

## 窒素와 燐 施肥가 京畿道 楊平地域 리기다소나무와 落葉松 造林地 土壤 內 窒素無機化에 미치는 影響

李壬均<sup>1\*</sup> · 孫堯丸<sup>2</sup>

<sup>1</sup>국립산림과학원 산림환경부, <sup>2</sup>고려대학교 환경생태공학부

## Effects of Nitrogen and Phosphorus Fertilization on Soil Nitrogen Mineralization of *Pinus rigida* and *Larix kaempferi* Plantations in Yangpyeong area, Gyeonggi Province

Im-Kyun Lee<sup>1\*</sup> and Yowhan Son<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Forest Environment, Korea Forest Research Institute, Seoul 130-712, Korea

<sup>2</sup>Division of Environmental Science and Ecological Engineering, Korea University, Seoul 136-701, Korea.

**요 약:** 경기도 양평지역의 유사한 토양 위에 조성되어 있는 41년생 리기다소나무와 낙엽송 조림지를 대상으로 질소 및 인 시비가 표토층(0~20 cm)의 질소무기화에 미치는 영향을 조사하였다. 본 연구에서는 비닐주머니 매설법을 이용하여 질소무기화율을 측정하였으며, 시비수준은 대조구 (control), 저수준 시비구 [200 N kg/ha+25 P kg/ha(LNP)], 고수준 시비구 [400 N kg/ha+50 P kg/ha(HNP)] 등 세 처리 수준으로 하였다. 조사기간은 1996년 6월 5일부터 1997년 6월 4일까지 1년간이었으며, 45일 간격으로 6회 배양을 실시하였다. 본 연구로부터 얻어진 결과들을 종합하면 다음과 같다. 배양초기 토양습수율은 리기다소나무 임분의 경우, 대조구가 32%, LNP 처리구가 28%, 그리고 HNP 처리구가 26%였으며, 낙엽송 임분의 경우, 대조구가 31%, LNP 처리구가 31%, 그리고 HNP 처리구가 33%이었다. 조사기간동안의 평균 질소 무기화율은 두 수종 모두 배양시기간과 처리간에 유의적인 차이가 있는 것으로 나타났으며, 대조구에 비해 시비처리구에서 무기화율이 높았다. 토양시료 배양기간 동안의 연간 질소 무기화량과 질산화량은 수종간 그리고 처리간에 통계적으로 유의적인 차이가 있었다. 연간 질소 무기화량의 경우, 리기다소나무 임분은 대조구가 10.6 kg/ha/year, LNP 처리구가 23.3 kg/ha/year, 그리고 HNP 처리구가 6.6 kg/ha/year였으며, 낙엽송 임분은 대조구가 2.0 kg/ha/year, LNP 처리구가 12.1 kg/ha/year, 그리고 HNP 처리구가 16.7 kg/ha/year이었다. 연간 질산화량의 경우, 리기다소나무 임분은 대조구가 2.8 kg/ha/year, LNP 처리구가 7.6 kg/ha/year, 그리고 HNP 처리구가 4.3 kg/ha/year였으며, 낙엽송 임분은 대조구가 4.3 kg/ha/year, LNP 처리구가 14.8 kg/ha/year, 그리고 HNP 처리구가 6.6 kg/ha/year이었다. 조사기간 동안의 질소무기화량 가운데 질산화량이 차지하는 비율은 리기다소나무의 경우, 대조구가 26%, LNP 처리구가 33%, HNP 처리구가 65%였으며, 낙엽송은 대조구와 LNP 처리구가 >100%, 그리고 HNP 처리구에서 40%를 나타내어 낙엽송 임분에서 질산화가 더 많이 이루어진 것으로 나타났다. 이와 같은 연구결과는 산림생태계 내 유사한 환경하에서의 질소무기화 정도는 우점종이나 시비 등과 같은 산림사업에 의해서도 달라질 수 있다는 것을 암시하는 것이다.

**Abstract:** To examine the effects of nitrogen and phosphorus fertilization on soil nitrogen (N) mineralization, we monitored rates of soil nitrogen mineralization and nitrification in 41-year-old pitch pine (*Pinus rigida* Mill.) and Japanese larch (*Larix kaempferi* Gordon) stands growing on similar soil condition in central Korea. For this study, we used the buried-bag incubation method. Fertilizers were applied at three levels [control (C), 200 N kg/ha+25 P kg/ha (LNP), and 400 N kg/ha + 50 P kg/ha(HNP)] on 5 June, 1996. Mineral soils (0~20 cm) were incubated 6 times with 45-day-interval from 5 June 1996 to 4 June 1997. Initial soil moisture contents were significantly different among sampling dates and between tree species. Initial soil moisture contents were 32% for C, 28% for LNP, and 26% for HNP at the *P. rigida* stand, and 31% for C, 31% for LNP, and 33% for HNP at the *L. kaempferi* stand, respectively. Mean daily N mineralization rates were significantly different among sampling dates and treatments. Annual net N mineralization and nitrification were also significantly different between the two tree species. The annual net N mineralization was 10.6 kg/ha/year for C, 23.3 kg/ha/year for LNP and 6.6 kg/ha/year for HNP at the *P. rigida* stand, and 2.0 kg/ha/year for C, 12.1 kg/ha/year for

\*Corresponding author  
E-mail: iklee@foa.go.kr

LNP and 16.7 kg/ha/year for HNP at the *L. kaempferi* stand. The annual nitrification was 2.8 kg/ha/year for C, 7.6 kg/ha/year for LNP and 4.3 kg/ha/year for HNP at the *P. rigida* stand, and 4.3 kg/ha/year for C, 14.8 kg/ha/year for LNP and 6.6 kg/ha/year for HNP at the *L. kaempferi* stand. The ratios of annual net nitrification to annual net N mineralization were 26% for C, 33% for LNP, 65% for HNP at the *P. rigida* stand, and 100% for C, 100% for LNP, 40% for HNP at the *L. kaempferi* stand, respectively. This study indicates that N mineralization in forest may be different by the predominant tree species and fertilization even under similar environments. It is likely that the quality of organic matter might control nitrogen mineralization and nitrification in soils.

**Key words :** fertilization, mineralization, nitrification, *Pinus rigida*, *Larix kaempferi*

## 서론

낙엽의 집적과 분해가 이루어지고, 토양으로의 양분 공급기능을 하고 있는 임상(forest floor)은 산림생태계에 있어서 양분순환을 조절하는 역할을 한다. 이미 많은 연구자들에 의해 임상에서 발생하는 양분의 변환, 특히 유기물의 분해 초기단계에서의 양분의 변환에 관해 집중적으로 연구되고 있으나(Cortina 등, 1995), 임상으로부터 무기질 토양으로의 양분의 이동에 관해서는 연구된 바가 거의 없는 실정이며, 다양한 생태계를 대상으로 실시된 연구를 통해 임상으로부터의 양분용탈의 정도는 연간 낙엽 유입량에 의해 크게 좌우된다는 것이 밝혀진 바 있을 뿐이다(Qualls 등, 1991; Casals 등, 1995).

산림생태계 내에서의 질소무기화는 토양의 생물적 또는 무생물적 환경, 식생의 종류, 낙엽의 연간 유입량, 그리고 지상부와 지하부의 유기물의 종류와 양 등에 의하여 복합적으로 결정되므로(김중성 등, 1996), 시비효과만을 분리하여 그 영향의 정도나 기작을 밝히는 일은 쉽지 않다. 따라서 시비처리가 질소무기화에 미치는 영향을 연구할 경우에는 임목의 생육환경이 가능한 한 유사한 입지에서 동일한 시기에 식생을 식재하고 일정한 시간이 경과한 후 처리후의 수종내 변화정도와 수종간 차이를 구명하는 “common garden”법(Gower와 Son, 1992; Prescott와 Preston, 1994; 손요환 등, 1995; 김중성 등, 1996; Son과 Lee, 1997; 김춘식, 1998)을 이용해야 할 것으로 생각된다. 또한 산림내 시비처리에 대한 반응은 토양 특성이나 양분순환 체계에 미치는 영향 등이 수종별로 다르기 때문에(Binkley, 1986) 수종간의 비교, 특히 같은 침엽수종 중에서도 상록성과 낙엽성 수종으로 구분하여 이를 비교하는 연구가 반드시 필요할 것으로 생각된다.

한편, 침엽수 인공조림지의 토양을 대상으로 한 시비효과에 대한 관심은 토양내 질소유효도 지수를 쉽게 발휘할 수 있는 조사방법이 나온 이후로 점차 증대되고 있다. Eno(1960)의 비닐주머니 매설법과 Binkley와 Matson(1983)의 이온교환 수지백 매설법 등은 산림내 질소무기화율을 측정하기 위해 야외실험에서 일반적으로 사용되고 있는 방법들이다(Nadelhofer 등, 1983; Pastor 등, 1984; Vitousek

과 Matson 1985; 문형태, 1991; Kim, 1995). 이러한 방법들을 이용한 산림 생태계의 질소 무기화 과정의 구명은 산림 생태계 내 질소 순환 과정의 이해 뿐만 아니라 산림 경영적인 측면 또는 산림 환경적인 측면에서 매우 중요한 의미를 갖는다(김춘식, 1998). 또한 이와 같은 질소무기화는 식생의 종 구성이나 천이 등과 관계가 깊으며, 대기나 토양을 통한 질소의 유입량보다 육상생태계내의 생태적인 과정들을 자극시키거나 혹은 촉매제 역할을 수행하므로 그 중요성이 대단히 크다 할 수 있다(Boring 등, 1989).

일반적으로 교란되지 않은 산림 생태계 내에서도 다량의 질소가 용탈되며, 만약 생태계내에서 자연적이거나 혹은 간벌이나 시비 등의 인위적 교란이 발생하게 되면 질소의 용탈은 더욱 증가된다고 알려져 있다(Pastor 등, 1984; Stenger 등, 1995). 인위적 교란 중 개벌에 의한 질소무기화의 변화를 조사한 일부 연구(Matson과 Vitousek, 1981; Binkley, 1984; 김춘식, 1995; Kim, 1995)에서는 임분의 개벌 후 질소무기화율이 증가되었다고 보고하고 있으며, Matson과 Vitousek(1981)은 이러한 질소무기화율의 증가는 임목 제거 후 발생된 토양수분이나 토양온도 같은 환경적인 인자의 변화에 의해 유기물의 분해가 촉진되고 또한 토양미생물 활동의 증가에 기인한다고 하였다. 이와 같이 일반 임분이나 개벌 등의 교란이 이루어진 임분 등을 대상으로 한 질소무기화율의 조사는 일부 이루어진 데 비해, 본 연구에서와 같이 시비에 의한 임분내의 인위적 양분 교란 후 질소 무기화율의 변화에 관련한 연구는 거의 없는 실정이다.

본 연구의 목적은 입지환경이 유사하고 서로 인접해 있는 41년생 리기다소나무와 낙엽송 임분을 대상으로 세 수준의 질소와 인산 비료를 혼용 처리한 후, 이러한 시비처리가 두 임분 표토층(0~20 cm)에서의 질소무기화에 미치는 영향을 구명하는 것이다.

## 재료 및 방법

### 1. 조사지 개황

본 연구는 경기도 양평군 양동면 고송리에 소재한 고려대학교 생명환경과학대학 부속 연습림(북위 37° 30', 동경

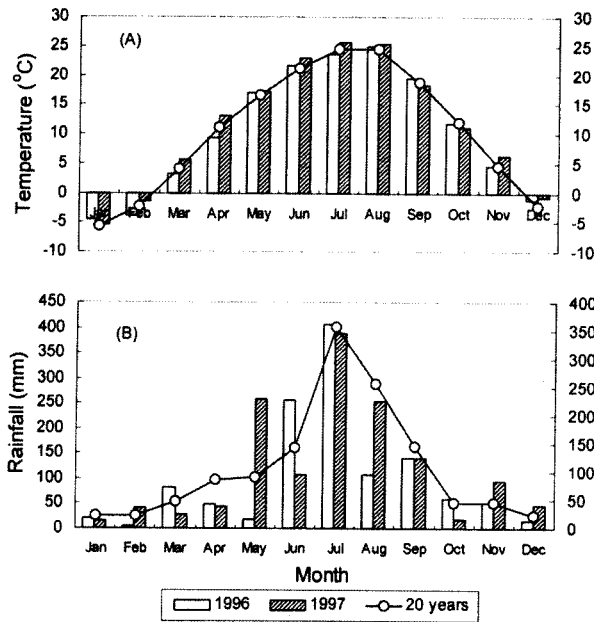


Figure 1. Seasonal changes of monthly temperature(A) and rainfall(B) in the study area from 1996 to 1997.

127° 42', 평균 해발고 176 m)의 41년생 리기다소나무와 낙엽송 임분에서 수행되었다. 본 조사지의 임황 및 지황에 관한 내용과 시험구 설정 및 시비처리 방법 등은 이임균과 손요환(2004)에서 이미 상술한 바 있으며, 조사지의 연도별 강우량과 기온의 계절적 변화는 Figure 1에 나타내었다.

## 2. 토양의 질소무기화

본 연구에서는 비닐주머니 매설법(Nadelhoffer 등, 1984; Pastor 등, 1987; Foster, 1989; Gower와 Son, 1992; 손요환 등, 1995; 김춘식, 1995; Son과 Lee, 1997; 김춘식, 1998)을 이용하여 질소무기화 정도를 조사하였다. 두 개의 원통형 토양채취기(내경 5 cm×높이 20 cm)를 이용하여 각 임분별로 세 수준의 시비처리를 한 조사구에서 임의로 4개 장소를 선정하여 토심 20 cm 깊이의 토양을 채취하였다. 한 개의 토양채취기를 이용해서 채취한 토양을 가스교환이 가능한 2장의 10 μm 두께 polyethylene vinyl bag에 토양 형태가 유지되도록 조심해서 담은 후(Binkley와 Hart, 1989; 손요환 등, 1995; 김춘식, 1995; Son과 Lee, 1997), 채취했던 장소에 다시 넣고 주변의 유기물로 덮어 45일 동안 토양내에서 배양시켰다. 토양시료 배양시점은 1996년 6월 5일, 7월 20일, 8월 31일, 10월 17일, 11월 30일 그리고 1997년 4월 9일이었으며, 일반적으로 45일의 배양기간을 두었으나 겨울철에는 임목의 휴면기와 겨울철 강설의 영향으로 130일 동안의 배양기간을 두었다.

토양 중에 재 삽입한 core이외의 다른 core와 45일간의 배양기간이 끝난 시료들도 함께 채취하여 polyethylene

vinyl bag에 담아 현장에서 4°C로 유지된 ice box에 넣어 냉장 보관시킨 후 8시간 이내에 실험실로 옮겨, 습한 상태의 토양시료 15 g을 임의로 채취하여 미리 정량된 종이컵에 옮겨 건조시킨 후 토양수분함량을 측정하였다. 또한 ammonium과 nitrate를 추출하기 위하여 100 ml의 2 M KCl용액(Preccott와 Preston, 1994; 손요환 등, 1995; Son과 Lee, 1997)이 담겨진 플라스틱 용기에 15 g의 토양시료를 넣고 24시간 동안 진탕시킨 후(Keeney와 Nelson, 1982), Wattman No. 42 여과지를 이용하여 여과하였다(Garten과 Van Miegroet, 1994). 추출된 액은 미생물들의 활동을 억제하기 위하여 분석시까지 냉동고에 보관하였으며, ammonium과 nitrate의 농도는 자동이온분석기(Lachat Co. Ltd.)를 이용하여 비색법으로 측정하였다(농업기술연구소, 1988).

순 질소무기화량은 45일간 배양된 토양 시료의 ammonium과 nitrate 농도와 처음에 채취된 ammonium과 nitrate 농도와의 차이로 계산하였으며, 순 질산화량은 45일간 배양된 nitrate 농도와 처음의 토양시료에서 측정된 nitrate 농도와의 차로 구하였다(Nadelhoffer 등, 1984). 그리고 순 무기화량과 질산화량은 조사구내의 건조토양무게당 농도(mg/kg)로 환산하였다. 또한 연간 순 질소무기화와 질산화는 6번의 배양기간에 걸친 순 질소무기화와 질산화량의 총 합으로 계산하였으며(Nadelhoffer 등, 1983; 1984), 질산화율은 순 질산화량을 순 무기화량으로 나눠 계산하였다. 각각의 parameter들을 구하기 위해 사용된 식들은 다음과 같다.

$$\text{Net N mineralization} = (\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N})_{\text{incubated}} - (\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N})_{\text{initial}}$$

$$\text{Net Nitrification} = (\text{NO}_3^- - \text{N})_{\text{incubated}} - (\text{NO}_3^- - \text{N})_{\text{initial}}$$

$$\text{Net ammonification} = (\text{NH}_4^+ - \text{N})_{\text{incubated}} - (\text{NH}_4^+ - \text{N})_{\text{initial}}$$

## 3. 통계분석

시비처리가 리기다소나무와 낙엽송 조림지 표토층의 질소무기화에 미치는 영향을 분석하기 위하여, General Linear Model(GLM)을 각각 이용하여 분석하였다. 또한 처리간 그리고 시료채취 기간간에 차이가 인정될 경우에는 5% 유의수준에서 Duncan's multiple test를 실시하여 평균간의 유의성을 검정하였고 수종간의 차이를 검정하기 위하여 t-test를 각각 실시하였다. 특히 분산분석 이전에 모든 자료를 대상으로 분산의 동질성과 잔차의 정규성을 조사하기 위해 univariate 분석을 실시하였으며, 이러한 가정을 만족시키지 못하는 자료는 순위에 의해 변환시킨 후, 분산분석을 실시하였고(Conover와 Iman, 1981; 김춘식, 1995), 모든 통계적 분석은 SAS(1988) 프로그램을 이용하였다.

## 결과 및 고찰

### 1. 배양초기 토양내 함수율

1996년 6월부터 1997년 6월까지 1년 동안의 리기다소나무와 낙엽송 임분 내 최초 토양함수율의 계절적 변화를 Figure 2에 나타내었다. 배양초기 시료토양내 함수율은 수종간( $p < 0.05$ ), 그리고 배양시기간( $p < 0.01$ )에 통계적으로 유의한 차이가 있었다.

토양의 함수율은 리기다소나무의 경우, 모든 계절에서 처리간에 유의적인 차이가 나타났으며(6, 7월:  $p < 0.05$ , 9, 10, 11월:  $p < 0.01$  그리고 4월:  $p < 0.05$ ), 조사기간 동안의 처리별 평균 토양수분함량은 대조구가 32.0%, LNP 처리구가 28.4% 그리고 HNP 처리구가 26.1%로 시비처리구가 대조구에 비해 낮은 토양함수율을 보였다( $p < 0.01$ ). 또한 낙엽송의 경우, 9월 시료에서는 처리간의 차이가 없었으나, 6월( $p < 0.01$ ), 7, 10, 11월( $p < 0.05$ ) 그리고 4월( $p < 0.01$ )의 시료에서는 처리간에 유의적인 차이가 있는 것으로 나타났다. 조사기간 동안의 처리별 평균 토양함수율은 대조구가 31.3%, LNP 처리구가 31.4% 그리고 HNP 처리구가 33.2%로 LNP 처리구는 대조구와 함수율의 차이가 없었는데 비해 HNP 처리구는 타 처리구에 비해 높은 함수율을 보여 리기다소나무 임지와는 다른 양상을 보였다 ( $p < 0.001$ ). 또한 조사 기간 동안의 리기다소나무 임분의 처리간 평균 함수율의 범위는 21~37%(평균 29%)였으며, 낙엽송 임분은 24~37%(평균 32%)를 나타내어 낙엽

송 임분의 함수율이 더 높은 것으로 나타났다( $p < 0.05$ ). 이는 낙엽송 임분이 리기다소나무 임분에 비해 유기물함량이 많은 것(이임균과 손요환, 2004)과 토양조성 등의 차이에서 기인한 것으로 판단되며, 본 조사지에서 수종간에 함수율의 차이가 나타난 결과는 동일한 토양에 식재된 후 28년이 경과된 임지에서 수종간에 함수율의 차이가 나타나지 않았다는 Gower와 Son(1992)의 결과와는 상반되는 결과이다. 그러나 같은 임지를 대상으로 리기다소나무 임분에서는 30~47%, 그리고 낙엽송 임분에서는 41~54%를 보여 수종간 함수율의 차이가 있었다고 보고한 Son과 Lee(1997)의 결과와 경기도 광릉의 동일 임지내에 식재되어 있는 구주낙엽송, 스트로브잣나무, 그리고 서양측백 조림지에서도 수종간의 함수율의 차이가 있었다는 손요환 등(1995)의 결과와는 일치되고 있다. 또한 본 조사지에서의 토양 함수율의 범위는 Son과 Lee(1997)의 결과와 비해서는 낮았으나 손요환 등(1995)의 23~44%의 결과와는 유사한 것이다.

수종내 토양시료의 배양시기별 함수율 변화에서는 각 처리별로 차이가 있기는 하였으나 대체로 두 수종 모두 9월의 함수율이 가장 높고 6월의 함수율이 낮아 배양시기별 토양함수율의 변화양상이 수종간에 매우 유사하였으며, 이와 같은 토양 함수율의 계절적 양상은 문(1991)과 손요환 등(1995) 그리고 Son과 Lee(1997) 등의 결과들과 일치되고 있다. 따라서 토양 함수율의 절대치는 임분별 그리고 계절별로 차이가 있을 수 있으나 연중 계절적 양상은 매해 같거나 유사한 양상으로 나타나는 것으로 판단된다. 또한 두 수종 모두 1996년 6월과 1997년 4월의 토양 함수율이 가장 낮았는데, 이 시기의 월 평균 강우량이 각각 256.5 mm와 43.0 mm로 비교적 많은 편이었음에도 불구하고 강우량이 상대적으로 적었던 다른 계절에 비해 토양 함수율이 낮았던 이유는 수목이 성장기간 동안에 수분을 지속적으로 흡수하였기 때문인 것으로 판단되며, 조사기간 중 토양수분함량이 가장 높았던 9월의 경우에는 임지내 식생들이 낙엽기에 접어들면서 수분흡수량이 상대적으로 적는데 비해 월간 강우량이 140.5 mm 정도의 많은 강우가 내렸기 때문인 것으로 판단된다.

한편, 토양 함수율의 연중 범위가 리기다소나무 임분에서는 27.6~36.7% 그리고 낙엽송 임분에서는 23.5~33.6%로 계절에 따라 큰 차이를 나타내지 않았는데, 이와 같은 결과는 낙엽송의 함수율은 계절에 따라 크게 변화나 무기광물토양의 함수율은 30~40%로 계절에 따라 큰 변화가 없었다고 보고한 Nakane(1995)의 결과와 매우 유사하였다.

#### 1) 배양초기 $\text{NH}_4^+$ 와 $\text{NO}_3^-$ 의 농도

배양시기별로 채취된 토양을 대상으로 배양초기  $\text{NH}_4^+$ 와  $\text{NO}_3^-$  농도의 계절적 양상을 나타낸 결과는 Figure 3,

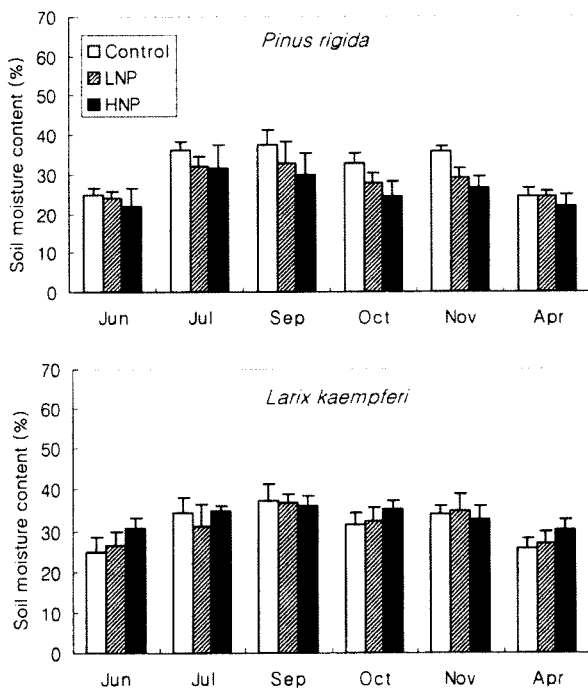


Figure 2. Seasonal patterns of soil moisture contents (%) in the top 20 cm of forest soil in *P. rigida* and *L. kaempferi* plantations. Vertical bars are one standard of the means.

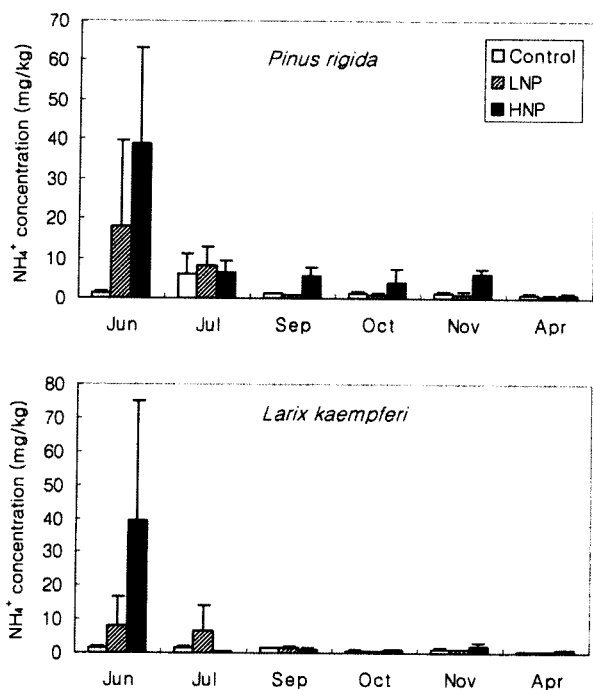


Figure 3. Seasonal patterns of  $\text{NH}_4^+$  concentrations (mg/kg) in the top 20 cm of forest soil in *P. rigida* and *L. kaempferi* plantations. Vertical bars are one standard of the means.

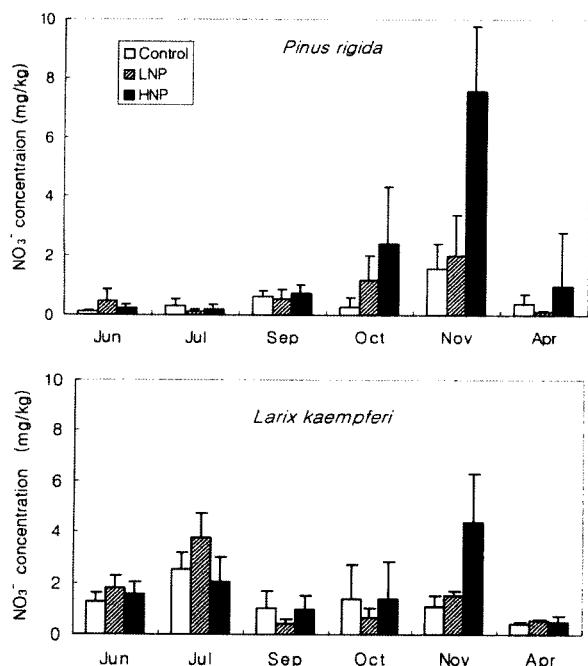


Figure 4. Seasonal patterns of  $\text{NO}_3^-$  concentrations (mg/kg) in the top 20 cm of forest soil in *P. rigida* and *L. kaempferi* plantations. Vertical bars are one standard of the means.

그리고 Figure 4와 같다. 배양초기 토양시료내  $\text{NH}_4^+$ 와  $\text{NO}_3^-$ 의 농도는 수종간( $p < 0.05$ ), 배양시기간( $p < 0.001$ ) 그리고 처리간( $p < 0.001$ )에 모두 유의적인 차이가 있었다. 리기다소나무의 처리별  $\text{NH}_4^+$ 와  $\text{NO}_3^-$ 의 농도는 대조구가 1.96, 0.55 mg/kg, LNP 처리구가 4.92, 0.74 mg/kg 그리고 HNP

처리구가 10.26, 2.02 mg/kg 이었으며, 낙엽송은 대조구가 1.14, 1.28 mg/kg, LNP 처리구가 3.12, 1.45 mg/kg 그리고 HNP 처리구가 7.40, 1.79 mg/kg로 두 수종 모두 HNP 처리구가 타 처리구에 비해 토양시료내  $\text{NH}_4^+$ 와  $\text{NO}_3^-$ 의 농도가 높았으며, 시비농도가 증가될수록 배양초기의  $\text{NH}_4^+$ 와  $\text{NO}_3^-$ 의 농도 또한 증가되는 경향을 보였다 ( $p < 0.01$ ).

수종별  $\text{NH}_4^+$ 와  $\text{NO}_3^-$ 의 농도는 리기다소나무가 처리구 간 평균 5.71, 1.10 mg/kg 그리고 낙엽송은 3.89, 1.51 mg/kg로 리기다소나무에서 더 높은 것으로 나타났다. 본 연구에서 나타난 리기다소나무와 낙엽송 임지의  $\text{NH}_4^+$  농도는 공주의 리기다소나무림에서 조사된 결과(문형태, 1991), 28년생 *Q. rubra*, *P. strobus* 그리고 *L. decidua* 림에서 조사된 결과(Gower와 Son, 1992), 경기도 광릉지역의 침엽수림에서 조사된 결과(손요환 등, 1995), 미국 미시건주의 70년생 래시노사소나무림과 90년생 루브라 참나무림을 대상으로 조사된 결과(김춘식, 1995), 광릉의 상수리나무 성숙림에서 조사된 결과(김춘식, 1998), 그리고 본 조사지에서 Son과 Lee(1997)에 의해 조사된 결과 등과 는 대체로 유사하였으나,  $\text{NO}_3^-$  농도는 온대 지역의 산림토양을 대상으로 조사된 결과들에 비해서는 대체로 낮은 결과를 나타내었다(Nadelhoffer 등, 1983; 문형태, 1991; Gower와 Son, 1992; 손요환 등, 1995; Son과 Lee, 1997; 김춘식, 1998).

이와 같이 배양초기의 토양시료내  $\text{NH}_4^+$ 와  $\text{NO}_3^-$  농도가 각 연구결과마다 차이가 큰 것은 각 연구대상지별 토양 내 유기물함량이나 전질소 등의 입지환경조건이나(김춘식, 1998) 식생상태의 차이(손요환 등, 1995)에 기인하는 것으로 보인다.

또한 두 임분 모두에서 나타난 토양내의 낮은  $\text{NO}_3^-$  수준은 낮은  $\text{NH}_4^+$  유효도, alleopathy 억제효과,  $\text{NO}_3^-$  용탈에 의한 손실, 식물에 의한 흡수, 그리고 미생물에 의한 부동화 등과 관련이 깊은 것으로 추정된다(Wedin과 Tilman, 1990; Hart 등, 1994). 본 연구에서는 토양시료의 배양이 polyethylene bag 안에서 이루어졌으므로 무기화된 질소양분이 임목을 포함한 식물체에 의해 흡수되었거나 용탈에 의한 손실되었을 가능성은 없는 것으로 생각되나 시비 초기에 토양내로 유입되었던 상당량의 질소비료 성분 에 의한 토양 미생물의 부동화 가능성은 충분히 있을 것으로 추정된다(손요환 등, 1995). 또한 조사지의 낮은 토양산도(낙엽송: pH 4.85, 리기다소나무: pH 4.91) 이러한 두 수종의 낮은 최초 토양  $\text{NO}_3^-$  농도와 깊은 관련이 있을 것으로 사료된다(김춘식, 1995; Son과 Lee, 1997).

배양초기의  $\text{NH}_4^+$  농도는 두 수종 모두 대조구는 7월에 그리고 LNP 처리구와 HNP 처리구는 시비처리 직후인 6월에 가장 높았으며, 배양초기  $\text{NO}_3^-$  농도는 리기다소나무

가 모든 처리구에서 낙엽기인 11월에 가장 높았고 낙엽송은 대조구와 LNP 처리구가 7월에 그리고 HNP 처리구가 낙엽기인 11월에 가장 높은 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 농도를 보여 두 수종간, 계절간, 그리고 이온간에 변화양상이 각기 다른 것으로 나타났다. 김춘식(1998)은 암모니아태 질소의 경우 토양온도가 높은 여름에 높는데 비해, 질산태 질소는 같은 시기에 상대적으로 그 농도가 낮았다고 보고하였는데, 이는 본 연구에서 나타난 리기다소나무 임분에서의 결과와는 그 경향이 일치하였으나, 7월에서 9월 사이에는 질산태 질소의 농도가 높고 암모니아태 질소의 농도가 상대적으로 낮았던 낙엽송 임분의 결과와는 상반되는 것이다.

또한 배양초기의 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 농도는 시비 직후인 6월에, 그리고 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 농도는 11월에 시료간의 농도 차이가 매우 큰 것으로 나타났는데, 이는 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 농도의 경우 시비 3개월 경과 후 시료를 채취하여 높은 농도의 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 성분이 토양내에 용탈되지 않은 채로 남아 있었기 때문인 것으로 추정되며, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 농도의 경우에는 시료 채취기간 직전에 많은 양의 강우가 내려 강우에 의해 토양중의 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 이온이 집중적으로 용탈되었기 때문으로 생각된다. 이와 같이 10월~11월에 토양 내 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 농도의 시료간 차이가 컸던 본 연구 결과는 김춘식(1995), Son과 Lee(1997) 그리고 김춘식(1998) 등의 결과들과 모두 일치하는 것이다.

2) 질소 무기화율

질소 무기화율은 처리별 (p<0.05), 배양시기별 (p<0.001) 로는 차이가 있었으나 수종별로는 유의적인 차이가 나타

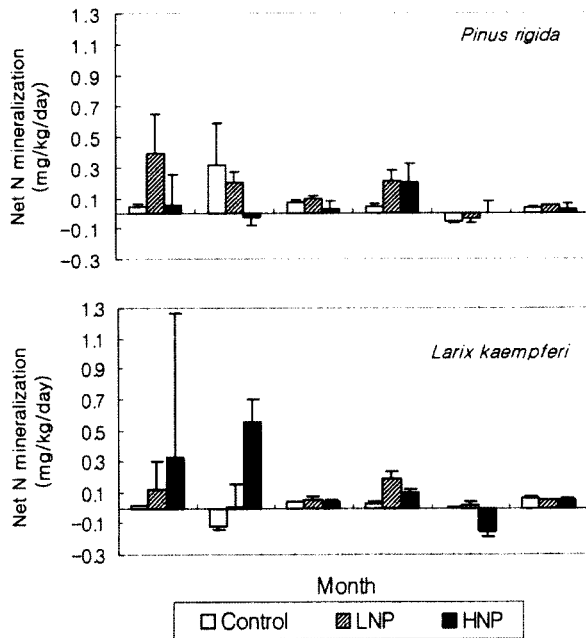


Figure 5. Seasonal patterns of net N mineralization (mg/kg/day) in *P. rigida* and *L. kaempferi* plantations. Vertical bars are one standard of the means.

나지 않았으며, 수종과 배양시기간의 상호작용에 의한 영향 또한 없었다(p>0.05; Figure 5).

질소 무기화는 두 수종 모두 조사기간동안에 6월과 7월에는 처리간에 차이가 있었으나(p<0.01), 9월 이후에는 배양시기별로 처리간에 유의적인 차이가 나타나지 않았다. 리기다소나무의 경우 대조구는 7월에, LNP 처리구는 시비 직후인 6월에 그리고 HNP 처리구는 10월에 각 최고치에 도달해 처리구별로 계절별 질소 무기화 양상이 다른 것으로 나타났으며, 낙엽송의 경우 LNP 처리구와 HNP 처리구에서는 시비처리 직후인 6월과 7월에 최고치에 도달한 이후부터는 시비 다음해인 4월까지 증감이 반복되었다. 본 연구에서 나타난 질소무기화율의 계절적 변화양상은 침엽수림을 대상으로 조사된 Gower와 Son(1992), 손요환 등(1995), 그리고 Son과 Lee(1997)의 결과들과 미국 오대호 지역의 사시나무림을 대상으로 조사된 Kim(1996)의 결과와는 대체로 유사하였으나 경기도 광릉의 상수리나무림을 대상으로 질소 무기화량을 조사한 결과(김춘식, 1998)와는 다른 계절적 양상을 나타내어 같은 활엽수림간에도 토양내 질소무기화의 계절적 양상이 다른 것으로 나타났다.

조사기간 동안의 평균 질소무기화율은 리기다소나무의 경우 대조구가 0.07 mg/kg/day, LNP 처리구가 0.15 mg/kg/day 그리고 HNP 처리구가 0.05 mg/kg/day 이었으며, 낙엽송 임분에서는 대조구가 0.01 mg/kg/day, LNP 처리구

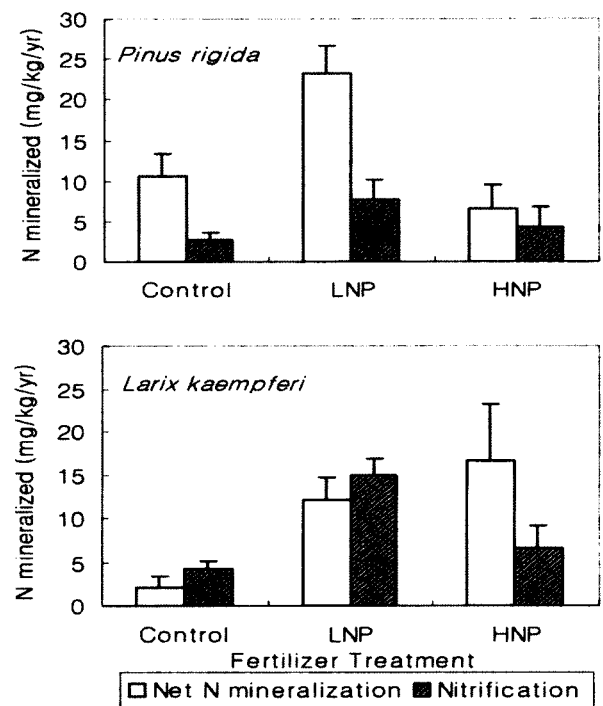


Figure 6. Net nitrogen mineralization and nitrification (mg/kg/yr) for 1 year in *P. rigida* and *L. kaempferi* plantations. Vertical bars are one standard of the means.

가 0.07 mg/kg/day 그리고 HNP 처리구가 0.15 mg/kg/day 으로 두 수종 모두 대조구에 비해 시비처리구에서 무기화율이 높았음을 알 수 있었다.

Gower와 Son(1992)에 의하면 토양내 질소무기화는 토양 수분함량이 높을 때인 이른 봄(3월~5월)에 최대치를 보인다고 하였으며, Binkley(1984) 그리고 Mun과 Whitford(1990)는 수지내에 포함되어 있는  $\text{NH}_4^+$ 의 값은 토양내 수분체계에 의해 크게 영향을 받는다고 보고한 바 있다. 그러나 본 연구에서는 두 수종 모두  $\text{NH}_4^+$  농도는 토양 수분함량이 낮았을 때인 6월에 가장 높은 값을 보였다. 또한 질소무기화과정은 토양미생물에 의해 크게 좌우되므로 질소무기화량의 추정시에는 토양온도의 영향을 반드시 고려해야 한다. 본 조사지에서는 겨울철, 특히 표층토(0~20 cm)의 온도가 4°C로 최저치를 보였던 11월~1월 사이에는 (미 발표자료) 질소무기화가 활발히 일어나지 않은 것으로 나타났는데, 이와 같은 결과는 Dorland와 Beauchamp(1991) 그리고 MacDonald 등(1995)의 결과와 일치되는 것이다.

토양시료 배양기간 동안의 연간 질소 무기화량과 질산화량은 수종간( $p < 0.05$ ) 그리고 처리간( $p < 0.01$ )에 통계적으로 유의적인 차이가 있었다(Figure 6). 리기다소나무의 경우 각 처리구별 질소무기화량과 질산화량은 대조구가 10.6, 2.8 mg/kg/yr, LNP 처리구가 23.3, 7.6 mg/kg/yr 그리고 HNP 처리구가 6.6, 4.3 mg/kg/yr으로 모든 처리구에서 질산화량에 비해 질소 무기화량이 더 많이 일어났으며, LNP 처리구가 타 처리구에 비해 질소 무기화량과 질산화량 모두 높은 것으로 나타났다.

또한 낙엽송의 경우 각 처리구별 연간 질소무기화량과 질산화량은 대조구가 2.0, 4.3 mg/kg/yr, LNP 처리구가 12.1, 14.8 mg/kg/yr 그리고 HNP 처리구가 16.7, 6.6 mg/kg/yr으로 대조구와 LNP 처리구에서는 질소 무기화량에 비해 질산화량이 더 많았으나, HNP 처리구에서는 질소 무기화량이 더 많았고, 타 처리구에 비해 높은 질소 무기화량을 나타내었다.

본 연구에서 나타난 수종별 질소 무기화량의 결과, 즉 리기다소나무의 처리구간 평균 13.50 mg/kg/yr과 낙엽송의 10.27 mg/kg/yr은 문형태(1991)가 공주의 리기다소나무 조림지를 대상으로 보고한 31.8 mg/kg/yr, 경기도 광릉의 침엽수림을 대상으로 조사된 구주낙엽송 47.7 mg/kg/yr, 스트로브잣나무 38.1 mg/kg/yr, 그리고 서양측백 21.5 mg/kg/yr 등의 결과(손요환 등, 1995)와 광릉의 상수리나무림을 대상으로 조사된 95.2 mg/kg/yr(김춘식, 1998)에 비해 대체로 낮은 수준이었다. 그러나 기존의 연구결과들에서 질소 무기화량은 입지여건과 수종, 또는 배양방법(Binkley 등, 1992; Hart와 Firestone, 1989)에 따라 측정치의 범위가 매우 넓게 나타나기 때문에(손요환 등, 1995),

본 연구결과를 다른 연구결과들과 직접적으로 비교하는 것은 어렵다. 비록 본 연구에서 나타난 수종별 질소 무기화량과 질산화량의 결과가 다른 연구 결과들(손요환 등, 1995; 김종성 등, 1996; Son과 Lee, 1997; 김춘식, 1998)에 비해 낮았다 하더라도 질소 무기화에 대한 수종간의 차이를 반영하고 있음은 분명한 것으로 판단된다(Wedin과 Tilman, 1990; 손요환 등, 1995).

일반적으로 고농도의 질소비료가 시비된 토양에서는 질산화율이 높아지게 되는 것으로 알려져 있는데, 그 이유는 유입된 암모니아태 질소가 질산태 질소로 빠르게 바뀌기 때문이며, 일반적으로 같은 비율의 암모니아태 질소와 질산태 질소가 토양내로 유입되면 토양 침출수 속에 들어 있는 암모니아태 질소와 질산태 질소의 비율은 1:10 정도로 암모니아태 질소의 비율이 떨어지게 된다. 이렇게 암모니아태 질소의 비율이 떨어지는 것은 식물에 의해 암모니아태 질소가 질산태 질소에 비해 우선적으로 흡수되기 때문이 아니라 질산태 질소의 수준은 뿌리 활동이 자유로운 용적 토양에서 가장 높기 때문이다.

따라서 본 연구에서 나타난 시비 처리구의 질소 무기화량의 결과가 다른 연구결과들에 비해 낮았던 이유는 수종, 수령, 기후, 그리고 임분내의 입지여건 등 많은 요인들이 있을 수 있겠으나 입지내로 투여된 비료의 성분 중 암모니아태질소의 질산태질소로의 전환과 시비 초기에 발생되었을 것으로 예상되는 토양 미생물들의 부동화, 그리고 상대적으로 높아진 질산태질소의 급원 등이 복합적으로 작용되었기 때문인 것으로 판단된다. 그러나 대조구의 결과 또한 다른 연구결과들에 비해 매우 낮은 수준을 나타내어 이와 같은 상황들을 모두 밝히기에는 본 연구의 기간(1년)이 매우 짧았던 것으로 생각된다. 이와 같이 조림 당시에는 유사했던 토양 입지환경이 수십 년이 경과된 후 연간 질소무기화량과 질산화량이 상당히 차이가 나게 된 것은 수종별 종 구성의 차이와 양분순환간에 강한 상호작용이 존재하고 있음을 암시하는 것이라 할 수 있다(Son과 Lee, 1997).

조사기간 동안의 질소 무기화량 가운데 질산화량이 차지하는 비율은 리기다소나무의 경우, 대조구가 26.2%, LNP 처리구가 32.5%, HNP 처리구가 65.0%였으며, 낙엽송은 대조구와 LNP 처리구가 >100%, 그리고 HNP 처리구에서 39.7%를 나타내어 낙엽송 임분에서 질산화가 더 많이 이루어진 것으로 나타났다. 본 연구결과는 경기도 광릉의 침엽수림을 대상으로 조사된 결과(손요환 등, 1995), 즉 구주낙엽송 100%, 스트로브잣나무 93%, 서양측백 100% 등의 결과에 비해 낙엽송 임분은 대체로 유사하였으나 리기다소나무 임분은 낮은 결과를 나타내었으며, Nadelhoffer 등(1983, 1984), Pastor 등(1984), Binkley 등(1992), Gower와 Son(1992), 그리고 Son과 Lee(1997) 등

이 각각 보고했던 결과인 50~90%에 비해서도 리기다소 나무 임분의 경우에는 대체로 낮은 편이다.

### 결론

결론적으로 시비처리가 토양내 질소 무기화에 미치는 영향의 정도와 그 직각을 보다 분명하게 밝히기 위해서는 지상부와 지하부의 유기물 동태(Pastor 등, 1987; Wedin과 Tilman, 1990; Nadelhoffer 등, 1991; Gower와 Son, 1992)와 토양온도와 습도의 변화(Foster, 1989; MacDonald 등, 1995; Nadelhoffer 등, 1991)를 면밀히 조사하는 다년간의 연중 질소 무기화 측정 연구가 필요한 것으로 생각되며 (손요환 등, 1995), 아울러 잎의 수명이 각기 다른 수종간의 질소 무기화 비교연구는 수종의 영향을 구명하는데 도움이 될 것으로 사료된다(손요환 등, 1995). 본 연구대상지의 경우 시비효과는 토양급원의 크기가 큰 낙엽송 임분에 비해 리기다소나무 임분에서 큰 것으로 나타났다. 그러나 일반적으로 산림을 대상으로 한 토양조사 시, 임분 내에서의 작업상의 어려움 때문에 토심 0~20 cm 정도까지의 표토층을 채취하는 경우가 많다. 이러한 경우 실제적으로 토양 단면을 통하여 유효태 양분들이나 질산태 질소와 같은 양분들의 이동상황을 구명하거나 혹은 층위별 양분들의 시비에 의한 영향들을 완전하게 이해하고자 할 때에는 토심 20 cm에서의 토양채취로는 정확한 결과를 알 수 없다. 그러므로 기후가 비슷한 지역을 대상으로 시비가 토심 20 cm 이상의 토양단면을 통한 토양내 양분 함량에 공간적으로 혹은 시간적으로 어떠한 영향을 미치는지에 대한 광범위한 연구가 절실히 요구되며, 비료를 적용한 이후의 토양내 양분유효도의 지속기간이 조절되는 직각에 대한 보다 확실한 구명을 위해서는 상당히 오랜 기간을 통한 연구가 이루어져야 할 것으로 생각된다.

### 인용문헌

1. 김춘식. 1995. 루브라 참나무림과 레지노사 소나무림의 토양 질소 무기화에 있어서 개별의 영향. 한국임학회지 84: 198-206.
2. 김종성, 손요환, 임주훈, 김진수. 1996. 리기다소나무와 낙엽송 인공조림지의 지상부 생체량, 질소와 인의 분포 및 낙엽에 관한 연구. 한국임학회지 85(3): 416-425.
3. 김춘식. 1998. 경기도 광릉 상수리나무 성숙림의 질소 무기화에 관한 연구. 한국임학회지 87(1): 20-26.
4. 농업기술연구소. 1988. 토양화학분석법: 토양, 식물체, 토양미생물. 농촌진흥청 농업기술연구소. 450p.
5. 문형태. 1991. 삼림토양의 질소 무기화와 무기질소의 동태. 한국생태학회지 14(3): 317-325.
6. 손요환, 김정태, 이상은, 이임균. 1995. 경기도 광릉시험림의 구주낙엽송, 스트로브갯나무, 서양측백 조림지 토

- 양내 질소 무기화 비교. 한국생태학회지 18(3): 385-395.
7. 이임균, 손요환. 2004. 질소와 인 시비가 경기도 양평지역 리기다소나무와 낙엽송 조림지 토양의 화학성에 미치는 영향. 한국임학회지 93(5): 349-359.
8. Binkley, D. and Matson, P.A. 1983. Ion exchange resin bag method for assessing forest soil nitrogen availability. Soil Science Society of American Journal 47: 1050-1052.
9. Binkley, D. 1984. Ion-exchange resin bags for assessing soil N availability: the importance of ion concentration, water regime, and microbial competition. Soil Science Society of American Journal 48: 1181-1184.
10. Binkley, D. 1986. Forest Nutrition Management. John Wiley & Sons. New York. 290p.
11. Binkley, D. and Hart, S.C. 1989. The components of nitrogen availability assessments in forest soils. Springer-Verlag, New York. Advanced Soil Science 10: 57-112.
12. Binkley, D., R. Bell, and Sollins, P. 1992. Comparison of methods for estimating soil nitrogen transformations in adjacent conifer and alder-conifer forests. Canadian Journal of Forest Research 22: 858-863.
13. Boring, R.L., Swank, W.T. Waide, B.J., and Henderson, G.S. 1989. Sources, fates and impacts of nitrogen inputs to terrestrial ecosystems: review and synthesis. Biogeochemistry 6: 119-159.
14. Casals, P., Romanya, J. Cortina, J. Fons, J. Bode, M., and Vallejo, V.R. 1995. Nitrogen supply rate in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests placed in contrasted aspects. Palnt Soil 168/169: 67-73.
15. Conover, W.J. and Iman, R.L. 1981. Rank transformations as a bridge between parametric and nonparametric statistics. America Statistics 35: 124-129.
16. Cortina, J., Romanya, J. and Vallejo, V.R. 1995. Nitrogen and phosphorus leaching from the forest floor of a mature *Pinus radiata* stand. Geoderma 66: 321-330.
17. Dorland, S. and Beauchamp, E.G. 1991. Denitrification and ammonification at low soil temperatures. Canadian Journal Forest Research 71: 293-303.
18. Eno, C.F. 1960. Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. Soil Science Society of America Proceedings 24: 277-279.
19. Foster, N.W. 1989. Influences of seasonal temperature on nitrogen and sulfur mineralization/immobilization in a maple-birch forest floor in central Ontario. Canadian Journal of Soil Science 69: 501-514.
20. Garten, C.T. and Van Miegroet, H. 1994. Relationships between soil nitrogen dynamics and natural  $^{15}N$  abundance in plant foliage from Great Smoky Mountains National Park. Canadian Journal of Forest Research 24: 1636-1646.
21. Gower, S.T. and Son, Y. 1992. Differences in soil and leaf litterfall nitrogen dynamics for five forest plantations. Soil Science Society of America Journal 56: 1959-1966.



22. Hart, S.C. and Firestone, M.K. 1989. Evaluation of three *in situ* soil availability assays. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 185-191.
23. Hart, S.C., Nason, G.E., Myrold, D.D. and Perry, D.A. 1994. Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest: the carbon connection. *Ecology* 75: 880-891.
24. Keeney, D.R. and Nelson, D.W. 1982. Nitrogen inorganic forms. In : Page, A.L. (ed.). *Methods of Soil Analysis. Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Monographic* 9: 643-698
25. Kim, C.S. 1995. Effects of canopy removal on cellulose decomposition and nitrogen mineralization in *Quercus rubra* stands. *The Korean Journal of Ecology* 18(2): 219-230.
26. Kim, D.Y. 1996. Changes in nutrient distribution, cycling, and availability in aspen stands after an intensive harvesting. *Journal of Korean Forest Society* 85(4): 656-666.
27. MacDonald, N.W., Zak, D.R. and Pregitzer, K.S. 1995. Temperature effects on kinetics of microbial respiration and net nitrogen and sulfur mineralization. *Soil Science Society of America Journal* 59: 233-240.
28. Matson, P.A. and Vitousek, P.M. 1981. Nitrogen mineralization and nitrification potentials following clearcutting in the Hoosier National Forest, Indiana. *Forest Science* 27: 781-791.
29. Mun, H.T. and Whitford, W.G. 1990. Factors affecting annual plants assemblages on banner-tailed kangaroo rat mounds. *Journal of Arid Environment* 18: 165-173.
30. Nadelhoffer, K.J., Aber, J.D. and Melillo, J.M. 1983. Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin (U.S.A.). *Canadian Journal of Forest Research* 13: 12-21.
31. Nadelhoffer, K.J., Aber, J.D., and Melillo, J.M. 1984. Seasonal patterns of ammonium and nitrate uptake in nine temperate forest ecosystems. *Plant Soil* 80: 321-335.
32. Nadelhoffer, K.J., Giblin, A.E., Shaver, G.R., and Laund, J.A. 1991. Effects of temperature and substrate quality on element mineralization in six arctic soils. *Ecology* 72: 242-253.
33. Nakane, K. 1995. Soil carbon cycling in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantation. *Forest Ecology and Management* 72: 185-197.
34. Pastor, J., Aber, J.D., McLaugherty, C.A. and Melillo, J.M. 1984. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology* 65: 256-268.
35. Pastor, J., Stillwell, M.A. and Tilman, D. 1987. Nitrogen mineralization and nitrification in four Minnesota old fields. *Oecologia* 71: 481-485.
36. Prescott, C.E. and Preston, C.M. 1994. Nitrogen mineralization and decomposition in forest floors in adjacent plantations of western red cedar, western hemlock, and Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 2424-2431.
37. Qualls, R.G., Haines, B.L. and Swank, W.T. 1991. Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. *Ecology* 72: 254-266.
38. SAS. 1988. *SAS/STAT User's Guide*, 6.03 edition, SAS Institute, Cary, NC, USA.
39. Son, Y. and Lee, I.K. 1997. Soil nitrogen mineralization in adjacent stands of larch, pine and oak in central Korea. *Annals of Forest Science* 54: 1-8.
40. Stenger, R., Priesack, E., and Beese, F. 1995. Rates of net nitrogen mineralization in disturbed and undisturbed soils. *Plant Soil* 171: 323-332.
41. Vitousek, P.M. and Matson, P.A. 1985. Disturbance, nitrogen availability, and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology* 66: 1360-1376.
42. Wedin, D.A. and Tilman, D. 1990. Species effects on nitrogen cycling: a test with perennial grasses. *Oecologia* 84: 433-441.

---

(2005년 11월 8일 접수; 2005년 12월 2일 채택)