

사문암지대의 중금속 함유 낙엽의 분해에 관한 연구
I. Microcosm 실험

류 새 한 · 김 정 명 · 심 재 국*

중앙대학교 자연과학대학 생명과학과

Studies on the Decomposition of Leaf Litter Containing
Heavy Metals in Andong Serpentine Area, Korea
I. Microcosm Experiment

Sae-Han Ryou, Jeong-Myeong Kim and Jae-Kuk Shim*

Department of Life Science, College of Natural Science, Chung-Ang University,
Seoul 156-756, Korea

Abstract – This study attempted to compare the litter decomposition rate of *Arundinella hirta* and *Miscanthus sinensis* var. *purpurascens* which collected from serpentine soil acting potentially toxic concentration of heavy metals and non-serpentine soil by using the microcosm method for 192 days under constant humidity and 23°C. The contents of Ni, Fe, Mg and Cr in the serpentine and non-serpentine soil originated litter showed high differences between them. The litter samples from serpentine site have lower C/N than non-serpentine litter, but the soluble carbohydrate content was shown almost similar between two plant litter. The mass loss rates of leaf litter from serpentine area were slower than those from non-serpentine site. During the experimental period, the remained dry weight of *A. hirta* and *M. sinensis* var. *purpurascens* litter collected from serpentine site were 64.7%, 65.0% of initial dry weight and litter samples from non-serpentine site showed 54.2%, 50.7%, respectively. K and Na were leached rapidly at the initial decomposition periods, but Ca showed immobilization and other metal elements reserved at the decomposing litter for a long time. The decomposing *A. hirta* litter from non-serpentine soil showed higher values of CO₂ evolution, microbial biomass-C, and microbial biomass-N than those in serpentine soil originated litter acting nutrient stresses and exhibited rapid decay rate. The microbial biomass and microbial respiration of decaying litter were positively correlated with litter decomposition rate, and these relationships showed more rapid slope in non-serpentine soil originated litter than that in serpentine soil.

Key words : heavy metals, litter decomposition, microbial biomass, microbial respiration, serpentine soil

* Corresponding author: Jae-Kuk Shim, Tel. 02-820-5211,
Fax. 02-825-5206, E-mail. shimjk@cau.ac.kr

서 론

낙엽 분해 과정은 생태계의 영양염류 순환에 있어서 핵심을 이루는 과정으로서 식물 성장과 분해의 균형은 생태계의 안정성을 이룬다(Swift *et al.* 1979; Berg and McLaugherty 2003).

식물은 뿌리를 통하여 토양속의 영양염류와 함께 중금속을 흡수하며 잎의 표면을 통해서도 대기로부터 중금속을 침착, 흡수한다(Berg and McLaugherty 2003). 따라서 오염원으로부터의 거리에 따라 식물체의 중금속 함량에는 뚜렷한 변화가 나타나게 된다(Berg *et al.* 1991; Berg and McLaugherty 2003).

중금속을 함유하는 토양은 낙엽을 분해하는 미생물에 대하여 독성을 유발하거나 영양염류의 순환에 반응하는 효소를 불활성화시켜(Rühling and Tyler 1973; Berg and McLaugherty 2003; Berg and Laskowski 2006) 낙엽의 분해를 억제함으로써 토양유기물 축적의 원인이 된다(Rühling and Tyler 1973; Coughtrey *et al.* 1979; Grodzinski *et al.* 1990; Cortufo *et al.* 1995).

중금속의 낙엽분해에 대한 억제효과는 중금속의 독성을 변화시키는 요인과 중금속에 대한 분해미생물의 민감도에 따라 다르며, 상대적으로 낙엽분해 초기에 그 영향이 크게 나타난다(Cortufo *et al.* 1995; Hattori 1996). 일반적으로 분해 중인 낙엽에서의 중금속 함량은 낙엽의 중량감소가 80%에 이를 때까지 증가하며(Berg and McLaugherty 2003), 낙엽에 이미 축적된 중금속 함량이 낙엽 분해 후기로 갈수록 리그닌과 같은 난분해성 유기물을 분해하는 미생물의 작용을 억제하여 분해는 더욱 느리게 된다(Berg *et al.* 1991; Berg and McLaugherty 2003; Berg and Laskowski 2006).

국내에서 식물체 내의 중금속에 대한 연구는 주로 폐광산 지역과 그 주변 하천에서 중금속 흡수를 조사한 연구(이와 이 1996; 김 등 1997; 옥 등 2003; Jeon and Choi 2006; Kim *et al.* 2006)와 중금속을 함유한 토양에서 식물의 생물량 생산에 관한 연구(Mun, 1988; Kim and Shim, 2008), 중금속 함량이 높은 사문암 토양에서 식물체 내 함량과 식생에 대한 연구(김 등 1997; 김 1998), 그리고 사문암 토양에서 생육하는 식물의 성장과 중금속 흡수에 관한 연구 등이 있다(Kim *et al.* 2006; Kim and Shim 2008).

본 연구는 안동 사문암 지역과 인근 대조구의 자연 토양에 서식하는 새(*Arundinella hirta*)와 억새(*Miscanthus sinensis* var. *purpurascens*)의 낙엽을 채취하여 낙엽 내 중금속이 실험실 조건에서 분해율의 차이를 유발하는지 알아보았으며, 금속원소를 함유하는 낙엽과 대조구 낙엽의

분해 중에 미생물량(microbial biomass)과 효소활성 및 미생물 호흡량을 측정하여 분해 중인 낙엽에서 이들 생물학적 활성과 중금속과의 관계를 검토하였다.

재료 및 방법

1. 식물종의 선정 및 낙엽분해의 측정

김(1998)과 Kim *et al.* (2006), 그리고 Kim and Shim (2008)의 연구 결과를 바탕으로 경상북도 안동의 사문암 지역과 그 인근의 비사문암 지역에서 동시에 분포하고 있으며(vodenbag plant), Cr, Ni의 함량이 높은 억새(*M. sinensis* var. *purpurascens*)와 새(*A. hirta*)의 낙엽을 각각 현지로부터 채취하였다. 채취한 낙엽은 60°C에서 충분히 건조시킨 후 망목이 1.5 mm×1.5 mm인 낙엽주머니(8 cm×8 cm)에 1.5~2.0 g을 넣었다. 뚜껑의 탈착이 가능한 1 L 용량의 유리병을 사용하여 microcosm을 제작하였다. 뚜껑에는 9 mm의 구멍을 뚫고 그곳에 고무마개를 하여 밀폐가 되도록 하는 한편 필요시 병 안의 기체를 채취하도록 하였다. 병의 바닥에는 깨끗이 세척한 석영사 400 g을 깔고 90%의 water holding capacity가 되도록 수분을 맞추어 microcosm 내의 습도를 일정하게 유지하였다. 낙엽주머니를 석영사 위에 놓고 뚜껑을 연체로 23°C에 두어 분해 실험을 진행하였다.

2. 식물체의 분석

식물체의 영양염류 함량과 리그닌과 셀룰로즈, 그리고 가용성탄수화물의 함량분석을 위하여 식물체료를 60°C에서 충분히 건조시킨 후 Wiely mill로 갈아 1 mm 이하가 되도록 분쇄하여 사용하였다. 탄소와 질소 함량의 측정을 위해서는 이를 다시 ball mill로 분쇄하여 사용하였다.

식물체 내의 무기영양원소의 함량은 식물체 시료 1 g에 10 mL의 HNO₃ (1 DW : 1 HNO₃)와 60%의 HClO₄를 가하여 분해시킨 후 ICP (Inductively coupled Plasma Spectrometry : JY-ULTIMA-2)로 측정하였다(Helrich 1990).

리그닌과 셀룰로즈의 분석은 ADF(acid detergent fiber) 방법으로(Rowland and Roberts, 1994), 가용성탄수화물 함량은 anthrone법으로 측정하였다. C와 N의 함량은 CHN analyser (240XA)로 측정하였다.

3. 분해 식물체의 미생물호흡량의 측정

분해 중인 식물체로부터 발생하는 CO₂의 측정은 microcosm병의 내부를 CO₂를 제거한 공기로 충분히 환류시킨

Table 1. Carbon, nitrogen, soluble carbohydrate (SCH), cellulose and lignin contents, C/N and lignin/N ratio in the leaf litter of the *M. sinensis* var. *purpurascens* and *A. hirta* collected from the serpentine (S) and non serpentine (N.S) area, Andong, Korea (Mean \pm standard deviation, n=4)

| | | C | N | C/N | SCH | Cellulose | Lignin | Lignin/N |
|---|-----|------|------|------|----------------|----------------|----------------|----------|
| <i>A. hirta</i> | N.S | 44 | 0.93 | 47.3 | 9.3 \pm 0.3 | 34.1 \pm 2.4 | 5.7 \pm 1.8 | 6.13 |
| | S | 42.7 | 1.27 | 33.6 | 11.9 \pm 1.7 | 32 \pm 3.1 | 5.8 \pm 0.8 | 4.57 |
| <i>M. sinensis</i> var. <i>purpurascens</i> | N.S | 44.5 | 1.04 | 42.7 | 11.2 \pm 0.6 | 37.3 \pm 5.2 | 9.3 \pm 2.4 | 8.94 |
| | S | 43.8 | 1.19 | 36.8 | 10.9 \pm 0.2 | 36.2 \pm 3.4 | 10.6 \pm 2.8 | 8.91 |

Table 2. Element contents in the leaf litter of two plant species collected from non-serpentine (N.S) and serpentine (S) sites. The values indicate mg kg⁻¹ dry litter (Mean \pm standard deviation, n=4)

| Elements | <i>A. hirta</i> | | <i>M. sinensis</i> var. <i>purpurascens</i> | |
|----------|-----------------|----------------|---|----------------|
| | N.S | S | N.S | S |
| Ca | 2686 \pm 147 | 1553 \pm 46 | 2399 \pm 185 | 1624 \pm 30 |
| P | 655 \pm 4 | 677 \pm 15 | 1603 \pm 33 | 802 \pm 2 |
| K | 4811 \pm 142 | 3542 \pm 4 | 4958 \pm 375 | 3029 \pm 225 |
| Na | 443 \pm 3 | 436 \pm 5 | 480 \pm 11 | 415 \pm 2 |
| Cr | 15.6 \pm 0.2 | 19.1 \pm 0.5 | 15 \pm 0 | 15.5 \pm 0 |
| Ni | 8.4 \pm 0.2 | 21.1 \pm 2.3 | 8.5 \pm 0 | 13.8 \pm 1.8 |
| Mg | 2141 \pm 44 | 6529 \pm 76 | 1759 \pm 42 | 4331 \pm 104 |
| Fe | 179 \pm 14 | 551 \pm 107 | 157 \pm 1 | 214 \pm 21 |

후 뚜껑의 고무마개를 닫고 일정시간 정온에 정치하였다. 일정 시간 경과 후 microcosm내 공기를 취하여 IRGA로 CO₂ 함량을 측정하여 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ hr}^{-1}$ 로 표현하였다.

4. 분해 식물체의 미생물량 (microbial biomass) 측정

분해 중인 낙엽의 microbial biomass-C와 -N의 측정은 Ross and Sparling (1993)의 chloroform extraction 방법에 따라 측정하였다. microcosm으로부터 회수한 낙엽을 잘게 잘라 암소에서 chloroform으로 24시간 혼증한 후 수회 감압과 회복을 반복하여 chloroform을 제거한 다음 0.5 M K₂SO₄로 추출하여 microbial biomass-C와 -N의 측정에 사용하였다. 추출 여과액에 K₂Cr₂O₇, HgO, H₂SO₄, H₃PO₄를 첨가하여 환류가열한 후 diphenylamine을 지시약으로 하여 ferrous ammonium sulphate로 적정하고 microbial biomass-C = $E_C / 0.38$ 로 산출하였다 (Vance *et al.* 1987). E_C 는 혼증한 시료의 적정치에서 혼증하지 않은 시료의 적정치를 뺀 값이다.

Microbial biomass-N은 chloroform 혼증 후 0.5 M K₂SO₄ 추출 여과액을 ninhydrin-reaction 방법으로 측정하였다 (Joergensen and Brookes 1990). 측정된 NH₄-N을 biomass N으로 환산하기 위해 Microbial biomass-N = $5.0 \cdot E_N$ 을 사용하여 biomass N을 계산하였다. E_N 은 혼증한 시료의 적정치에서 혼증하지 않은 시료의 적정치를 뺀 값이다.

결 과

1. 낙엽의 질과 화학적 조성

사문암 지역과 비사문암 지역에서 획득한 낙엽의 C/N, 셀룰로즈, 리그닌 함량은 Table 1과 같다. 낙엽의 가용성 탄수화물, 셀룰로즈 그리고 리그닌 함량은 사문암 지역과 비사문암 지역의 낙엽 사이에 유의한 차이는 없었다. 사문암 지역 식물체에서 질소 함량은 다소 높았으며 탄소 함량은 낮은 특성을 보여 *M. sinensis* var. *purpurascens*와 *A. hirta* 모두 C/N과 lignin/N은 사문암 지역 식물체에서 낮은 값을 보였다. 즉 *A. hirta*는 사문암의 낙엽에서 각각 C/N과 lignin/N이 33.6과 4.57 그리고 비사문암 토양의 낙엽에서는 각각 47.3과 6.13의 값을 보였다. *M. sinensis* var. *purpurascens*의 C/N과 lignin/N은 사문암의 낙엽에서 36.8과 8.91 그리고 비사문암 토양의 낙엽에서 각각 42.7과 8.94를 나타냈다.

사문암과 비사문암 두 지역에서 채취한 *M. sinensis* var. *purpurascens*와 *A. hirta* 두 식물종의 체내 영양원소 및 금속원소 함량은 큰 차이를 나타내었다. Ca, P, K은 사문암의 낙엽에서 적은 함량을 보인 반면, Ni, Mg, Fe은 사문암 지역의 낙엽에서 많은 함량을 나타내었다. 그러나 Na, Cr은 두 지역의 낙엽에서 그 함량의 차이가 뚜렷하지 않았다 (Table 2).

*A. hirta*의 경우, 사문암의 낙엽은 비사문암의 낙엽에서 보다 Cr은 1.2배, Ni는 2.5배, Mg는 3.1배, Fe는 3.1배 높은 함량을 나타냈으며, *M. sinensis* var. *purpurascens*는 사문암 지역의 낙엽에서 Cr, Ni, Mg, Fe의 함량이 비사문암의 낙엽에서보다 각각 1.03, 1.6, 2.5, 1.4배 높게 나타났다.

2. 낙엽의 건중량 변화

Microcosm을 이용한 분해실험에서 두 식물 종 모두는 비사문암 지역 낙엽의 분해가 사문암 지역 낙엽보다 빠르게 진행되었다 (Fig. 1). 192일 간의 실험기간 동안 *A. hirta*의 경우, 비사문암 지역 낙엽과 사문암 지역 낙엽의

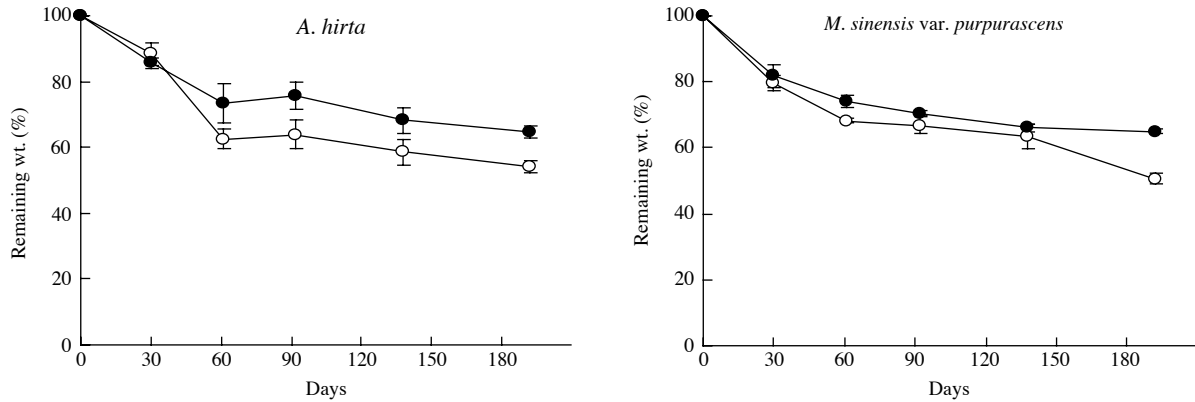


Fig. 1. Changes in mass loss of each leaf litter species during experimental period in microcosm under constant humidity and 23°C temperature condition. Open circles are non-serpentine plant litter, and closed circles are serpentine plant litter. Bars indicate standard deviation (n=4).

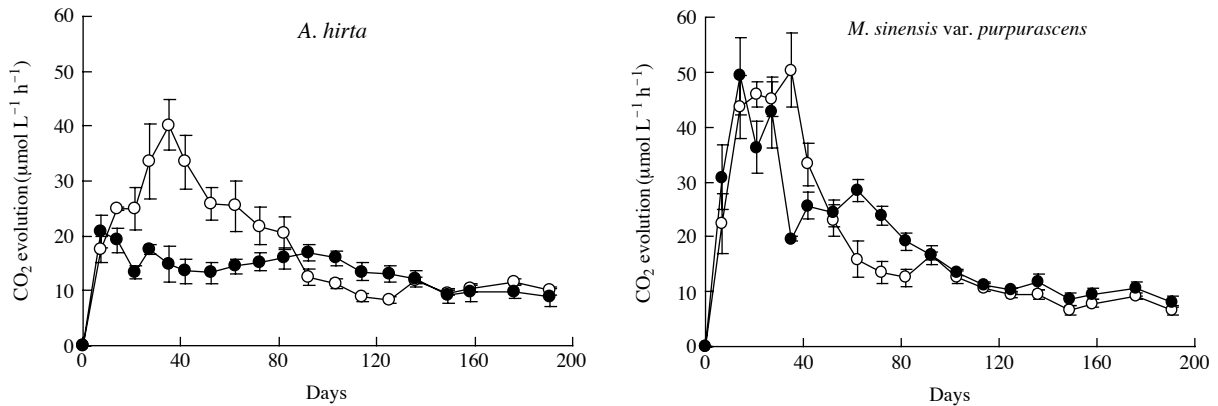


Fig. 2. Changes in CO₂ evolution from the leaf litters during decomposition in microcosms under constant humidity and 23°C temperature condition. Open circles are non-serpentine plant litter, and closed circles are serpentine plant litter. Bars indicate standard deviation (n=4).

잔존량은 각각 초기 건중량의 54.2%, 64.7%를 보였다.

*M. sinensis var. purpurascens*는 낙엽분해 초기에는 비사문암 지역에서 채취한 낙엽과 사문암 지역에서 채취한 낙엽 사이에 분해율의 큰 차이를 보이지 않았으나 192일 간의 실험 종료시점에서는 비사문암 식물과 사문암 식물의 잔존량이 초기 건중량에 비해 각각 50.7%와 65.0%로 큰 차이를 나타내었다.

3. 낙엽 분해미생물의 호흡량 변화

Microcosm 내에서 낙엽의 분해 과정 중 발생하는 CO₂의 양을 전 실험기간 동안 일정한 간격으로 측정하였다. 미생물의 호흡으로 발생하는 CO₂량은 분해 초기에 증가하다가 서서히 감소하는 경향을 나타내었다(Fig. 2).

*A. hirta*는 비사문암 낙엽의 분해 시 발생하는 CO₂의 누적량이 사문암 낙엽에 비해 크게 높았다. 사문암 낙엽

의 경우 호흡량은 분해 실험 시작 7일 후 정점(20.7 $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$)에 도달하였으며, 비사문암 낙엽의 경우에는 35일이 지난 후 정점(40.7 $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$)에 도달하였고 그 이후엔 서서히 감소하였다.

*M. sinensis var. purpurascens*는 비사문암 낙엽과 사문암 낙엽의 호흡 패턴에 있어서 *A. hirta*와 비슷한 양상을 나타내었다. 사문암 낙엽은 14일이 지난 후 가장 높은 호흡량(49.2 $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$)을 나타냈고, 비사문암 낙엽은 35일 경에 가장 높은 호흡량을 나타낸 후 서서히 감소하였다(50.3 $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

4. 분해 중 낙엽에서 microbial biomass-C와 -N의 변화

식물체의 분해에 직접적으로 작용하는 미생물의 양을 살펴보기 위해 microcosm에서 회수한 낙엽 상의 micro-

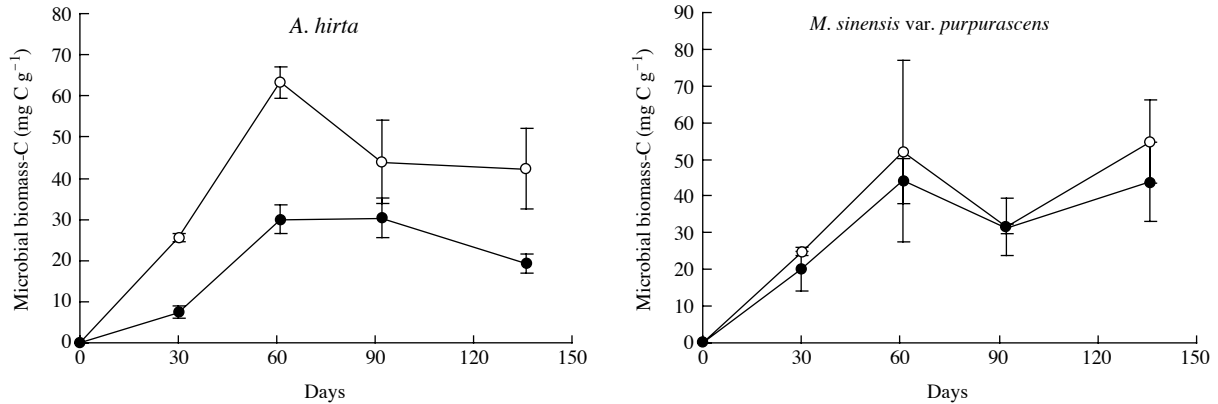


Fig. 3. Changes in microbial biomass-C on the decomposing leaf litter in the microcosms under constant humidity and 23°C temperature condition. Open circles are non-serpentine plant litter, and closed circles are serpentine plant litter. Values are means with standard deviation.

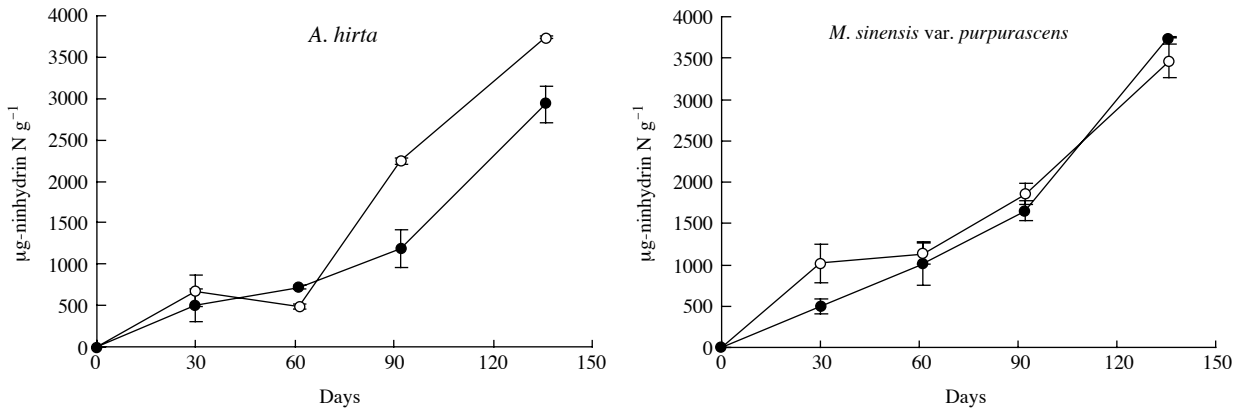


Fig. 4. Changes in microbial biomass-N on the decomposing leaf litter in the microcosms under constant humidity and 23°C temperature condition. Open circles are non-serpentine plant litter, and closed circles are serpentine plant litter. Values are means with standard deviation.

bial biomass-C와 -N을 측정하였다(Figs. 3, 4). 분해가 진행됨에 따라 microbial biomass-N은 증가하는 경향을 보였다. *M. sinensis var. purpurascens*에서는 모든 측정 시점에서 microbial biomass-C와 -N의 함량이 비사문암 낙엽에서 다소 높았으나 사문암 낙엽과 유의한 차이를 나타내지는 않았다. *A. hirta*에서 microbial biomass-C는 사문암 낙엽에 비해 비사문암 낙엽에서 높은 값을 나타내었다. Microbial biomass-N은 61일이 지난 후 비사문암 낙엽 상의 함량이 크게 증가하여 사문암 식물체에 비해 비사문암 식물체 상에서 높은 함량을 보였다.

5. 낙엽의 원소 함량의 변화

낙엽의 분해 중 영양원소와 금속원소의 함량 변화는 Figs. 5, 6과 같다. 낙엽 내의 K와 Na은 분해의 초기에 급격한 용탈을 보였다. P는 실험 초기에 다소 빠른 속도로

함량이 감소하였으나 그 이후에는 거의 일정하거나 오히려 증가하는 경향을 보여 상대적 immobilization을 보였다. Ca의 경우는 분해 중 증가하는 경향을 보였다.

금속 원소의 경우, 분해가 진행됨에 따라 초기함량을 유지하거나 오히려 증가하는 일반적인 immobilization 경향을 보였다. 이러한 증가량은 비사문암 낙엽에서 큰 비율로 나타났으며, Ni, Mg에서 뚜렷하였다. 그러나 비사문암 낙엽 내 중금속의 절대 농도는 사문암 낙엽에서 보다 낮았다. Cr은 *M. sinensis var. purpurascens*와 *A. hirta*의 사문암과 비사문암 낙엽에서 분해 중 함량의 차이를 나타내지 않아 낙엽 내에 안정적으로 잔류하는 경향을 보였다.

고 찰

낙엽의 분해는 물리적 환경과 낙엽의 화학적 구성에

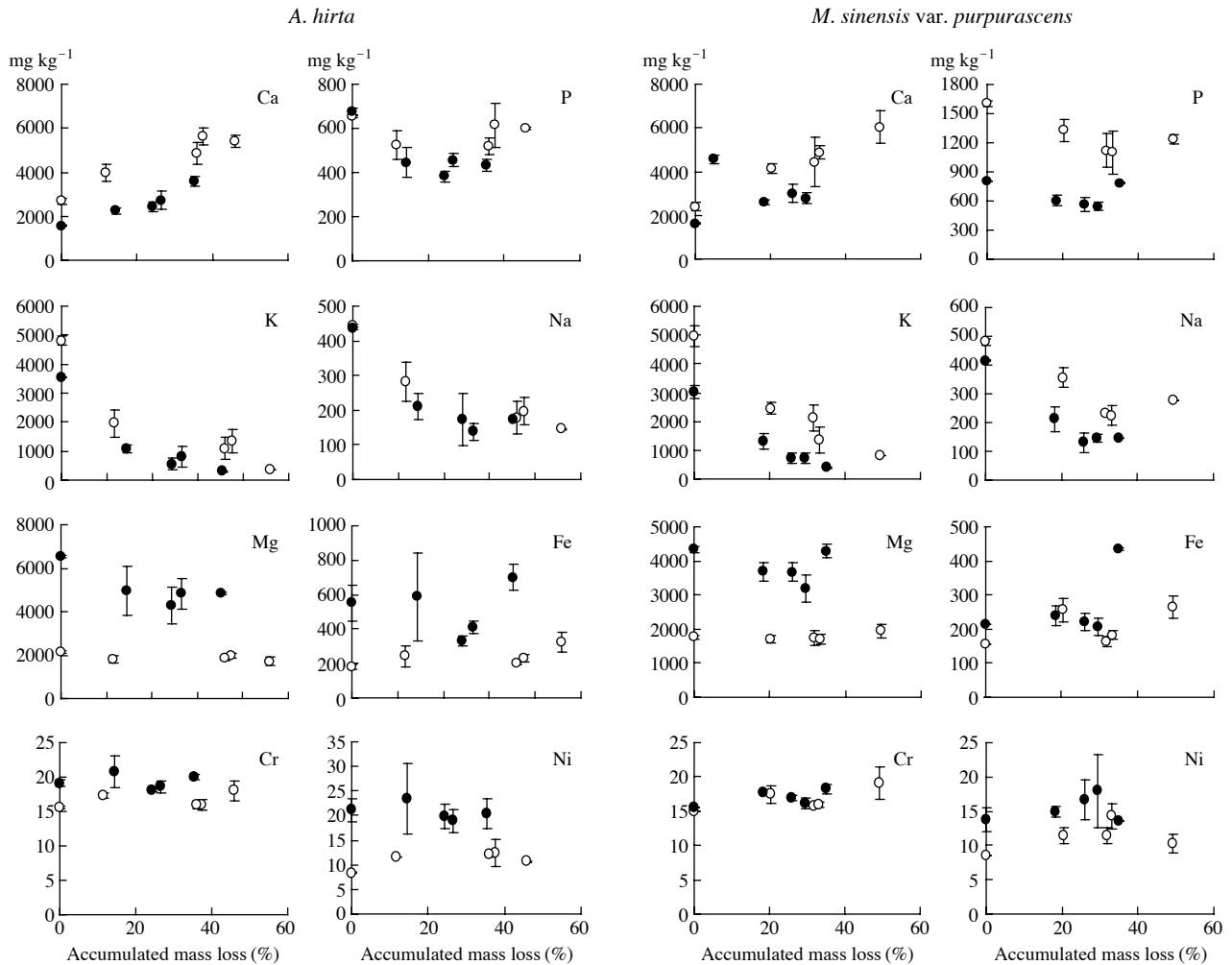


Fig. 5. Changes in concentration of each element during the decomposition of *M. sinensis* var. *purpurascens* and *A. hirta* leaf litter. Closed circles are the litter from heavy metal contaminated serpentine area and open circles are the non-serpentine area samples. Bars are standard deviation ($n=4$).

영향을 받는다 (Heal *et al.* 1997; Zimmer 2002; Sariyildiz and Anderson 2003). 일반적으로 기후요인은 큰 규모에서 분해율을 결정하며, 미세하게는 C/N, lignin, N, lignin/N 등과 같은 낙엽의 화학적 조성의 차이가 분해율을 결정하는 요인이 된다 (Berg *et al.* 1993; Heal *et al.* 1997).

본 실험에 사용한 *A. hirta*와 *M. sinensis* var. *purpurascens*는 생육입지가 다른 사문암 토양과 비사문암 토양에서 낙엽의 화학적 조성에 차이가 있었다. 사문암지대에서 생육하는 식물체에서 N 함량이 높았고, 탄소, 리그닌, 셀룰로스의 함량에는 대조지역과 유의한 차이가 없었다. 그러나 사문암 식물체에서 Ni, Fe의 중금속 함량은 현저히 컸으며, 대부분의 영양원소에서는 낮은 함량을 보였다.

식물체의 중금속 흡수는 식물종과 원소의 종류에 따라 다르며 (Berg 1991; Bagali *et al.* 2003), 경상북도 안동

의 사문암 지대 토양에서 서식하는 식물에서는 Ni과 같은 중금속의 함량이 높다 (Kim *et al.* 2006; Kim and Shim 2008). 이러한 환경에 분포하는 식물종 중에는 고농도로 중금속을 함유하는 종이 있고 서식환경의 특성 때문에 고유종의 출현이 두드러질 뿐 아니라 (Brookes 1987; 김 등 1997; 김 1998) 식물체의 성장이 억제되는 경향이 있다 (Kim and Shim 2008).

이런 결과로 산업오염지에서 낙엽의 분해가 느려지고 (Rühling and Tyler 1973), 낙엽의 축적이 증가한다 (Coughtrey *et al.* 1979; Grodzinski *et al.* 1990). 이러한 원인은 낙엽을 분해하는 분해미생물에 대한 중금속의 독성 때문으로 설명되어 왔다 (Rühling and Tyler 1973; Berg and McClaugherty 2003; Berg and Laskowski 2006).

본 실험 결과 비사문암 지대와 사문암 지대로부터 확

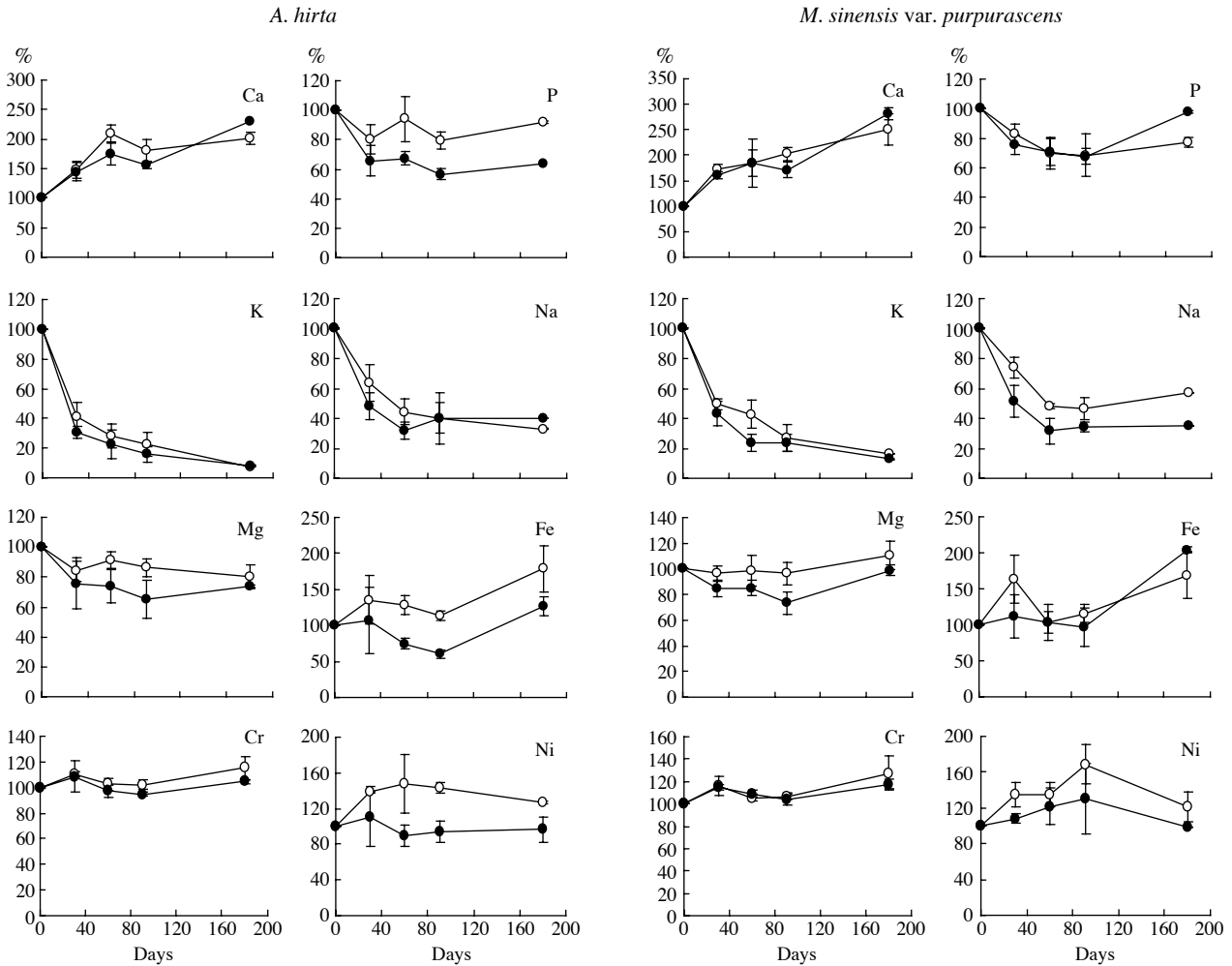


Fig. 6. Changes in relative concentration to the initial concentration of each element during the decomposition of *M. sinensis* var. *purpurascens* and *A. hirta* leaf litter. Closed circles are the litter from heavy metal contaminated serpentine area and open circles are the non-serpentine area samples. Bars are standard deviation (n=4).

특한 낙엽의 microcosm내 분해에서 사문암 지대의 낙엽이 현저히 적은 분해량을 보인 것은 사문암 식물과 비사문암 식물 낙엽의 Ni, Fe, Cr 등과 같은 높은 중금속 함량의 차이가 낙엽의 유기물조성의 차이에서 유발되는 낙엽 분해의 지연효과를 증가하는 것으로 보이며 (Cotrufo *et al.* 1995; McEnroe and Helmisaari 2001), 또한 높은 낙엽 내 중금속 농도가 낙엽 분해 미생물군집에 대해 독성을 일으켰기 때문으로 판단된다 (Berg and McLaugherty 2003).

각 낙엽의 분해가 진행되는 동안 K, Na와 같은 수용성 원소의 용탈이 빠르게 일어났고, P와 Mg은 소폭 감소하거나 초기 농도와 비슷한 수준을 유지하였으며, Ca는 분해 중 농도가 증가하는 양상을 나타냈다 (Berg 1984; McEnroe and Helmisaari 2001). Fe와 Ni의 경우, 비사문암 지대의 낙엽에서는 분해가 진행되는 동안 사문암 낙엽에서 보다 높은 증가폭으로 침적되었으나 사문암 지대의 식

물에 비해 그 절대 농도는 낮았다. 낙엽 분해 중 중금속의 동태에 관한 연구는 많지 않지만 대부분의 야외 실험 연구에서 중금속 원소들은 낙엽 무게가 80%가량 감소될 때까지 그 농도가 증가한다 (Berg and McLaugherty 2003; Berg and Laskowski 2006). 분해 중인 낙엽 내의 중금속의 도입 경로에는 두 가지 가능성이 있다. 하나는 토양으로부터 곱팡이 균사의 성장 (McBrayer and Cromack 1980; Berg *et al.* 1991)에 의한 것이고 또 하나의 경로는 임내우를 통해서 (McBrayer and Cromack 1980; Laskowski *et al.* 1995) 이루어진다. 특히 낙엽 분해 중 증가하는 미생물량 및 부식질에 결합하는 중금속의 immobilization은 낙엽 내의 중금속 함량을 증가시키는 주요 요인이다 (Berg and Laskowski 2006). Microcosm을 사용한 본 연구에서는 외부로부터 도입될 수 있는 중금속원을 가지고 있지 않으므로 분해 중인 낙엽에서 각 중금속 함량의 실질적

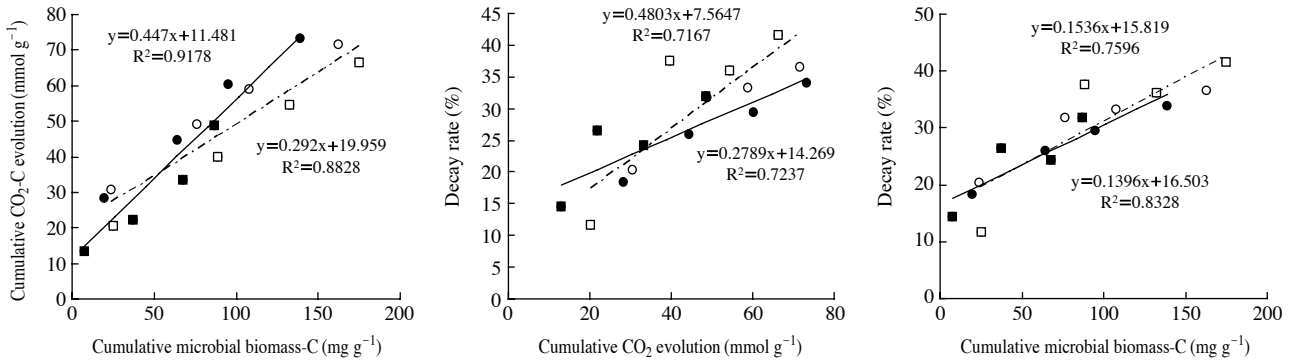


Fig. 7. Comparisons of microbial biomass-C, microbial respiration and litter decay rate between the litter from the serpentine and non-serpentine areas. Closed symbols are serpentine soil originated litter and open symbols are non-serpentine soil originated litter. Circles are *M. sinensis* var. *purpurascens* and tetragons are *A. hirta*.

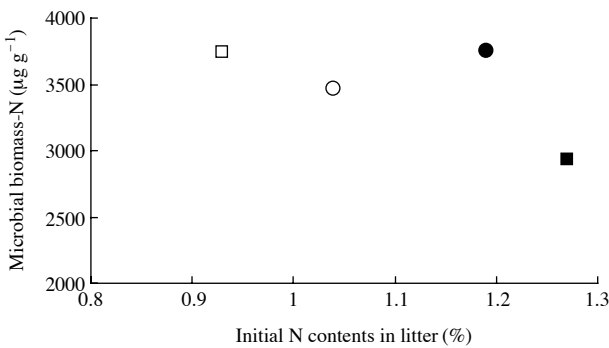


Fig. 8. Correlation between initial N contents in litters and microbial biomass-N on decomposing litter at 192 days after microcosm experiments. Closed symbols are serpentine soil originated litter and open symbols are non-serpentine soil originated litter. Circles are *M. sinensis* var. *purpurascens* and tetragon are *A. hirta*.

증가는 나타나지 않았으며, 분해되는 낙엽이 함유하고 있던 중금속은 낙엽에 상당히 안정적으로 잔류하는 특징을 잘 보여주었다.

분해되는 낙엽으로부터의 CO₂ 발생은 분해 초기에 큰 값을 나타낸 뒤 점차 감소하는 경향을 보였다. Microbial biomass-C는 낙엽분해 시작 60일 이후에 그 증가가 현저히 둔화하는 경향이였다. 낙엽의 분해 중 낙엽 내 누적 microbial biomass-C와 발생한 CO₂의 누적량은 뚜렷한 양의 상관관을 나타낸다.

낙엽분해에 있어서 분해 미생물의 양, 미생물 활성(호흡) 그리고 낙엽 분해량 사이에는 분명한 양의 상관관을 나타내었다(Fig. 7). 그러나 사문암 지역 낙엽에서의 미생물량과 호흡과의 관계는 비사문암 지역의 낙엽에서 보다 빠른 증가율을 보였다. 이는 중금속에 의한 영향으로서 미생물 군집의 중금속에 대한 스트레스가 호흡량의 증가로 나타났기 때문으로 판단된다(Odum 1985; Chan-

der and Brookes 1991a; Bardgett and Saggar 1994; Insam *et al.* 1995).

일반적으로 낙엽 내의 총 질소 양은 분해과정 중 증가하는데(Nicolardot *et al.* 2001) 이는 낙엽 분해에 작용하는 미생물의 증가와 그로 인한 질소의 immobilization 때문이다(Koenig and Cochran 1994). Constantinides and Fownes (1994)는 N 함량이 낮은 낙엽은 분해 중 microbial biomass-N과 음의 상관관계를 나타낸다고 보고하였다. 본 실험 결과에서도 분해 초기 낙엽의 N 함량과 분해 192일 후의 낙엽 내 microbial biomass-N은 음의 상관관을 나타냈다(Fig. 8).

본 연구 결과는 사문암의 성인에 기인한 사문암 토양의 높은 중금속 함량은 식물 체내로 흡수되고 낙엽에 잔류하여 그 분해를 억제하는 현상을 분명히 나타내 주었다. 이들 중금속의 낙엽 분해에 미치는 영향은 낙엽의 분해율을 낮추며, 낙엽 분해에 따라 낙엽 내 중금속함량의 상대적 증가는 미생물 군집에 대한 생리적 스트레스를 유발하여 호흡은 늘리지만 낙엽의 분해율은 저해하였다. 이러한 중금속의 작용은 낙엽의 유기화학적 조성의 차이에서 생기는 분해율의 차이를 넘어서는 것으로 판단된다. 따라서 토양 내의 중금속은 식물의 성장에 대한 억제 효과뿐 아니라 식물체 내의 중금속 함량을 높여 낙엽의 분해와 같은 물질 전형 속도를 상당히 늦출 것으로 예상된다.

참 고 문 헌

- 김명희, 민일식, 송석환. 1997. 사문암 지역에서 생육하는 대나물(*Gypsophila oldhamiana*)의 중금속 함량. 한국생태학회지. 20:385-391.
- 김용범. 1998. 안동 사문암 지역의 식생구조에 관한 연구. 중

- 양대학교 이학박사학위논문.
- 옥용식, 김시현, 김대연, 이한나, 임수길, 김정규. 2003. 광산 인근 토양의 중금속 오염에 따른 식물정화기술의 적용성 탐색. 한국토양비료학회지. 36:323-332.
- 이수연, 이인숙. 1996. 미나리 (*Oenanthe stolonifera*)의 Cd, Zn의 흡수능과 내성에 관한 연구. 한국생태학회지. 19:519-527.
- Bagali R, F Monaci and C Agnorelli. 2003. Oak leaves as accumulators of airborne elements in an area with geochemical and geothermal anomalies. Environ. Pollut. 124:321-329.
- Bardgett RD and S Sagar. 1994. Effects of heavy metal contamination on the short-term decomposition of labelled [¹⁴C] glucose in pasture soil. Soil Biology and Biochemistry 26: 727-733.
- Berg B. 1984. Decomposition of root litter and some factors regulating the process of long term root litter decomposition in Scots pine forest. Soil Biology and Biochemistry 16:609-617.
- Berg B, M Berg, P Bottner, E Box, A Breymeyer, RC de Anta, MM Couteaux, A Gallardo, A Escudero, W Kartz, M Madeira, E Malkonen, C McClaugherty, V Meentemeyer, F Munoz, P Piussi, J Remacle and AV de Santo . 1993. Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. Biogeochemistry 20:127-159.
- Berg B, G Ekbohm, B Soderstrom and H Staaf. 1991. Reduction of decomposition rates of Scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. Water, Air and Soil Pollution 59:165-177.
- Berg B and R Laskowski. 2006. Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover. Advances in ecological research 38. Elsevier Academic Press, pp.104-114.
- Berg B and McClaugherty C. 2003. Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration. Springer. pp.203-212.
- Brooks RR. 1987. Serpentine and its vegetation. A multi-disciplinary approach. Dioscorides Press. Portland, Oregon.
- Chander K and PC Brookes. 1991. Microbial biomass dynamics during decomposition of glucose and maize in metal-contaminated soils. Soil Biology and Biochemistry 23:917-925.
- Constantinides M and JH Fownes. 1994. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plant: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. Soil Biology and Biochemistry 26:49-55.
- Cotrufo MF, AV de Santo, A Alfani, G Bartoli and A de Cristofaro. 1995. Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. woods. Environmental Pollution 89:81-87.
- Coughtrey PJ, CH Jones, MH Martin and SW Shales. 1979. Litter accumulation in woodlands contaminated by Pb, Zn, Cd, and Cu. Oecologia 39:51-60.
- Dahmani-Muller H, F van Oort and M Balabane. 2001. Metal extraction by *Arabidopsis halleri* grown on an unpolluted soil amended with various metal-bearing soilids: a pot experiment. Environmental Pollution 114:77-84.
- Grodzinski W, J Greszta, R Laskowski, M Maryaski and A Rocen. 1990. Effect of the chemical composition of industrial dusts on forest floor organic matter accumulation. Water Air Soil Pollution 53:169-178.
- Hattori J. 1996. Differences in the influence of cadmium on the decomposition of various types of organic materials in soil. Soil Science and Plant Nutrition 42:737-743.
- Heal OW, JM Anderson and MJ Swift. 1997. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: Cadisch G and Giller KE. (Eds.), Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition. CAB International Wallingford, UK. pp.3-45.
- Helrich K. 1990. Official methods of the association of official analytical chemists. AOAC Inc. USA.
- Insam H, TC Hutchinson and HH Reber. 1995. Effects of heavy metal stress on the metabolic quotient of the soil microflora. Soil Biology and Biochemistry 28:691-694.
- Jeon BD and JS Choi. 2006. Effects of elevated cadmium concentration in nutrient solution on growth and cadmium accumulation of young pear tree. Kor. J. Hort. Sci. Technol. 24: 364-369.
- Joergensen RG and PC Brookes. 1990. Ninhydrin-reactive measurements of microbial biomass in 0.5 M K₂SO₄ soil extracts. Soil Biology and Biochemistry 22:1023-1027.
- Kim JM, KC Yang, SK Choi, MH Yeon, JH Shin and JK Shim. 2006. Plant uptake of heavy metals in Andong serpentine soil. Korean J. Environ. Biol. 24:408-415.
- Kim JM and JK Shim. 2008. Toxic effects of serpentine soils on plant growth. J. Ecol. Field Biol. 31:327-331.
- Koenig RT and VL Cochran. 1994. Decomposition and nitrogen mineralization from legume and non-legume crop residues in a subarctic agricultural soil. Biology and Fertility of Soils 17:269-275.
- Laskowski R and B Berg. 1993. Dynamics of mineral nutrients and heavy metals in decomposing forest litter. Scand. J. For. Res. 8:446-456.
- Laskowski R, M Niklinska and M Martanski. 1995. The dynamics of chemical elements in forest litter. Ecology 76:1393-1406.
- McBayer JF and K Cromack Jr. 1980. Effect of snow-pack on oak-litter release in a Minnesota forest. Pedobiologia 20:47-54.
- McEnroe NA and HS Helmisaari. 2001. Decomposition of coniferous forest litter along a heavy metal pollution gradient, south-west Finland. Environmental Pollution 113:11-18.

- Mun HT. 1988. Comparisons of primary production and nutrients absorption by a *Miscanthus sinensis* community in different soils. *Plant Soils* 112:143-149.
- Nicolardot B, S Recous and B Mary. 2001. Simulation of C and N mineralization during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C : N ratio of the residues. *Plant and Soil* 228:83-103.
- Odum EP. 1985. Trends expected in stressed ecosystems. *Bio-science* 35:419-422.
- Ross DJ and GP Sparling. 1993. Comparison of methods to estimate microbial C and N in litter and soil under *Pinus radiata* on a coastal sand. *Soil Biology and Biochemistry* 25:1591-1599.
- Rowland AP and JD Roberts. 1994. Lignin and cellulose fractionation in decomposition studies using acid-detergent fibre methods. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25:269-277.
- Rühling A and G Tyler. 1973. Heavy metal pollution and decomposition of spruce needle litter. *Oikos* 24:402-416.
- Sariyildiz T and JM Anderson. 2003. Interactions between litter quality, decomposition and soil fertility: a laboratory study. *Soil Biology and Biochemistry* 35:391-399.
- Swift MJ, OW Heal, JM Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Vance ED, PC Brookes and DS Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology and Biochemistry* 19:703-707.
- Zimmer M. 2002. Is decomposition of woodland leaf litter influenced by its species richness? *Soil Biology and Biochemistry* 34:277-284.

Manuscript Received: July 27, 2009
Revision Accepted: November 10, 2009
Responsible Editor: Joo-Hwan Kim