

Pb처리에 따른 전동싸리 유식물의 생장적응과 중금속의 조절

박 태 규 · 송 승 달

경북대학교 자연과학대학 생물학과

Regulation of Heavy Metal and Growth Adaptation of *Melilotus suaveolens* Seedlings Treated with Pb

Park, Tae-Gyu and Seung-Dal Song

Department of Biology, Kyungpook National University, Taegu 702-701, Korea

ABSTRACT

Effects of lead(Pb) and calcium(Ca) on growth responses, accumulation of heavy metals and nitrogen fixation activities of *Melilotus suaveolens* seedlings were quantitatively analyzed during growing period. Pb contents of the root treated with 30, 100 ppm Pb and 100 ppm Pb added 100 ppm Ca were 54.1, 90.9 and 26.1 folds higher than that of the control, respectively, at pH 4.2 in 28th days, and heavy metal content of plant increased with increasing of pH and Pb concentration. The melilot plant was classified as a Pb accumulator by higher accumulation of Pb in shoot than that of root. Pb treatments resulted in inhibition of height and chlorophyll content, and Ca treatment increased height and chlorophyll content insignificantly at pH 4.2 in 28 days. The plant biomass reduced 49, 60 and 54% at pH 4.2 and 47, 53 and 50% at pH 6.5, respectively, by 30, 100 ppm Pb and 100 ppm Pb added 100 ppm Ca treatment. Specific nitrogen fixation of nodules reduced 68.4% and 46.6% by 100 ppm Pb treatment and 3.7% and 24.9% by 100 ppm Pb added 100 ppm Ca at pH 4.2 and pH 6.5, respectively, so Ca inhibited significantly Pb activity and toxicity in acidic pH. Nodule formation were reduced to 33, 33 and 50% at pH 4.2 and 50, 33 and 38% at pH 6.5 by 30, 100 ppm Pb and 100 ppm Pb added 100 ppm Ca, respectively.

Key words : pH, Pb, Ca, *Melilotus suaveolens*, Growth, Nitrogen fixation, Heavy metal.

서 론

환경오염물질 중에서 중금속류는 급격한 공업화 과정의 산업폐기물로 인해 생성되어 생물농축을 통해 생태계를 교란시키게 되는데 (Lagerweff 1971), 대기나 토양을 통한 중금속 오염은 식물의 생장을 저해하고, 나아가 인간의 건강에도 심각한 영향을 미치게 된다. 이에 금속 처리에 대한 식물체의 생리적인 특성에 대한 연구가 진

행되었는데, 중금속에 대한 초본성 식물체의 반응은 대체로 이온의 흡수저해 (Page *et al.* 1972)와 측근과 뿌리의 건량감소 (Kelly *et al.* 1979) 및 엽록소 함량의 감소 (Foy *et al.* 1978)로 나타나며, 중금속의 종류와 식물종에 따라 흡수와 식물체 반응은 차이를 보이고, 토양의 중금속 농도가 증가하면 식물체내 축적량은 증가되었다 (Pietz *et al.* 1978). 중금속 독성은 먼저 뿌리생장 저해로 나타나는데 (Kahle 1993), 뿌리 축적보다는 지상부 이동차단이 중요하고 (Baker *et al.* 1994), 지상부로

* 본 연구는 1997년도 교육부 기초과학육성연구비 (BSRI-97-4404)의 지원에 의해 수행되었음.

이동은 중금속의 식물체내 역할에 따라 차이를 보인다 (Hardiman *et al.* 1984). 중금속 중에서 납은 페인트, 건전지, 유약 염료, 안료, 제련소 및 배기ガ스로 배출되어 도로변 및 도심 오염원이 되고 있고, 뿌리나 잎을 통해 식물체에 축적되는데, 납으로 오염된 지역에서 생장을 보이는 식물은 중금속 내성을 나타낸다고 할 수 있다 (Lagerwerff and Specht 1970). 자연토양에서 Pb는 10.0~15.4 ppm 정도 함유되어 있으나, 공단과 제련소 주변에서는 각각 110 ppm과 728.8 ppm까지 보고되었고, 공단지역 가로수에서는 120 ppm으로 높은 축적률을 보이므로 (김과 양 1985, 박 등 1993), Pb는 공단이나 도심지의 심각한 토양오염원이고, 신경계 장애유발 등 인체에 유해한 원소라 할 수 있다 (Ho and Tai 1988).

최근 환경문제와 더불어 파괴된 생태계에 대한 관심이 고조되면서 공단지역 (이와 송 1985), 제련소 (김과 양 1985), 광산 (이 등 1996), 도심지 (박 등 1993) 및 농경지 (김 등 1996) 등 다양한 중금속환경에서 식물체의 중금속 축적에 관한 연구가 진행되었고, 토양 환경개선과 식물체를 이용하는 방안이 대두되고 있다 (Wong and Bradshaw 1982, 조와 김 1995). 특히 콩과식물의 환경적응에 관한 관심이 집중되어 Hg와 Cd 등 중금속 처리에 따른 영향을 보고한 바 있다 (박과 송 1996, 송 등 1997). 이와 같이 환경오염과 더불어 다양한 중금속에 대해 내성을 가지는 콩과식물의 생장양상과 식물체를 통한 중금속의 제거효과에 대한 연구는 절실히 하겠다.

따라서 나지나 파괴지 등에 출현하여 초기 천이과정을 주도하고, 파괴지와 오염지에서 자생력을 가지는 전동싸리 (고와 배 1994) 유식물을 대상으로 산업발전과 도시를 중심으로 발생량이 증가되는 Pb를 처리하였을 때, 식물체의 생장반응과 식물체내 중금속의 축적정도 및 근류의 질소고정 활성의 변화를 분석하여 Pb환경오염에 대한 식물체의 생장적응 양상을 밝히고자 하였다.

재료 및 방법

식물체의 생육조건과 중금속처리

자생지에서 채종한 전동싸리 (*Melilotus suaveolens* Ledeb.) 종자는 0.1% $HgCl_2$ 에 10분간 표면살균하여 30°C 항온기에서 48시간 빌아시킨 후 직경 18 cm, 높이 20 cm 화분에 5개체씩 이식하여 생육환경과 유사한 상태를 점검하기 위해 사경재배 (모래:버미큘라이트 = 3:

1)를 실시하였다. 생장실의 광도와 광주기는 20,000 lux, 명암 14/10 시간으로 조절하였고, 온도와 상대습도는 각각 $25 \pm 5^\circ C$ 와 70%로 유지하였다. 이식한 전동싸리 유식물은 두 그룹으로 나누어 무질소 Hoagland 배양액을 pH 4.2 와 6.5로 분리하여 각 화분당 1주일에 2회 100 ml씩 공급하였다. 14일간 사경재배한 전동싸리 유식물은 Pb ($PbCl_2$)의 영향을 정량적으로 분석하기 위해 각각 0, 30, 100 ppm 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca을 3 일 간격으로 100 ml씩 처리하여 생장시켰다. 각 처리구는 처리 후 14일과 28일째 생장이 균일한 3개 식물체를 채취하여 분석에 이용하였다.

식물체의 생장, 중금속 및 질소고정분석

식물체는 신장생장을 측정한 후 엽록소함량은 DMSO 5 ml에 침적시켜 흡광도를 측정하고 Arnon식으로 환산하였다 (Arnon 1949). 뿌리를 세척한 식물체는 각 기관별로 분리하여 생체량을 측정한 후 70°C 건조기에서 3 일간 건조시켜 건량을 측정하여 비교분석하였다. 중금속은 1N HNO_3 로 추출하여 Jobin Yvon Emission (JY 38 plus) 유도결합플라즈마 (ICP, induced coupled plasma) 220.353 nm 파장으로 측정하였다 (박과 송 1996). 질소고정 활성은 근류를 채집하여 10 mL vial에 넣고 30°C에서 20분간 전처리한 후 10% 아세틸렌 (C_2H_2)을 주입하여 1시간 배양하고, 시료 0.5 mL를 채취하여 Porapak R Column (182 cm × 0.32 cm)을 이용한 Shimadzu 8A Gas Chromatograph에서 불꽃 이온화 검출기 (FDI)에 의해 환원된 에틸렌 (C_2H_4)량을 정량하여 질소고정 활성을 분석하였다 (Patterson *et al.* 1979).

결 과

중금속의 흡수와 식물체내 분배

pH 4.2와 6.5에서 Pb로 처리했을 때 각 기관별 중금속 함량의 축적은 Fig. 1과 같다. 처리한 중금속은 뿌리, 줄기, 잎 순으로 축적되었으며, 30과 100 ppm 배양액으로 10회 처리했을 때 식물체 축적량도 증가하여 pH 4.2에서 처리 28일째 대조구의 잎, 줄기 및 뿌리의 Pb축적량은 각각 20.2, 19.6 및 17.8 $\mu g/g$ dr. wt. 였고, 30 ppm에서는 각각 571.5, 625.7 및 962.1 $\mu g/g$ dr. wt. 였으며, 100 ppm 배양액 처리시는 각각 605.5, 1201.7

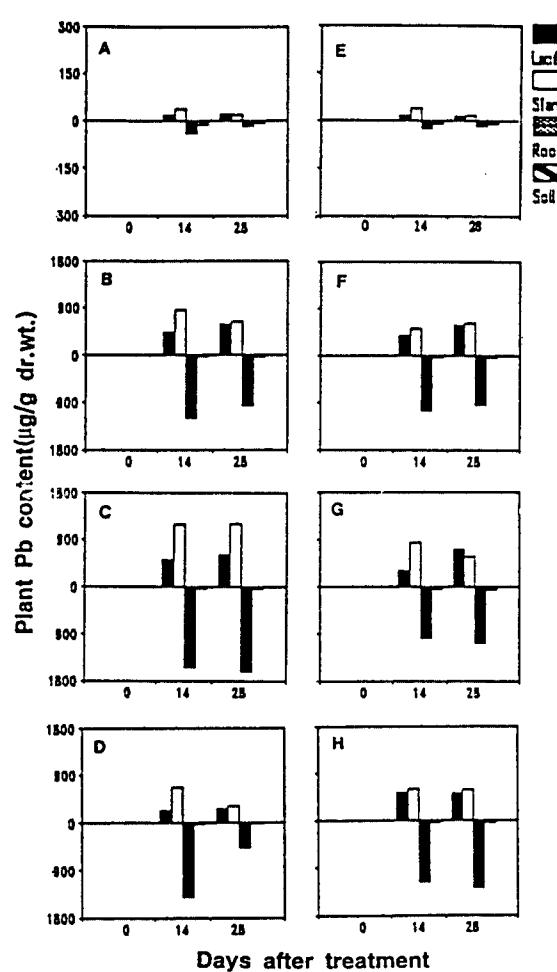


Fig. 1. Accumulation of Pb in the roots, stems and leaves of *M. suaveolens* seedlings treated with 0(A, E), 30(B, F) and 100 ppm(C, G) Pb and 100 ppm Pb added 100 ppm Ca(D, H) by pH 4.2(A, B, C, D) and pH 6.5 (E, F, G, H).

및 1617.3 $\mu\text{g/g}$ dr. wt. 였으나, 100 ppm Pb+100 ppm Ca 배양액 처리시는 각각 260.2, 315.2 및 465.4 $\mu\text{g/g}$ dr. wt.로 Ca처리시 Pb의 흡수와 식물체내 축적은 현저히 감소하였다. pH 6.5에서도 Pb처리에 따른 식물체의 축적은 pH 4.2 처리시와 유사한 경향을 보였으나 100 ppm Ca을 첨가하였을 때 식물체의 Pb함량은 현저한 차이를 보이지 않아 pH가 낮을수록 Pb의 흡수가 증가되었다.

Pb처리에 따른 전동싸리의 생장반응

신장생장의 변화는 Table 1에 나타난 바와 같이 처리 28일째 0, 30, 100 ppm Pb 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리구의 신장생장은 pH 4.2와 6.5에서 각각 7.1, 6.0, 5.6 및 6.0 cm와 6.8, 5.1, 4.9 및 5.1 cm로 Pb 처리농도가 증가할수록 신장생장이 억제되었고, Ca처리에 따른 신장생장의 회복은 미약하였다. Pb처리에 따른 생육단계별 엽록소함량의 변화는 유식물의 생장과 더불어 증가하였고, 중금속 처리에 따른 감소현상이 현저하여 0, 30, 100 ppm Pb 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca 처리 28일째 pH 4.2와 6.5는 각각 2.58, 2.28, 1.98 및 1.85 mg/g fr. wt. leaf와 2.64, 2.16, 2.04 및 1.92 mg/g fr. wt. leaf였다.

식물체의 각 기관별 생체량의 변화는 Table 2와 같이 Pb처리농도가 증가할수록 생체량은 현저한 감소를 보여 28일째 대조구의 잎, 줄기, 뿌리 및 근류량은 pH 4.2와 6.5에서 각각 152, 60, 28 및 6 mg/plant와 147, 52, 29 및 6 mg/plant였고, 30 ppm 처리시는 각각 85, 35, 20 및 2 mg/plant와 79, 36, 21 및 3 mg/plant였으며, 100 ppm 처리시는 각각 58, 28, 14 및 2 mg/plant와 62, 32, 21 및 2 mg/plant를 나타내었는데, 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리시 pH 4.2와 6.5는 각각 72, 31, 19 및 3 mg/plant와 73, 30, 21 및 2 mg/plant로 Ca처리시 Pb의 독성이 완화되어 생장이 다소 촉진되었다.

중금속의 식물체 각 기관별 축적량과 생체량의 지하부에 대한 지상부의 비율 (T/R ratio)과 광합성 기관과 비광합성기관의 비율 (F/C ratio)은 Table 3에 나타난 바 같다. 지하부에 대한 지상부의 비율은 Pb처리 28 일째 0, 30, 100 ppm 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리구는 pH 4.2의 경우 각각 5.10, 5.00, 5.50 및 4.84였고, pH 6.5는 각각 4.55, 4.21, 4.36 및 4.27이었으며, 처리 28일째 광합성기관의 비율은 pH 4.2와 6.5에서 각각 1.07~1.35과 1.03~1.17로 Pb처리농도가 증가할수록 T/R과 F/C비가 감소되었다. 지하부의 중금속 함량이 높음에도 불구하고 식물체의 지상부 생장촉진으로 인해 지상부 비율은 처리 28일째 pH 4.2와 6.5에서 각각 3.28~6.75와 2.02~4.15로 높은 값을 나타내었고, Pb처리 농도에 따라 감소하였다. 광합성기관의 중금속 축적 비율은 pH 4.2에서 0, 30, 100 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리 28일째 각각 1.52, 0.95, 0.51 및 0.63으로 Pb 처리농도에 따라 급격히 감소하였으나 Ca처리로 광합성기관은 다소 증가하였다.

중금속처리에 따른 근류형성과 질소고정 활성

Table 1. Changes of height growth(cm, mean value \pm SD) and chlorophyll content(mg chl. · g fr. wt. leaf $^{-1}$, mean value \pm SD) of *M. suaveolens* seedlings treated with 0, 30, 100 ppm Pb and 100 ppm Pb added 100 ppm Ca

Treatments	Plant height(cm, mean value \pm SD)					
	pH 4.2			pH 6.5		
	0	14	28	0	14	28
0 ppm Pb	2.0 \pm 0.3	3.7 \pm 0.5	7.1 \pm 0.7	2.0 \pm 0.3	4.3 \pm 0.4	6.8 \pm 0.7
30 ppm Pb	2.0 \pm 0.3	3.6 \pm 0.4	6.0 \pm 0.7	2.0 \pm 0.3	3.7 \pm 0.4	5.1 \pm 0.6
100 ppm Pb	2.0 \pm 0.3	2.7 \pm 0.3	5.6 \pm 0.5	2.0 \pm 0.3	3.7 \pm 0.3	4.9 \pm 0.5
100 ppmPb+100 ppmCa	2.0 \pm 0.3	3.4 \pm 0.3	6.0 \pm 0.5	2.0 \pm 0.3	4.0 \pm 0.3	5.1 \pm 0.6

Treatments	Chlorophyll content(mg chl. · g fr. wt. leaf $^{-1}$, mean value \pm SD)					
	pH 4.2			pH 6.5		
	0	14	28	0	14	28
0 ppm Pb	1.10 \pm 0.01	1.91 \pm 0.07	2.58 \pm 0.13	1.10 \pm 0.01	1.85 \pm 0.08	2.64 \pm 0.17
30 ppm Pb	1.10 \pm 0.01	1.61 \pm 0.06	2.28 \pm 0.12	1.10 \pm 0.01	1.45 \pm 0.09	2.16 \pm 0.14
100 ppm Pb	1.10 \pm 0.01	1.50 \pm 0.06	1.98 \pm 0.09	1.10 \pm 0.01	1.20 \pm 0.07	2.04 \pm 0.11
100 ppmPb+100 ppmCa	1.10 \pm 0.01	1.43 \pm 0.05	1.85 \pm 0.08	1.10 \pm 0.01	1.17 \pm 0.05	1.92 \pm 0.09

Table 2. Changes of fresh weight(mg /plant) in each organ of *M. suaveolens* seedlings treated with 0, 30, 100 ppm Pb and 100 ppm Pb added 100 ppm Ca

Pb treatment	0 ppm			30 ppm		100 ppm		100 ppm Pb +100 ppm Ca	
Days	0	14	28	14	28	14	28	14	28
pH 4.2									
Leaf	11 \pm 0.9	36 \pm 3.5	152 \pm 12.4	34 \pm 3.1	85 \pm 7.5	29 \pm 3.2	58 \pm 5.6	36 \pm 3.9	72 \pm 6.8
Stem	3 \pm 0.1	12 \pm 1.1	80 \pm 9.1	11 \pm 1.5	34 \pm 3.2	10 \pm 1.6	28 \pm 2.4	12 \pm 1.2	31 \pm 2.9
Root	5 \pm 0.2	13 \pm 1.1	28 \pm 3.1	10 \pm 0.7	20 \pm 2.4	9 \pm 0.8	14 \pm 1.2	10 \pm 1.1	19 \pm 2.1
Nodule	1 \pm 0.1	2 \pm 0.1	6 \pm 0.3	2 \pm 0.1	2 \pm 0.1	1 \pm 0.1	2 \pm 0.1	2 \pm 0.1	3 \pm 0.2
pH 6.5									
Leaf	11 \pm 0.9	32 \pm 3.3	157 \pm 16.1	27 \pm 2.9	79 \pm 8.1	25 \pm 2.2	61 \pm 5.9	28 \pm 3.1	73 \pm 8.1
Stem	3 \pm 0.1	12 \pm 1.1	53 \pm 5.4	10 \pm 1.1	36 \pm 3.7	8 \pm 0.9	32 \pm 3.5	11 \pm 0.9	30 \pm 3.2
Root	5 \pm 0.2	14 \pm 1.2	29 \pm 3.2	8 \pm 0.9	21 \pm 2.3	7 \pm 0.8	21 \pm 2.3	7 \pm 0.6	21 \pm 2.0
Nodule	1 \pm 0.1	2 \pm 0.2	6 \pm 0.7	2 \pm 0.1	3 \pm 0.2	1 \pm 0.1	2 \pm 0.2	2 \pm 0.1	2 \pm 0.1

Table 3. Changes of F/C and T/R ratios of Pb content and biomass of *Melilotus suaveolens* seedlings treated with 0, 30 and 100 ppm Pb and 100 ppm Pb added 100 ppm Ca

Concentration (ppm)	T/R ratio				F/C ratio			
	Heavy metal		Biomass		Heavy metal		Biomass	
			Days after treatment					
pH 4.2	14	28	14	28	14	28	14	28
Pb 0	2.01	6.75	3.30	5.10	0.67	1.52	1.41	1.35
30	1.94	3.39	3.84	5.00	0.64	0.95	1.42	1.19
100	1.72	3.28	3.45	5.50	0.53	0.51	1.34	1.07
100+Ca100	1.04	3.46	3.85	4.84	0.34	0.63	1.48	1.09
pH 6.5								
Pb 0	3.11	4.15	3.04	4.55	0.61	1.10	1.16	1.17
30	1.63	3.00	3.45	4.21	0.66	0.66	1.21	1.06
100	1.61	2.95	3.18	4.36	0.45	1.00	1.29	1.03
100+Ca100	1.75	2.02	3.15	4.27	0.76	0.68	1.16	1.07

Pb처리에 따른 전동싸리 유식물의 질소고정 비활성, 근류 형성량 및 총질소고정량은 Fig. 2와 같다. Pb처리 시 질소고정 비활성의 변화는 농도 증가에 따라 감소하여 0, 30, 100 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리 28일째 pH 4.2에서 각각 117.6, 53.6, 37.4 및 113.3 $\mu\text{mole C}_2\text{H}_4 \cdot \text{g fr. wt. nodule}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 였고, pH 6.5에서는 각각 143.9, 112.1, 76.8 및 108.1 $\mu\text{mole C}_2\text{H}_4 \cdot \text{g fr. wt. nodule}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 로 30과 100 ppm Pb 처리시 pH 4.2와 6.5는 각각 대조구의 45.7과 31.6% 및 77.9와 53.4%로 Pb처리시 질소고정 비활성의 억제가 현저하였으나, Ca 처리시 pH 4.2와 6.5는 각각 대조구의 96.3과 75.1%로 활성의 회복을 보였다. 근류형성량의 변화는 Pb처리농도가 증가할수록 근류형성이 억제되어 pH 4.2에서 처리 28일째 30, 100 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리구는

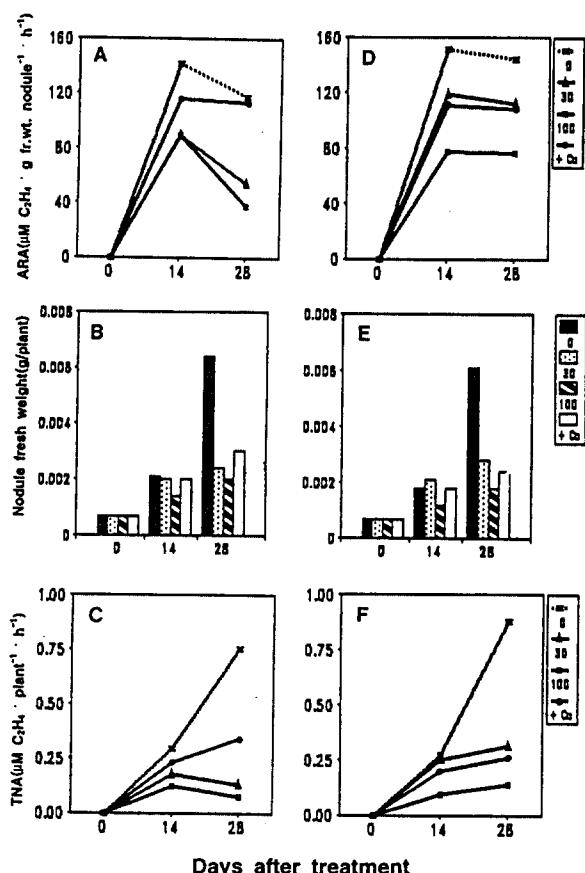


Fig. 2. Changes of specific nitrogen fixation activity (ARA; A, D), nodule fresh weight (B, E) and total nitrogen fixation activity (TNA; C, F) of *M. suaveolens* seedlings treated with 0, 30 and 100 ppm Pb and 100 ppm Pb added 100 ppm Ca, respectively, by pH 4.2 (A, B, C) and pH 6.5 (D, E, F).

각각 대조구의 37.5, 31.3 및 46.9%였고, pH 6.5에서는 각각 대조구의 45.9, 29.5 및 39.3%로 100 ppm Pb처리 시 근류의 형성은 현저하게 억제되었으며, Ca처리시 근류형성은 회복되었고 pH가 낮을수록 촉진되었다. 근류의 총질소고정 활성은 중금속 처리 농도가 증가함에 따라 현저한 차이를 보여 pH 4.2에서 Pb처리 28일째 30, 100 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리구는 각각 대조구의 17.2, 9.9 및 45.2%였고, pH 6.5에서는 각각 대조구의 35.8, 15.7 및 29.6%로 Ca처리로 인해 질소고정계는 크게 회복되었다.

고찰

Pb처리에 따른 식물체 각 기관별 중금속 함량은 처리 농도 증가에 비례하여 중금속 함량의 증가를 보여 pH 4.2에서 30 ppm Pb처리 28일째 잎, 줄기 및 뿌리의 중금속 축적량은 각각 대조구의 28.3, 31.9 및 54.1배였고, 100 ppm Pb에서는 각각 대조구의 30.0, 61.3 및 90.9배로 뿌리의 축적량이 현저하게 높았다. 이는 폐광지 식물체의 중금속 축적이 지하부에 집중되었다는 보고와 유사한 결과였다 (이 등 1996). 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리시 잎, 줄기 및 뿌리는 각각 대조구의 12.9, 16.1 및 26.1배로 Ca처리로 인해 Pb흡수가 현저하게 억제되었는데, 이는 Medicargo sp. 와 Soy-a-bean cultivar에서도 유사한 결과였다 (Robson and Loneragan 1970, Heenan and Carter 1975). pH 6.5에서도 Pb처리에 따른 중금속 함량은 pH 4.2 처리시와 유사한 경향을 보였으나, pH가 낮을수록 Pb의 흡수가 증가되었고, Ca에 의한 Pb흡수가 억제되었다. 이는 뿌리로 흡수되는 Pb는 세포벽의 양이온 교환장소에서 Ca와 경쟁하므로 흡수가 억제된다고 할 수 있다 (Tyler and McBride 1982).

신장생장의 변화는 Pb처리농도가 증가할수록 억제되었고, Ca처리에 따른 신장생장의 회복은 미약하였다. 엽록소 함량의 변화는 유식물의 생장과 더불어 증가되었으나, pH 4.2에서 중금속 처리시 엽록소 함량의 감소가 현저하였는데, 이는 Cd처리시 20~30% 엽록소 함량의 감소를 보인 Bazzaz와 Govindjee (1974)의 보고와 유사하였고, 100 ppm Cd처리 42일째 전동싸리는 대조구에 비해 89% 감소를 보여, Pb처리에 비해 심각한 저해를 보였다 (송 등 1997). Pb처리에 따른 식물체 생체량의 변화는 처리농도가 증가할수록 현저한 감소를 보여 pH 4.2에서 30, 100 ppm Pb 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리구는 처리 28일째 각각 대조구의 51.6, 40.0 및

45.5%였고, 100 ppm 처리시 뿌리는 대조구의 38%로 지상부에 비해 생장이 억제되어 중금속에 의한 최초의 식물체 피해증상은 뿌리신장이 억제된다는 Wong과 Bradshaw (1982)의 보고와 일치되는 결과였다. pH 6.5에서는 각각 대조구의 52.6, 48.3 및 50.3%로, pH가 낮을수록 생장이 억제되었고 Ca처리로 Pb독성이 완화되어 생장이 다소 촉진되었다 (Bakker *et al.* 1994). 이는 AI을 처리한 수수 (sorghum)에서도 Ca결핍으로 인해 생장이 저해되었다는 것과 일치되는 것이다 (Tan *et al.* 1992).

지하부에 대한 지상부의 비율은 광합성기관의 생장촉진으로 초기에 높은 값을 보였고, Pb 처리농도가 증가할수록 지하부의 생장억제가 지상부의 생장을 지연시켜 T/R과 F/C비는 감소하였다. 이는 AI과 Ca처리시에도 유사한 결과를 보였다 (박과 송 1996). 식물체내 중금속 축적량은 지하부의 중금속 함량이 높음에도 불구하고 식물체 지상부의 생장촉진으로 인해 지상부 특히 광합성기관의 중금속 축적비율은 Pb처리농도에 따라 감소하였으나, Ca처리로 다소 증가하였다. Pb는 지하부에 비해 지상부에 높은 축적을 보여 중금속에 대한 식물체의 반응분류 (Baker 1981, Punz and Sieghardt 1993)에 의하면, 전동싸리는 Pb축적식물 (accumulator)로 볼 수 있다.

Pb처리에 따른 균류의 질소고정비활성은 30과 100 ppm Pb처리 28일째 pH 4.2와 6.5는 각각 대조구의 45.7과 31.6% 및 77.9와 53.4%로 질소고정 비활성의 억제가 현저하였으나, Ca처리시 pH 4.2와 6.5는 각각 대조구의 96.3과 75.1%로 활성의 회복을 보였다. Bekker 등 (1994)은 Ca가 결핍된 땅콩에서 질소고정 활성이 억제되었다고 보고하여, Ca가 중금속의 독성을 경쟁적으로 억제하는 것으로 사료된다. 균류형성량의 변화는 Pb처리농도가 증가할수록 균류형성이 억제되어 pH 4.2에서 처리 28일째 30, 100 ppm Pb 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리구는 각각 대조구의 37.5, 31.3 및 46.9%였고, pH 6.5에서는 각각 대조구의 45.9, 29.5 및 39.3%로, Pb처리시 먼저 균류형성이 억제되었고, Ca처리시 균류형성보다 질소고정 활성의 회복이 촉진되었는데, pH가 낮을수록 현저하였다. 균류의 총질소고정 활성은 중금속 처리 농도가 증가함에 따라 현저한 차이를 보여 pH 4.2에서 Pb처리 28일째 30, 100 ppm Pb 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리구는 각각 대조구의 17.2, 9.9 및 45.2%였고, pH 6.5에서는 각각 대조구의 35.8, 15.7 및 29.6%로 pH값이 낮을수록 질소고정이 현저

하게 억제되었고, Ca처리시 높은 회복을 보였다. Cd를 처리한 전동싸리는 5%로 이하로 Pb에 비해 현저한 감소를 보였다 (송 등 1997).

적 요

Pb처리에 따른 전동싸리 유식물의 생장반응, 중금속 축적과 질소고정 활성의 조절 및 Ca처리로 인한 식물체의 반응을 조사하였다. 식물체내 중금속 함량은 pH가 낮고 처리농도가 상승할수록 축적량이 증가되어 pH 4.2에서 30과 100 ppm Pb로 28일 처리시 뿌리는 각각 대조구에 비해 54.1과 90.9배로 지하부의 축적량이 현저하였고, 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리시 뿌리는 대조구의 26.1배로 Pb축적을 감소시켰다. 식물체의 중금속 반응에서 Pb는 지상부에 높은 축적을 보여 전동싸리는 Pb축적식물 (accumulator)로 볼 수 있다. Pb처리에 따른 전동싸리의 신장생장과 엽록소 함량은 Pb농도가 증가하고, pH가 산성일수록 억제되었고, Ca처리에 따른 회복은 미약하였다. 생체량의 변화는 pH 4.2에서 30, 100 ppm Pb 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리시 대조구에 비해 각각 49, 60 및 54% 감소되었고, pH 6.5에서는 각각 47, 53 및 50%의 감소를 보여 Ca처리시 pH가 낮을수록 생체량이 다소 증가되었다. 균류의 질소고정 비활성은 100 ppm Pb처리 28일째 pH 4.2와 6.5에서 각각 대조구에 비해 68.4%와 46.6%, 100 ppm Pb+100 ppm Ca는 각각 3.7과 24.9% 감소를 보여 pH가 낮을수록 Pb의 활성억제와 Ca에 의한 Pb독성억제가 현저하였다. 균류형성량은 30, 100 ppm Pb 및 100 ppm Pb+100 ppm Ca처리 28일째 pH 4.2에서는 각각 대조구에 비해 33, 33 및 50%의 저해를 보였고, pH 6.5에서는 50, 33 및 38%의 저해를 보여, Ca처리시 균류형성의 회복은 pH가 낮을수록 촉진되었다.

인 용 문 현

- 고강석, 배정오. 1994. 생태계 복원기술 개발: 생태계 영향평가 개발(III). 환경부 3차년도 보고서 p. 51-118.
 김기현, 김세현, 최영천. 1996. 중금속의 토양오염: 한국 중부지역의 농경지를 중심으로. 자원환경지질 29(6): 725-732.
 김성조, 양한승. 1985. 제련소 인근 지역의 토양 및 수답 체 중 중금속 함량에 관한 조사연구. 한토비지 18(4): 336-347.

- 박상윤, 유광식, 류석환. 1993. 울산시 및 인근지역 도로변의 은행잎과 토양에 포함된 중금속 함량에 관한 연구. 울산대 환경연구논문집 1: 41-48.
- 박태규, 송승달. 1996. 중금속처리에 따른 2년생 전동싸리의 생장과 개화조절. 환경과학논문집 10: 25-34.
- 송승말, 정화숙, 노광수, 송종석, 박태규. 1997. 전동싸리의 생장과 질소고정 활성에 미치는 카드뮴의 영향. 한국생태학회지 20(1): 35-41.
- 이서래, 송기준. 1985. 온산공단 주변토양의 중금속농도 조사. 한국환경농학회지 4(2): 88-94.
- 이재영, 이인호, 이순영. 1996. 금속 폐광산 주변의 토양, 식물 및 하천의 중금속오염에 대한 지화학적 연구. 달성 및 경산광산. 자원환경지질 29(5): 597-613.
- 조도순, 김준호. 1995. 수종 초본식물의 중금속 내성에 관한 연구. 한국생태학회지 18: 147-156.
- Arnon, D.I. and C.M. Johnson. 1949. Influence of hydrogen ion concentration on the growth of higher plants under controlled conditions. Plant Physiol. 17: 525-539.
- Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders strategied in the response of plants to heavy metals. J. Plant Nutri. 3: 643-654.
- _____, R.D. Reeves and A.S.M. Hajar. 1994. Heavy metal accumulation and tolerance in british populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J and C. Presl(Brassicaceae). New Phytol. 127: 61-68.
- Bazzaz, M.B. and Govindjee. 1974. Effect of cadmium nitrate on spectral characteristics and light reactions of chloroplasts. Environ. Lett. 6: 1-12.
- Bekker, A.W., N.V. Hue, L.G.G. Yapa and R.G. Chase. 1994. Peanut growth as affected by liming Ca-Mn interactions and Cu plus Zn applications to oxidic samoan soils. Plant and Soil 164: 203-211.
- Foy, C.D., R.L. Chaney and M.C. White. 1978. The physiology of metals in plants. Ann. Rev. Plant Physiol. 29: 511-566.
- Hardiman, R.T., B. Jacoby and A. Banin. 1984. Factors affecting the distribution of cadmium, copper and lead and their effect upon yield and zinc content in bush bean(*Phaseolus vulgaris* L.). Plant Soil 81: 17-27.
- Heenan, D.P. and O.G. Carter. 1975. Response of two soya bean cultivars to manganese toxicity as affected by pH and calcium levels. Aust. J. Agric. Res. 26: 967-974.
- Ho, Y.B. and K.M. Tai. 1988. Elevated levels of lead and other metals in roadside soil and their use to monitor aerial metal depositions in Hongkong. Environ. Pollut. 49: 37-51.
- Kahle, H. 1993. Response of roots of trees to heavy metals, Environ. Exp. Bot. 33: 99-119.
- Kelly, J.M., G.R. Parker, and W.W. Mcfee. 1979. Heavy metal accumulation and growth of seedlings of five forest species as influenced by soil cadmium level. J. Environ. Qual. 8: 361-364.
- Lagerwerff, J.V. and A.W. Specht. 1970. Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead, and zinc. Environ. Sci. Tech. 4: 583-586.
- _____. 1971. Uptake of cadmium, lead and zinc by radish from soil and air. Soil Science 111: 129-133.
- Page, A.L., F.T. Bingham and C. Nelson. 1972. Cadmium absorption and growth of various plant species as influenced by colution cadmium concentration. J. Environ. Qual. 1: 288-291.
- Patterson, R.F., C.D. Raper Jr. and H.D. Gross. 1979. Growth and specific nodule activity of soybean during application and recovery of a leaf moisture stress. Plant Physiol. 64: 551-556.
- Pietz, R.I., R.J. Vetter, D. Masarik and W.W. McFee. 1978. Zinc and cadmium contents of agricultural soils and corn in north western Indiana. J. Environ. Qual. 7: 381-385.
- Punz, W.F. and H. Sieghardt. 1993. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. Environ. Exp. Bot. 33: 85-98.
- Robson, A.D. and J.F. Loneragan. 1970. Sensitivity of annual Medicago species to manganese toxicity as affected by calcium and pH. Aust. J. Agric. Res. 21: 223-232.
- Tan, K., W.G. Keltjens and G.R. Findenegg. 1992. Calcium-induced modification of aluminium toxicity in sorghum genotypes. J. Plant Nutr. 15: 1395-1405.

- Tyler, C.D. and M.B. McBride. 1982. Influence of Ca, pH and humic acid on Cd uptake. *Plant and Soil* 64: 259-262.
- Wong, M.H. and A.D. Bradshaw. 1982. A comparison of the toxicity of heavy metals using root elongation of rye grass. *New Phytol.* 91:255-261.
(1998년 2월 9일 접수)