

## 서울 남산과 강원도 백적산의 신갈나무 숲에서 엽록소 함량 및 광합성능의 비교†

임병선\* · 김종욱 · 이규승<sup>1</sup> · 이점숙<sup>2</sup> · 김준호<sup>3</sup> · 이창석<sup>4</sup>

\*목포대학교 생물학과, <sup>1</sup>강릉대학교 생물학과, <sup>2</sup>군산대학교 생물학과,

<sup>3</sup>서울대학교 생명과학부, <sup>4</sup>서울여자대학교 생물학과

**적 요:** 서울 남산과 강원도 백적산의 신갈나무 숲의 잎의 광합성 색소함량, 광합성능 및 증산율을 현장에서 측정하여 비교하였다. 서울 남산의 신갈나무의 광합성능, 광합성 색소함량 및 비엽면적이 강원도 백적산의 것보다 낮았다. 신갈나무 잎의 광합성 색소함량은 6월초에 강원도 백적산보다 서울 남산이 많았으나 그 이후에 후자에서 적었고 두 지역 모두 시간이 경과함에 따라 감소하는 경향을 보였다. 8월 이후에 서울 남산의 신갈나무 잎의 일부에서 반점이 출현하였다. 비엽면적은 서울 남산의 것에서 작았다. 잎의 광합성능은 서울 남산에서 7~9 월에 더 낮았다.

**검색어:** 광합성능, 대기오염물질, 비엽면적, 신갈나무, 엽록소함량

### 서 론

산성비와 광화학산화물은 미국, 캐나다, 멕시코, 일본 및 유럽의 일부 대도시에서 식물에 피해를 입힌다는 사실이 알려져 있다. 1970년대 중반에 대기오염으로 California 남부 Sierra Nevada의 ponderosa pine 숲이 48만 5천 ha 이상 피해를 받았는데 1975년에 14.5%의 면적에 피해를 받았고 1983년에 23.8%로 넓어졌다(Skärby and Selldén 1984, Williams and Williams 1986). 그리고 유럽과 미국 동부지역의 고산지대에서 1970년 대 후반부터 나타난 삼림피해의 원인은 대기오염물질, 기후요인, 병원균과 같은 자연 스트레스 등으로 피해지역에 따라 다양하게 해석되었다(Krause *et al.* 1986, Hinrichsen 1986). 이러한 삼림피해에는 주로 산성강하물에 의한 토양산성화 및 SO<sub>2</sub>나 O<sub>3</sub> 같은 대기오염물질에 의한 피해와 관련된다.

산성강하물은 SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> 및 HCl 등에서 기원하며 이는 대기 중에서 O<sub>2</sub>와 수증기와 결합하여 강산성 용액을 형성하는데 이들은 산성비, 산성눈, 산성안개 및 건성 산성입자로 지상에 떨어진다. NO<sub>x</sub>는 주로 자동차 배기가스에서 나오는 반면 산성강하물은 주로 화력발전소와 산업시설로부터 방출된다(Smith 1990).

대기오염물질에 의한 피해는 SO<sub>2</sub>나 O<sub>3</sub> 같은 산화성 오염물질에 의한 피해가 주로 나타나는데 SO<sub>2</sub>는 잎이나 침엽의 기공으로 들어감으로써 수목에 피해를 준다. 기공 내로 들어가서 물과 반응하여 황산을 형성하는데 그것은 세포벽의 얇은 피막에 모이게 된다. 결과적으로 반점을 형성하게 되어 활엽수의 잎에서는 표백이 되는 반면, 침엽수의 잎은 갈색으로 변색된다. 한편 O<sub>3</sub>에 의한 피해는 두가지 방향으로 설명되어 왔는데 하나는 다른 광

화학 물질과 함께 오존이 직접 엽조직에 피해를 준다는 것이고 다른 하나는 산성 이슬이나 산성 안개와 결합된 오존이 노출된 잎이나 침엽의 영양소 세탈을 증가시키는데 이러한 양이온 결핍(Mg와 Ca)이 수관과 지하부에서 광합성과 생물량의 생산을 감소시킨다는 것이다(Lange *et al.* 1987, 1989, Lehnher *et al.* 1987, Hinrichsen 1987, Neubert *et al.* 1993, Kim and Kim 1995, Kim and Kim 1997, Kim *et al.* 1999)

본 논문에서는 대기오염 지역과 대조지역에서 신갈나무 잎의 엽록소함량, 엽비면적 및 무기영양소의 계절 변화를 비교하여 오염물질이 신갈나무의 생리생태에 미치는 영향을 밝히고자 하였다.

### 재료 및 방법

#### 조사지 개황

서울시 중구 남산동에 위치한 남산(37° 33' N, 127° 00' E)과 강원도 평창군 용평면 이목정리(37° 33' N, 127° 30' E)에 위치한 백적산의 신갈나무 숲(*Quercus mongolica* stands)을 선정하였다. 남산에서의 조사지소는 고도 249 m의 북사면(방위각 0°), 경사각 20° 이었고, 수고는 15 m 이었으며, 백적산에서 조사지소는 고도 960 m의 북사면(방위각 0°), 경사각 25° 이었고 수고는 15 m 이었다.

#### 기체의 교환을 측정

각 조사지의 신갈나무 군집에서 임의로 5 개체를 선택하여 고지절단기구(낮과 낮시대를 이용하여 제작)를 이용하여 각 개체의 수관 외부에 광적응된 가지의 잎을 재료로 광합성능을 측

† 본 논문은 2001학년도 목포대학교 학술연구비 지원에 의하여 연구되었음.

\* Corresponding author; Byung-Sun Ihm, Tel: 82-61-454-0267, e-mail: ihmbs@mokpo.ac.kr

정하였다.

기체교환율(A, mg CO<sub>2</sub>·m<sup>-2</sup>·s<sup>-1</sup>)은 다음 식에 따라 계산하였다 (Long and Hallgren 1985).

$$A = \frac{f}{1000} \times \frac{1}{22.4} \times \frac{273.15}{(273.15+T)} \times \frac{p}{101.3} \times \frac{1}{60} \times \frac{\Delta C}{s} \times \frac{(1-X_e)}{(1-X_o)}$$

여기서 f는 공기의 유속(mol/min), T는 Chamber 내의 기온(°C), p는 대기압(kPa), ΔC는 유입공기 중의 CO<sub>2</sub> mol 농도(C<sub>i</sub>)와 유출공기 중의 CO<sub>2</sub>농도(C<sub>o</sub>)와의 차(C<sub>o</sub> - C<sub>i</sub>) 그리고 s는 재료의 엽면적(m<sup>2</sup>) 또는 건중량(g)이다. (1 - X<sub>e</sub>)/(1 - X<sub>o</sub>)는 재료의 증산으로 인한 수증기 증가에 대한 보정요인이다. X<sub>e</sub>는 유입공기 중의 수증기농도(mol/mol)이고 X<sub>o</sub>는 유출공기 중의 수증기농도(mol/mol)이다.

### 엽록소함량과 비엽면적의 측정

신갈나무 잎의 엽록소와 총 카로티노이드함량은 Hiscox와 Israelstham (1979)의 방법으로 추출 후, Lichtenthaler (1987)의 계산식에 따라 엽록소 a, 엽록소 b, 엽록소 a+b, 엽록소 a/b 그리고 총 카로티노이드함량을 산출하였다.

$$\text{엽록소 a} = 12.25 A_{663} - 2.79 A_{645}$$

$$\text{엽록소 b} = 21.50 A_{645} - 5.10 A_{663}$$

$$\text{총카로티노이드} = (1000 A_{470} - 1.82 [\text{Chl a}] - 85.02 [\text{Chl b}])/198$$

비엽면적(specific leaf area, SLA; cm<sup>2</sup>/g)은 광적응된 잎 30장을 취하여 변이를 줄이기 위하여 증류를 제거한 후 엽면적과 건중량을 결정한 후 계산하였다(Evans 1972).

## 결 과

### 광합성 색소함량 및 비엽면적의 계절적 변화

엽록소 a, b, 총 카로티노이드 및 총 엽록소함량은 1993년 6월에는 오염지역의 것이 대조지역의 것에 비하여 많았지만 7월 이후부터 9월까지의 적었다(Fig. 1). 오염지역의 엽록소 a 함량은 6월 9일, 6월 20일, 7월 15일, 8월 29일 및 9월 16일에 각각 1.525, 1.417, 1.175, 0.929 및 0.840 μg/mg DW 이었고, 대조지역의 것은 6월 14일, 6월 28일, 7월 11일, 9월 2일 및 9월 19일에 각각 1.141, 1.509, 1.377, 1.190 및 0.980 μg/mg DW 이었다(Fig. 1). 오염지역의 엽록소 b 함량은 6월 9일, 6월 20일, 7월 15일, 8월 29일 및 9월 16일에 각각 0.449, 0.424, 0.238, 0.186 및 0.166 μg/mg DW 이었고, 대조지역의 것은 6월 14일, 6월 28일, 7월 11일, 9월 2일 및 9월 19일에 각각 0.293, 0.405, 0.382, 0.322 및 0.302 μg/mg DW 이었다(Fig. 1).

오염지역의 총 카로티노이드함량은 6월 9일, 6월 20일, 7월 15일, 8월 29일 및 9월 16일에 각각 0.249, 0.219, 0.198, 0.196 및

0.163 μg/mg DW 이었고, 대조지역의 것은 6월 14일, 6월 28일, 7월 11일, 9월 2일 및 9월 19일에 각각 0.198, 0.271, 0.264, 0.255 및 0.163 μg/mg DW 이었다(Fig. 1). 오염지역의 총 엽록소함량은 6월 9일, 6월 20일, 7월 15일, 8월 29일 및 9월 16일에 각각 1.97, 1.84, 1.41, 1.11 및 1.01 μg/mg DW 이었고, 대조지역의 것은 6월 14일, 6월 28일, 7월 11일, 9월 2일 및 9월 19일에 각각 1.43, 1.91, 1.76, 1.41 및 1.28 μg/mg DW 이었다(Fig. 1). 오염지역의 엽록소 a/b는 6월 9일, 6월 20일, 7월 15일, 8월 29일 및 9월 16일에 각각 3.41, 3.40, 4.10, 5.42 및 5.29 이었고, 대조지역의 것은 6월 14일, 6월 28일, 7월 11일, 9월 2일 및 9월 19일에 각각 3.97, 3.81, 3.66, 3.69 및 3.29 이었다. 대조지역의 엽록소 a/b는 일정하였으나 오염지역의 것은 계속 증가하였는데 이는 대조지역보다 오염지역에서 엽록소 b가 더 많이 감소되었기 때문이다. 오염지역에서 잎의 두께를 나타내는 비엽면적의 변화는 6월 9일, 6월 20일, 7월 15일, 8월 29일 및 9월 16일에 각각 441, 522, 531, 568 및 664 cm<sup>2</sup>/g 이었고, 대조지역의 것은 6월 14일, 6월 28일, 7월 11일, 9월 2일 및 9월 19일에 각각 620, 618, 593, 695 및 750 cm<sup>2</sup>/g 으로 오염지역의 비엽면적이 낮았다(Fig. 1).

### 광합성능과 증산율의 계절적 변화

야외에서 25~30°C의 온도 범위에서 PFD의 변화에 따른 광합성능의 변화는 6월에는 두 지역이 비슷하였다(Fig. 2). 반면에 9월에는 포화광 이상에서 오염지역의 것이 대조지역의 것에 비하여 큰 변이를 보여주었다(Fig. 2).

야외에서 PFD가 800 μE m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup> 이상, 온도가 25~35°C 범위에서 측정된 광합성능은 대조지역의 것이 1993년 6월부터 8월까지 일정한 수준을 유지하다가 9월 이후에 감소하는 반면, 오염지역의 것은 6월부터 7월까지 약간 감소하다가 8월 이후 약간 증가하는 경향을 보였다(Fig. 2). 7월 이후에 오염지역의 것은 대조지역의 것에 비해 낮은 수준을 유지하지만 9월에 다시 비슷하게 되었다. 반면에 증산율은 6월에 두 지역 모두 비슷하였으나 7월 이후에 오염지역의 것이 대조지역의 것보다 높았다(Fig. 2).

## 논 의

신갈나무 잎의 광합성 색소함량은 6월초에 대조지역보다 오염지역이 많았으나 그 이후에 후자에서 적었고 두 지역 모두 시간이 경과함에 따라 감소하는 경향을 보였다(Fig. 1). Chl a/b는 대조지역이 일정한 수준을 유지하였지만 오염지역에서 점차 증가하였다. 비엽면적은 두지역에서 시간이 지남에 따라 증가하는 경향이었지만 오염지역에서 작았다(Fig. 1). 야외에서 측정된 광합성능은 대조지역에서 6월부터 8월까지 일정한 수준을 유지하다가 9월 이후에 감소하였는데 오염지역에서 약간 감소하는 경향을 보였고(Fig. 2), 7월 이후에 오염지역이 대조지역보다 낮게 유지되었지만 9월에 다시 비슷하게 되었다.

그러나 증산율은 6월에 두 지역에서 모두 비슷하였고 7월 이

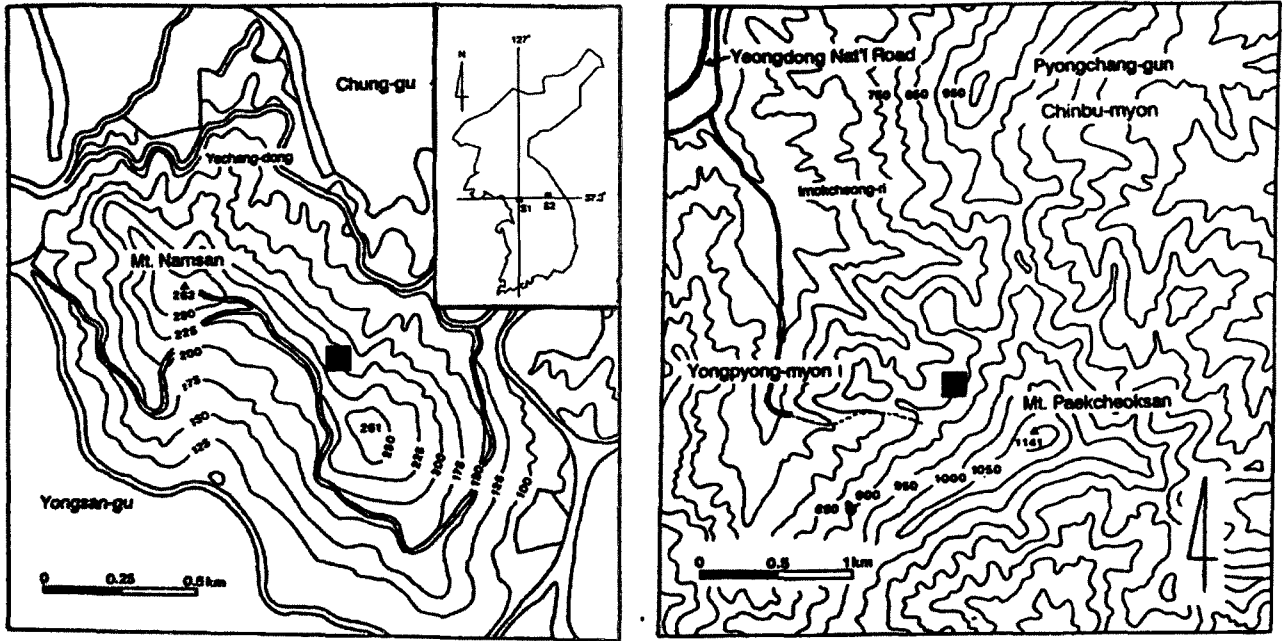


Fig. 1. Locations of study sites of *Q. mongolica* stands in polluted area (S1, Mt. Namsan) and nonpolluted area (S2, Paekcheoksan).

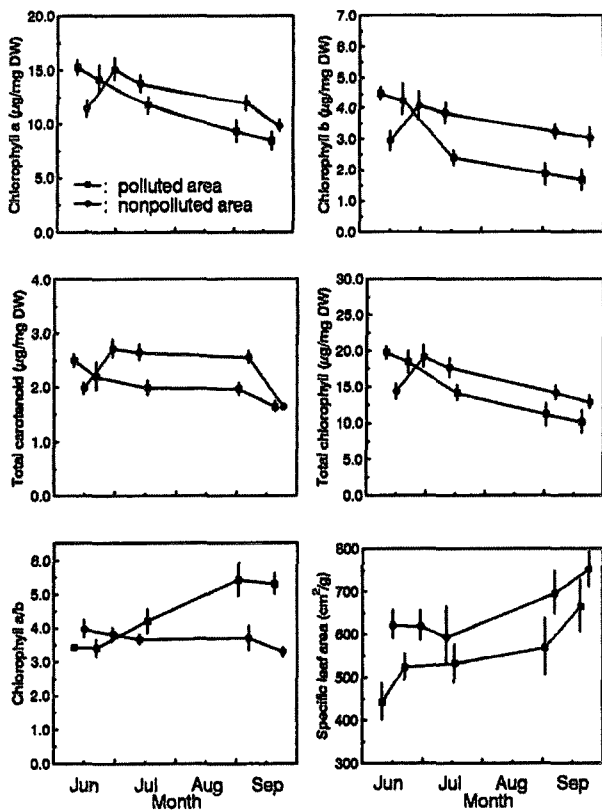


Fig. 2. Seasonal changes of Chl a, Chl b, total carotenoid, total Chl, Chl a/b and SLA in leaves of *Q. mongolica* in polluted area and nonpolluted area. Error bars are for the standard deviation from the mean (n=10).

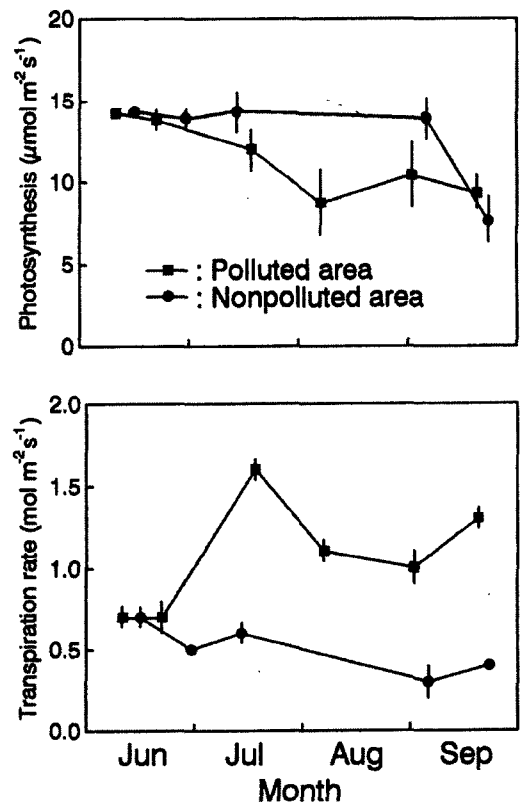


Fig. 3. Seasonal changes of photosynthetic and transpiration rate in leaves of *Q. mongolica* in polluted area and nonpolluted area. The data were measured in above 800  $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$  of photon flux density and a range of 25~30°C of air temperature.

후에 오염지역이 대조지역보다 높았다(Fig. 2). 오염지역의 신갈 나무 잎은 1993년 8월 이후 황화되거나 반점이 일부 나타났지만 죽는 것은 관찰되지 않았다. 이러한 가시적 증상은 색소합량과 광합성능의 감소로 나타났다. 즉 광합성능은 총 엽록소와 총 카로티노이드합량과 유의한 상관을 보였다( $P < 0.05$ ). 오염지역에서 잎의 황화는 무기영양소 결핍, 특히 Mg, Ca 및 Zn의 결핍이 잎의 엽록소형성과 광합성능에 영향을 미쳤을 것이다(Lange *et al.* 1987).

잎의 광합성능은 대조지역에서 봄부터 9월까지 일정한 수준을 유지하였지만, 오염지역에서 7~9월에 6월보다 낮았다. 오염지역에서 7~9월의 평균 TSP, SO<sub>2</sub> 및 NO<sub>2</sub> 농도가 각각 114  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (연평균 162  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 7.5 ppb(연평균 44 ppb) 및 31 ppb(연평균 37 ppb)로서 연중 가장 낮은 농도를 유지하였지만, O<sub>3</sub>가 14 ppb(연평균 9 ppb)로서 연중 가장 높은 값을 가지는 시기로 O<sub>3</sub>에 의한 식물체의 피해를 예측할 수 있다(Kim and Kim 1997, Kim *et al.* 1999). O<sub>3</sub>와 SO<sub>2</sub>를 동일 농도로 처리하면 전자가 후자보다 몇 배 더 광합성능에 피해를 준다는 사실이 밝혀졌다(Foster *et al.* 1983, Reich and Amundson 1985). 이 결과는 오염지역에서 여름에 SO<sub>2</sub> 농도보다 높은 O<sub>3</sub> 농도가 광합성을 저해할 것으로 예상되며 이는 Kim 과 Kim(1997) 및 Kim 등(1999)과 일치한다

본 연구에서 잎의 증산율은 대조지역보다 오염지역에서 오히려 높았다. 한편 Lange 등(1987)과 Zimmermann 등(1988)은 극도로 황화된 잎을 제외하고 잎의 가시적 피해와 그 광합성률 또는 증산율 사이에 상관을 밝히지 못하였다. 그리고 Werk 등(1988)은 삼림쇠퇴지역과 정상 지역에서 목본식물의 증산율이 비슷함을 밝혔다. 이들 결과는 오염지역에서 광합성능의 감소가 기공 폐쇄와 관련되기보다 기공조정능의 상실이나 엽육세포의 손상과 관련됨을 시사한다(Olszyk and Tibbitts 1981, Pell 1987, Lehnerr *et al.* 1987).

#### 인용문헌

- Evans, G.C. 1972. The Quantitative Analysis of Plant Growth. University of California Press, Berkeley, Los Angeles. p. 734.
- Foster, K.W., H. Timm, C.K. Labanauskas and R.J. Oshima. 1983. Effects of ozone and sulfur dioxide on tuber yield and quality of potatoes. J. Environ. Qual. 12: 75-80.
- Kim, J.-W. and J.-H. Kim. 1995. Responses in net photosynthetic rate of *Quercus mongolica* leaves to ozone. Korean J. Ecol. 18: 265-273.
- Kim, J.-W. and J.-H. Kim. 1997. Modelling the net photosynthetic rate of *Quercus mongolica* stands affected by ambient ozone. Ecol. Model. 97: 167-177.
- Kim J.-H., B.-S. Ihm and J.-W. Kim. 1999. Comparison of two numerical models on photosynthetic response of *Quercus mongolica* leaves to air pollutants. J. Plant Biol. 42: 32-40.
- Lange, O.L., H. Zellner, J. Gebel, P. Schramel, B. Köstner and F.-C. Czygan. 1987. Photosynthetic capacity, chloroplast pigments, and mineral content of the previous year's spruce needles with and without the new flush: analysis of the stands-decline phenomenon of needle bleaching. Oecologia 73: 351-357.
- Lehnerr, B., A. Grandjean, F. Mächler and J. Furher. 1987. The effect of ozone in ambient air on ribulose biphosphate carboxylase/oxygenase activity decreases photosynthesis and grain yield of wheat. J. Plant Physiol. 130: 189-200.
- Lichtenthaler, H.K. 1987. Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes. Methods Enzymol. 148: 350-382.
- Olszyk, D.M. and T.W. Tibbitts. 1981. Stomatal response and leaf injury of *Pisum sativum* L. with SO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> exposures 1. Influence of pollutant level and leaf maturity. Plant Physiol. 67: 539-544.
- Pell, E.J. 1987. Ozone toxicity - is there more than one mechanism of action? In T.C. Hutchinson and K.M. Meema. (eds.), Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. Nato ASI Series Vol. G16., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. pp. 229-240.
- Werk, K.S., R. Oren, E.-D. Schulze, R. Zimmermann and J. Meyer. 1988. Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stnds at different stages of decline III. canopy transpiration of green trees. Oecologia 76: 519-524.
- Williams, W.T. and J.A. Williams. 1986. Effects of oxidant air-pollution on needle health and annual-ring width in a Ponderosa pine stands. Environmental Conservation 13: 229-234.
- Zimmermann, R., R. Oren, E.-D. Schulze and K.S. Werk. 1988. Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline II. Photosynthesis and leaf conductance. Oecologia 76: 513-518.

(2003년 8월 21일 접수; 2003년 9월 8일 채택)

---

## Comparison of Pigment Content and Photosynthetic Capacity of *Quercus mongolica* Stands at Namsan, Seoul and Paekcheoksan, Kangwondo

Ihm Byung-Sun\* · Jong-Wook Kim · Kyu-Song Lee<sup>1</sup> · Jeom-Sook Lee<sup>2</sup> ·  
Joon-Ho Kim<sup>3</sup> and Chang-Seok Lee<sup>4</sup>

*Department of Biology, Mokpo National University, Korea,*

<sup>1</sup>*Department of Biology, Kangnung National University, Korea,*

<sup>2</sup>*Department of Biology, Kunsan National University, Korea,*

<sup>3</sup>*Department of Biology, Seoul National University, Korea,*

<sup>4</sup>*Faculty of Environment and Life Science, Seoul Women's University, Korea*

**ABSTRACT** : To elucidate effects of air pollutants on ecophysiological properties of two *Quercus mongolica* stands at different levels of air pollution, photosynthetic capacity and chloroplast pigment were measured in leaves of *Q. mongolica*. Photosynthetic capacity, photosynthetic pigment content and SLA (specific leaf area) of *Q. mongolica* leaves in polluted area were lower than those in nonpolluted area. Also, the chlorosis and mottling in some of leaves were observed in polluted area after August. Except for total carotenoid ( $P < 0.05$ ) the correlations between photosynthetic capacity and pigment content were not significant. Photosynthetic capacity of *Q. mongolica* leaves in polluted area was decreased after July.

**Key words** : Air pollutants, Chloroplast pigment, Photosynthetic capacity, *Quercus mongolica*

---