N at 90 days of incubation predicted by the model and C:N ratio of organic amendments in aerobic incubation.

가 컸는데, 모형을 이용하여 추정한 항온배양 90일 차의 무기태 질소값과 C:N율 간에서 부의 상관관계 (R^2=0.557) 를 확인할 수 있었다 (Fig. 4). 또한, 유기자원이 혼합된 토양의 무기태 질소함량과 유기자원이 혼합되지 않은 대조구 (토양)의 무기태 질소함량을 비교해 본 결과 C:N율이 20이상인 경우 대조구의 무기태 질소가 더 높은 것을 알 수 있다. 따라서 이 경우는 유기물의 공급에 의해 토양에서 무기화된 질소가 오히려 고정화되는 현상이 진행되고 있음을 알 수 있다. C:N율이 상대적으로 높은 유기자원을 토양에 투입한 직후에 대조구에 비해서도 무기태 질소 값이 낮게 나타났다는 점은 유기자원을 이용한 양분관리에 참고하여야 할 것으로 판단된다.

모형의 적용과 파라메터 추정 유기자원의 질소 무기화 과정은 동역학 모형으로 표현될 수 있다 (Sierra, 1990). 식물에 의한 질소의 흡수, 용탈과 탈질 작용이 없다고 가정하였을 때 유기자원별로 무기화 될 수 있는 최대치를 잠재적 질소 무기화량으로 정의하며, 질소 무기화 속도는 유기태 질소 집합의 크기에 비례하여 결정된다. 항온실험결과에 모형을 적용하면 잠재적 질소 무기화량과 무기화 속도상수를 추정할 수 있다. 본 연구에서는 단일지수모형 (Single exponential model)과 이중지수모형 (double exponential model)을 적용하였다.

단일지수모형은 볏짚과 우분퇴비를 제외한 대부분의 유기자원에 대한 실험결과에서 적합도가 높았다 (Table 4). 그러나 호밀, 수수, 옥수수 잔사 등 C:N율이 높은 일부 처리에서 잠재적 질소 무기화량 (N_p) 추정치가 예상과는 달리 상대적으로 큰 값으로 수렴하였는데, 이것은 항온배양기간이 충분하지 못하여 실험결과가 포화상태에 도달하지 못하고 무기태 질소가 계속 증가할 것으로 추정한 결과이다.

Table 4에서 잠재적 질소 무기화량 (N_p)의 추정값은 28.8에서 최대 228.1의 범위에 분포하였고, k값은 0.0066에서

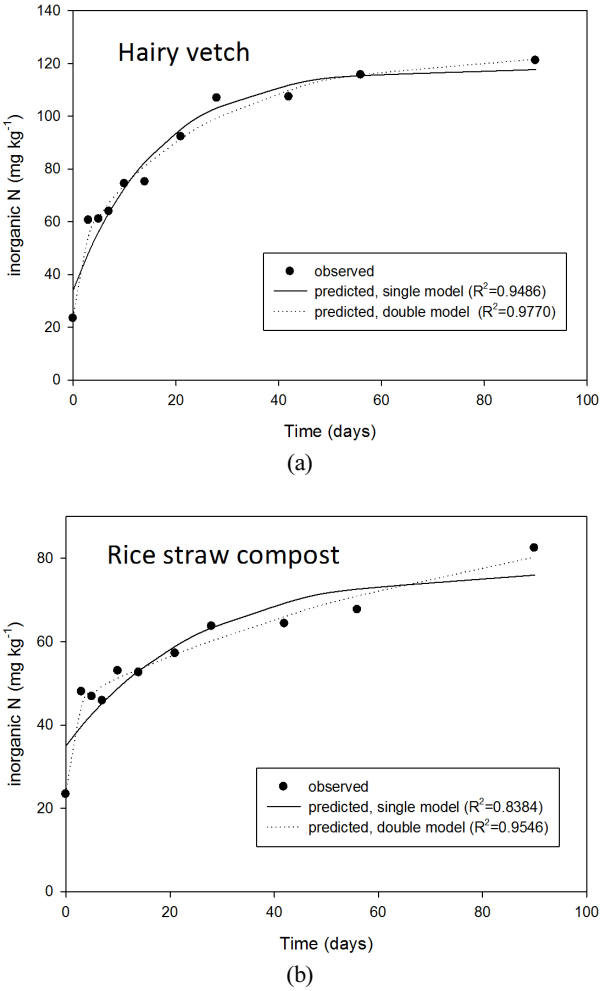


Fig. 5. Predicted and observed inorganic N mineralized from hairy vetch (a) and rice straw compost treatment (b) respectively.

0.6932값으로 재료별로 큰 차이가 있었다. 토양으로부터 무기화하는 질소의 양 또한 상당한 것으로 추정되었는데, 토양에서 잠재적으로 무기화가 가능한 질소량은 사양토와 식양토에서 각각 34.2 mg kg^{-1} 과 28.8 mg kg^{-1}으로 조사되어, 비료 권장 사용량을 시용했을 때의 18~25% 수준이었다.

이중지수모형을 적용하였을 때 단일지수모형보다 모형의 적합도가 높았다. 그러나 이중지수모형을 적용하였음에도 불구하고 분해속도가 빠른 일부 유기자원에서는 잠재적 질소 무기화량이 영으로 수렴하여 단일지수모형으로 충분히 질소 무기화 과정을 설명할 수 있음을 알 수 있었다 (Table 5, Table 6). N_{ap}는 0.0에서 158.2의 값으로, N_{sp}는 0에서 144.4의 값으로 추정되었으며, k 값은 이중지수모형에서 최소, 최대치 제한을두었던 0.011과 0.6932 사이의 값을 나타내었다.

Fig. 5에 사양토에서 각각 헤어리베치와 볏짚퇴비의 단일지수모형과 이중지수모형의 추정 값과 관측 값을 나타냈다. 헤어리베치의 경우 단일지수모형 대신 이중지수모형을 사용하였을 때 평균제곱근오차 (Root Mean Square Error; RMSE)가 6.75에서 4.60 mg kg^{-1}으로 줄었으며, 결정계수

Table 4. Mineralization parameters of the single exponential model in aerobic condition at 25°C.

Treatment	Sandy soil					Clay soil				
	N_p (mg.kg^{-1})	k (day^{-1})	c (mg kg^{-1})	RMSE†	R^2	N_p (mg kg^{-1})	k (day^{-1})	c (mg kg^{-1})	RMSE†	R^2
Control	34.2	0.1256	27.8	4.54	0.863	28.8	0.0688	13.4	3.61	0.884
Urea	135.6	0.6932	27.7	18.22	0.827	158.2	0.6932	13.6	21.72	0.821
Green manure										
Hairy vetch	83.9	0.0619	34.1	6.75	0.949	84.5	0.0500	21.1	9.48	0.903
Chinese milk vetch	99.5	0.0349	24.2	6.25	0.964	88.5	0.0378	6.2	7.99	0.930
Rye	128.5	0.0144	2.1	10.34	0.894	92.4	0.0142	0.0	6.66	0.910
Sorghum	116.8	0.0142	29.9	8.65	0.907	71.4	0.0263	19.2	4.78	0.953
Sudangrass	83.0	0.0279	44.5	12.09	0.816	60.8	0.1431	24.9	10.67	0.779
Crotalaria juncea	77.9	0.0291	30.9	7.91	0.904	73.2	0.0197	24.6	10.89	0.769
Crotalaria spectabilis	103.8	0.0294	23.6	6.48	0.961	70.9	0.0364	10.9	4.47	0.964
Crop residue										
Rape	94.8	0.2296	25.7	9.79	0.902	83.0	0.3559	15.5	8.46	0.898
Maize residue	228.1	0.0066	0.1	11.42	0.888	94.6	0.0110	2.6	6.22	0.903
Rice straw	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Agricultural by-product										
Rapeseed oilcake	98.4	0.0489	19.2	6.16	0.967	86.4	0.0497	4.7	9.48	0.906
Rice bran	144.4	0.0149	0.6	9.59	0.928	91.0	0.0211	0.0	8.67	0.897
Compost										
Rice straw compost	42.1	0.0398	35.0	6.14	0.838	36.0	0.0297	22.6	4.92	0.839
Chicken manure compost	58.6	0.0125	39.2	9.38	0.645	37.4	0.0202	18.1	3.27	0.908
Pig manure compost	60.2	0.4769	23.2	15.82	0.565	57.8	0.3755	15.0	8.53	0.807
Cattle manure compost	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Commecial compost	45.8	0.2416	28.1	9.64	0.686	46.2	0.2052	17.0	7.71	0.782

†RMSE represents root mean square error.

Table 5. Mineralization parameters of the double exponential model in aerobic condition in sandy soil at 25°C (continued).

Treatment	Sandysoil							Remark§
	N_{ap}	k_a	N_{sp}	k_s	c	RMSE‡	R^2	
Control	20.4	0.6932	23.7	0.0331	23.6	3.00	0.942	
Urea	135.6	0.6932	0.0	0.0110	27.7	18.22	0.827	Single
Green manure								
Hairy vetch	25.5	0.6932	74.2	0.0399	24.0	4.60	0.977	
Chinese milk vetch	48.0	0.0721	83.7	0.0110	21.7	5.98	0.968	
Rye	0.0	0.6932	128.5	0.0144	2.1	10.34	0.894	Single
Sorghum	7.9	0.6932	127.2	0.0115	24.9	8.57	0.912	
Sudangrass	33.4	0.6932	105.4	0.0110	25.0	9.04	0.897	
Crotalaria juncea	12.1	0.6932	78.1	0.0229	24.0	7.51	0.916	
Crotalaria spectabilis	0.0	0.6932	103.8	0.0294	23.6	6.48	0.961	Single
Crop residue								
Rape	76.4	0.4141	60.3	0.0110	23.0	5.81	0.967	
Maize residue	0.0	0.6932	155.4	0.0110	0.0	11.30	0.883	Single
Rice straw	-	-	-	-	-	-	-	Not fitted

Table 5. Mineralization parameters of the double exponential model in aerobic condition in sandy soil at 25°C (continued).

Treatment	Sandysoil							Remark[§]
	N_{ap}	k_a	N_{sp}	k_s	c	RMSE[‡]	R^2	
Agricultural by-product								
Rapeseed oilcake	98.4	0.0489	0.0	0.0110	19.2	6.16	0.967	Single
Rice bran	0.0	0.6932	144.4	0.0149	0.6	9.59	0.928	Single
Compost								
Rice straw compost	21.8	0.6932	55.3	0.0110	23.7	3.26	0.955	
Chicken manure compost	20.6	0.6932	50.7	0.0110	23.6	7.49	0.773	
Pig manure compost	50.2	0.6932	35.4	0.0110	23.4	14.61	0.628	
Cattle manure compost	1.1	0.6932	61.9	0.0110	23.6	9.94	0.613	
Commercial compost	35.0	0.6932	20.7	0.0343	24.7	8.49	0.764	
Oilcake + rice straw, C:N ratio 20[†]	0.0	0.6932	134.7	0.0110	1.2	10.04	0.875	Single
Oilcake + rice straw, C:N ratio 30[†]	0.0	0.6932	72.2	0.0110	0.0	12.70	0.563	Single

[†]Adjested C:N ratio to 20 and 30 by mixing rapeseed oilcake and rice straw.

[‡]RMSE represents root mean square error.

[§]Failure for model fitting or converged to the single exponential model for some treatments.

Table 6. Mineralization parameters of the double exponential model in aerobic condition in clay soil at 25°C.

Treatment	Clay soil							Remark[§]
	N_{ap}	k_a	N_{sp}	k_s	c	RMSE[‡]	R^2	
Control	18.2	0.1521	24.7	0.0110	11.8	3.14	0.915	
Urea	158.2	0.6932	0.0	0.0110	17.2	21.72	0.821	Single
Green manure								
Hairy vetch	15.0	0.6932	80.4	0.0374	15.0	9.17	0.912	
Chinese milk vetch	50.9	0.0646	61.5	0.0110	4.5	7.99	0.932	
Rye	0.0	0.6932	92.4	0.0142	0.0	6.66	0.910	Single
Sorghum	8.7	0.6932	73.5	0.0206	14.4	4.41	0.961	
Sudangrass	44.1	0.6932	42.4	0.0233	14.8	6.34	0.924	
Crotalaria juncea	18.7	0.5405	86.8	0.0110	13.2	9.98	0.813	
Crotalaria spectabilis	0.0	0.6932	70.9	0.0364	10.9	4.47	0.964	Single
Crop residue								
Rape	66.9	0.6932	30.3	0.0295	14.1	5.10	0.964	
Maize residue	0.0	0.6932	94.7	0.0110	2.6	6.22	0.903	Single
Rice straw	-	-	-	-	-	-	-	Not fitted
Agricultural by-product								
Rapeseed oilcake	54.3	0.0835	59.9	0.0110	2.8	9.18	0.915	
Rice bran	0.0	0.6932	91.0	0.0212	0.0	8.67	0.897	Single
Compost								
Rice straw compost	15.4	0.6932	46.3	0.0110	13.7	3.09	0.937	
Chicken manure compost	7.2	0.6932	44.6	0.0118	13.7	2.81	0.934	
Pig manure compost	47.9	0.6932	35.8	0.0110	14.1	6.12	0.901	
Cattle manure compost	0.0	0.6932	41.6	0.0110	7.3	3.63	0.836	Single
Commercial compost	33.4	0.6932	45.3	0.0110	13.8	4.14	0.937	
Oilcake + rice straw, C:N ratio 20[†]	0.0	0.6932	84.0	0.0110	0.0	8.44	0.812	Single
Oilcake + rice straw, C:N ratio 30[†]	0.0	0.6932	21.8	0.0110	0.0	7.59	0.249	Single

[†]Adjested C:N ratio to 20 and 30 by mixing rapeseed oilcake and rice straw.

[‡]RMSE represents root mean square error.

[§]Failure for model fitting or converged to the single exponential model for some treatments.

(R^2)는 0.949에서 0.977로 향상되었다. 볏짚퇴비에서는 이중지수모형을 사용하면 평균제곱근오차 (RMSE)가 6.14에서 3.26 mg kg^{-1}으로 감소하고 결정계수(R^2)는 0.838 에서 0.955로 향상되었다.

본 연구에서 적용한 단일지수모형 (single exponential model)과 이중지수모형 (double exponential model) 이외에도, 쌍곡선 모형 (hyperbolic model)과 유효누적온도모형 (effective cumulated temperature model)과 같은 여러 가지 질소 무기화 모형이 제안되었는데, 이들 모형들을 비교한 다수의 연구에서는 이중지수모형이 가장 적합도가 높은 것으로 보고되고 있다 (Dou et al., 1996; Li et al., 2003). 특정 시험결과에서 보다 적합도가 높았던 모형이 있을 수 있음에도 불구하고, 각각 추정된 모수는 항온배양실험의 조건에 따라 일정하지 않고 추정 오류를 포함한다고 하였다 (Smith et al., 1980). Cabrera and Kissel (1988)은 배양시간이 길어질수록 잠재적 질소 무기화량은 증가하며 k값은 감소한다고 하고, 이러한 문제에 대한 해결책으로 파라메터에 상한값과 하한값의 제한을 두는 방법을 제시하였다. 제한조건을 두었을 때 모형의 성능 감소 없이 잠재적 무기화 질소량과 무기화 속도상수의 합리적인 추정이 가능하였다고 보고하였다. 본 실험에서 모형의 적합도를 높이기 위해서는 몇 가지 투입 유기자원에서는 보다 긴 배양시간이 요구되었다. 또한 항온배양실험에서 추정된 값은 실험과 추정과정의 오차를 포함하고 있으므로, 그 결과를 비료 사용 처방 등 실용적인 목적으로 사용할 때에는 이 점을 반드시 고려하여야 할 것이다.

Conclusion

실내항온시험결과를 질소 무기화 모형에 적용하여 다양한 유기자원의 질소 무기화 양상을 구명하였다. 연구에서 적용한 질소 무기화 모형은 다양한 유기자원의 분해특성의 차이와 토성이나 온도 등 환경조건의 영향을 잘 표현해 주었다.

단일지수모형과 이중지수모형의 적용한 결과 전반적으로 이중지수모형이 유기자원의 질소 무기화를 예측하는 데 보다 좋은 결과를 보여주었다. 그러나 요소, 호밀, 크로탈라리아, 옥수수 잔사, 유박, 쌀겨, 우분퇴비의 경우 단일지수모형으로도 질소 무기화 양상을 충분히 설명할 수 있는 것으로 분석되었다. 일부 유기자원에서는 모형 적합도가 충분하지 못하거나 파라메터 추정값이 적정 범위를 벗어났다. 이런 유기자원에서는 항온배양이 끝나는 시점까지 질소의 무기화가 진행되어 잠재적 질소 무기화량이 과다 추정되었는데, 이것은 배양시간이 충분하지 못했기 때문으로 생각된다.

모형에 의해 추정된 잠재적 질소 무기화량은 유기자원의 종류 또는 C:N율에 따라 크게 다른 것으로 나타나 잠재적 질소 무기화량을 유기자원의 질소공급 특성을 결정하는 지표로 사용할 수 있을 것이다. 온도에 따른 질소 무기화는 속도상수 k값을 온도별로 추정하여 제시함으로써 변온 조건에서도 질소 무기화 과정을 예측할 수 있다.

다만, 본 연구에서는 작물의 흡수나 탈질 등의 가능성을 배제하고 잠재적 질소 무기화량을 추정한 결과를 제시하였으며, 따라서 모형의 추정결과를 영농 현장에서 활용하고자 할 때에는 반드시 이점에 유의하여야 할 것이다.

References

Bundy, L.G. and J.J. Meisinger. 1994. Nitrogen availability indices, p. 951-984. In: R.W. Weaver et al. (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties. Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, USA.

Cabrera, M.L. and D.E. Kissel. 1988. Length of incubation time affects the parameter values of the double exponential model of nitrogen mineralization. Soil Sci. Soc. Am. J. 52:1186-1187.

Cabrera, M.L., D.E. Kissel, and M.F. Vigil. 2005. Nitrogen mineralization from organic residues: research opportunities. J. Environ. Qual. 34:75-79.

Calderon, F.J., W.M. Gregory, and B.R. James. 2005. Analysis of manure and soil nitrogen mineralization during incubation. Biol. Fertil. Soils. 41:328-336.

Cho, Y.S., B.Z. Lee, and Z.R. Chae. 1999. Nitrogen mineralization of cereal straws and vetch in paddy soil by test tube analysis. Korean J. Crop Sci. 44:102-105.

Dou, Z., D.T. John, D.J. Jalal, H.F. Richard, and D.F. Daniel. 1996. soil nitrogen mineralization during laboratory incubation: dynamics and model fitting. Soil Biol. Biochem. 28:625-632.

Eghball, B. 2000. Nitrogen Mineralization from Field-Applied Beef Cattle Feedlot Manure or Compost. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:2024-2030.

Griffin, T.S., Z. He, and C.W. Honeycutt. 2005. Manure composition affects net transformation of nitrogen from dairy manures. Plant Soil. 273:29-38.

Hadas, A., L. Kautsky, and R. portnoy. 1996. Mineralization of composted manure and microbial dynamics in soil as affected by long-term nitrogen management. Soil Biol. Biochem. 28:733-738.

Hadas, A., L. Kautsky, M. Goek, and E. Erman Kara. 2004. Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. Soil Biol. Biochem. 36:255-266.

Hasegawa, H., C.B. Dennis, and R.F. Denison. 2000. Testing CERES model predictions of crop growth and N dynamics, in cropping systems with leguminous green manures in a

Mediterranean climate. Field Crops Res. 67:239-255.

Laos, F., P. Satti, I. Walter, M.J. Mazzarino, and S. Moyano. 2000. Nutrient availability of composted and noncomposted residues in a Patagonian Xeric Mollisol. Biol. Fertil. Soils. 31:462-469.

Lee, S.K. and G.N. Hwang. 1984. Effects of compost and rice straw on immobilization and mineralization of nitrogen fertilizer added to coarse loamy and clay soil. Korean J. Soil Sci. Fert. 17:60-66.

Lee, Y., H.S. Choi, J.H. Shin, and S.M. Lee,. 2012. Mineralized N of plant residues with different C:N ratios under upland and rice paddy condition. J. Food Agric. Environ. 10: 808-812.

Li, H., Y. Han, and X. Cai. 2003. Nitrogen mineralization in paddy soils of the Taihu region of China under anaerobic conditions: dynamics and model fitting. Geoderma. 115: 161-175.

Lindemann, W.C. and M. Cardenas. 1984. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 48:1072-1077.

Neve, S.D. and G. Hofman. 2002. Quantifying soil water effects on nitrogen mineralization from soil organic matter and from fresh crop residues. Biol. Fertil. Soils. 35:379-386.

Neve, S.D., S. Sleutel, and G. Hofman. 2003. Carbon mineralization from composts and food industry wastes added to soil. Nutri. Cycl. Agroecosys. 67:13-20.

Probert, M.E., R.J. Delve, S.K. Kimani, and J.P. Dimes. 2005. Modelling nitrogen mineralization from manures: representing quality aspects by varying C:N ratio of sub-pools. Soil Biol.Biochem. 37:279-287.

SAS Institute Inc., 2004. SAS/ETS 9.1 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA

Sierra, J. 1990. Analysis of soil nitrogen mineralization as estimated by exponential models. Soil Biol. Biochem. 22: 1151-1153.

Smith, J.L., R.R. Schnabel, B.L. McNeal, and G.S. Campbell. 1980. Potential errors in the first-order model for estimating soil nitrogen mineralization potentials. Soil Sci. Soc. Am. J. 44:996-1000.

Stanford, G. M.H. Frere, and D.H. Schwaninger. 1973. Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. Soil Sci. 115:321-323.

Stanford, G. and S. J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36:465-472.

Sugihara, S., T. Konno, and K. Ishh. 1986. Kinetics of mineralization of organic nitrogen in soil. Bull. National Inst. Agro-Environ. Sci. 1:27-166.

Thomsen, I.K., P. Schjonning, B. Jensen, K. Kristensen, and B. T. Christensen. 1999. Turnover of organic matter in differently textured soils - II. Microbial activity as influenced by soil water regimes. Geoderma. 89:199-218.

Thonnissen, C., J.M. David, K.L. Jagdish, C.O. Daniel, and U. Schmidhalter. 2000. Legume decomposition and nitrogen release when applied as green manures to tropical vegetable production systems. Agron. J. 92:253-260.

Wang, W.J., C.J. Smith, and D. Chen, 2004. Predicting Soil Nitrogen Mineralization Dynamics with a Modified Double Exponential Model. Soil Sci. Soc. Am. J 68:1256-1265.

Yun, H.B., Y. Lee, C.Y. Yu, J.E Yang, S.M. Lee, J.H. Shin, S.C. Kim, and Y.B. Lee. 2010. Soil nitrogen mineralization influenced by continuous application of livestock manure compost. Korean J. Soil Sci. Fert. 43:329-334.

Zingore, S., P. Mafongoya, P. Nyamugafata, and K.E. Giller. 2003. Nitrogen mineralization and maize yields following application of tree prunings to a sandy soil in Zimbabwe. Agrof. Systems. 57:199-211.