

박달나무의 반형매 가계간 Cd Phytoremediation과 축적 특성

오창영¹ · 이재천¹ · 한심희¹ · 김판기²

¹국립산림과학원 산림유전자원부

²서울대학교 기초과학연구원

(2004년 8월 23일 접수; 2004년 8월 31일 수락)

Characteristics of Cd Accumulation and Phytoremediation among Three Half-sib Families of *Betula schmidtii*

Chang-Young Oh¹, Jae-Cheon Lee¹, Sim-Hee Han¹ and Pan-Gi Kim²

¹Department of Forest Genetic Resources, Korea Forest Research Institute, Suwon 441-350, Korea

²The Research Institute of Basic Sciences, Seoul National University, Seoul 151-742, Korea

(Received August 23, 2004; Accepted August 31, 2004)

ABSTRACT

The main purpose of this study was to select a *B. schmidtii* population which has high cadmium tolerance and remediation and to determine the difference of cadmium uptake patterns among populations. One-year-old *B. schmidtii* seedlings were treated with 0, 0.4, 0.8mM CdSO₄ · 3/8H₂O for two months. Cadmium concentrations in different positions of stem and cadmium concentrations and contents of leaves, stems and roots were analyzed. Also soil cadmium concentrations were analyzed. *B. schmidtii* was highest in root and lowest in shoot tip, showing a gradual decrease from root to shoot tip. The shoot to root Cd concentration ratios were over 1.26. It is concluded that *B. schmidtii* has good potential for phytoextraction as a shoot accumulator, which can be used for remediation of cadmium-contaminated areas. But tolerance differs between populations. Therefore *B. schmidtii* should be used as a means of phytoremediation after selection for Cd tolerance is performed.

Key words : phytoremediation, phytoextraction, shoot accumulator, concentration factor

I. 서 론

중금속은 자연적 혹은 인위적인 원인에 의해 토양으로 유입된다. 자연적인 유입은 바위나 토양 광물에 존재하는 것들이 화산활동이나 암석의 풍화에 의해서 이루어지며, 인위적인 유입은 공업화, 산업화에 의한 것으로, 광산, 농약, 비료, 자동차, 제련소 등의 배출에 의해서 이루어진다. 최근 환경 법규의 제정을 통해 산업체에서의 오염원 배출을 규제하고 있지만, 과거에 채광을 하고 버려진 폐광산 지역은 특별한 규제가 없어 중금속 오염 문제가 심각하게 나타난다(Tordoff *et al.*, 2000).

국내에는 전국적으로 약 2,000여개의 휴·폐 광산이 산재되어 있으며, 광미와 광재 그리고 갱도가 그대로 방치되어 있어 인근 지역의 토양이 오염될 가능성이 있다. Jung and Thornton(1996)에 의하면 우리나라의 경우, 남, 아연 광산 지역 표토의 Cd 농도가 40mg/kg에 달하는데, 이것은 Chon and Jung(1991)가 조사한 우리나라의 비 오염지역 토양 중 Cd 농도인 0.2~1.7mg/kg을 상회하는 값이고, 토양환경보전법 상의 토양오염 대책 기준인 4mg/kg보다도 10배나 높은 수치이다. Cd은 비중이 8.6g/cm인 중금속으로 발전소, 연료, 금속 관련 공장, 쓰레기 소각로, 자동차, 시멘트 공장 그리고 인산비료 공장 등에서 발생하고, 강한 독성

과 높은 용해도 때문에 매우 중요하게 고려되고 있다.

중금속은 토양에 오랫동안 잔존하여 식물에 해를 주며(Cunningham et al., 1995), 토양을 구성하는 유기물과 무기물의 변화에 따라 토양의 특성이 변하기 때문에 토양 유기물 및 무기물은 식물의 중금속 축적에 많은 영향을 주게 된다(Alloway, 1995). 또한 토양 중 중금속의 생물학적 이용도, 독성 및 유동성은 중금속의 화학적인 형태, 결합 물질의 종류 및 액상과 고체상에 따라서 달라진다. 예를 들면 토양에 유기물을 첨가할 경우 토양 내 중금속의 생물학적 이용도를 감소시킬 수 있어 오염지 복원을 가능하게 한다(Tordoff et al., 2000).

식물복원법(phytoremediation)은 중금속에 오염된 토양을 정화하고 생태적으로 복구하기 위하여 개발된 기술로 식물을 이용한 친환경적인 토양 정화방법이며, 물리·화학적인 중금속 제거 방법보다 비용이 적게 소요된다는 장점이 있다(Dickinson, 2000). 더구나 목본 식물은 초본 식물과 비교하여 생체량이 크고 생장이 빠르기 때문에 장기적이고 효과적인 토양 정화를 기대할 수 있다(Pulford and Watson, 2003). 최근 식물복원법에 관한 연구는 국내외적으로 활발히 진행되고 있으며, 목본 식물인 자작나무속 및 버드나무속 등의 연구결과(Punshon et al., 1995; Kopponen et al., 2001)와 포플러속 등의 중금속 정화 효과에 대한 연구(Han et al., 2001)가 보고된 바 있다.

폐광 주변의 폐석지에는 비교적 높은 농도의 중금속으로 오염되어 있으며, 식물의 생장을 저해시켜 폐석적치지의 침식, 산사태와 같은 토사 유출, 자연 경관의 부조화, 갭내수의 유출에 의한 토양과 계류 수질의 오염 등과 같은 문제를 발생시킨다(김과 이, 2000). 국내에서는 이러한 폐광지를 친환경적으로 복구하기 위하여 많은 연구를 수행해 왔다. 특히 박달나무는 국내에 산재해 있는 폐 탄광지내 자연 이입된 선구수종으로, 폐석지와 같이 척박한 토양 내 열악한 조건에서도 비교적 높은 내성을 보여 폐 탄광지의 친 환경 복원에 적합한 수종으로 보고되었다(Lee et al., 2002; Lee et al., 2003).

본 연구에서는 박달나무를 오염지 토양 복원에 이용하기 위하여 Cd에 대한 정화 및 내성 능력이 우수한 가계를 선발하고자 하였으며, Cd 처리에 따른 박달나무 가계간의 Cd phytoremediation 효과와 축적 패턴

을 알아보고자 수행하였다.

II. 재료 및 방법

2.1. 공시 수종 및 Cd 처리

본 실험에 사용된 박달나무는 강원도 태백시 소도동에 위치한 폐 탄광지역에서 선발하였으며, 종자는 폐석지내에서 자생하는 박달나무 11개체를 대상으로 채취하였고, 국립산림과학원 산림유전자원부 구내 온실에서 종자를 발아시켜 반형매 차대 묘목을 얻었다(Oh et al., 2004). 11개 차대 1년생 묘목 중 잎, 줄기, 뿌리의 건중량, 상대생장을 등을 고려하여 생장이 우수한 3가계(박달나무 4번, 5번, 9번)를 선정하였다.

Cd 처리 실험에 사용한 묘목은 박달나무 3 가계의 묘목 중 수고(10.0 ± 1.4 cm)가 균일한 개체를 선발하여 인공토양(모래 : 발토양 : 펠라이트 : 버미큘라이트 = 1 : 1 : 1 : 1, v/v/v/v)이 들어있는 화분(H 20cm × W 15cm)에 옮겨 심고 활착시켰다. 실험은 개방된 유리온실의 자연광 조건에서 수행하였으며, 박달나무 묘목을 이식한 후, 실험이 진행되는 동안의 일일 평균온도는 $23.1 \pm 2.1^\circ\text{C}$ 이었고, 일일 평균상대습도는 $74.3 \pm 10.9\%$ 이었다. 실험 설계는 Cd 처리를 하지 않은 대조구와 처리 수준을 달리한 두개의 처리구로 구성하였으며, 가계 및 처리별로 30 개체씩 완전임의배치법으로 배치하였으며, 화분 위치에 따른 효과를 줄이기 위하여 1주일 간격으로 화분을 재배치하였다. 처리 수준은 $\text{CdSO}_4 \cdot 3/8\text{H}_2\text{O}$ 용액을 0.4mM과 0.8mM로 하였으며, 주 1~2회 토양의 건조 상태에 따라서 200ml씩 분주하였다. 처리 기간은 8월부터 9월까지 2개월간 처리하였으며, Cd 처리 이외의 관수는 하지 않았다. 또한 Cd의 유실을 막기 위하여 화분 밑에 접시를 받쳐 실험을 수행하였다.

2.2. Cd 함량 측정

Cd 함량 측정은 건조한 시료를 이용하여, 각 시료 0.5g에 HNO_3 , HClO_4 , H_2SO_4 을 10:4:1의 비율로 섞어 제조한 분해액 15ml를 첨가한 후, 300°C 의 가열판에서 가열 분해하고, 분해액을 증류수를 이용하여 50ml로 희석하여 원자흡광광도계(AA-6401, Shimadzu, Japan)을 이용하여 분석하였다.

토양 중 Cd 함량을 측정하기 위하여 박달나무를

수확한 후, 화분의 토양을 2mm 체를 통과시켜 그늘에서 건조하였다. 건조된 토양 시료 10g에 0.1N HCl 50ml를 첨가하여 1시간 동안 교반한 후 여과하여 여액을 원자흡광도계를 이용하여 분석하였다.

III. 결과 및 고찰

3.1. 주간 위치별 잎 내 Cd 농도

Fig. 1은 주간을 5등분 하여 각 부위별 잎의 Cd 농도를 측정된 결과를 나타낸 것이다. Cd 농도는 뿌리와 가장 가까운 지제부에서 가장 높았고, 정단부로 올라 갈수록 낮아졌다. 0.4mM Cd 처리시 지제부의 Cd 농도는 127mg/kg, 정단부는 45mg/kg이었으며, 0.8mM Cd 처리시 지제부의 Cd 농도는 272mg/kg, 정단부는 89mg/kg로 지제부와 정단부간 약 3배의 농도 차이를 보였다.

시금치와 호밀의 경우, 발생 시기가 오래된 잎에서

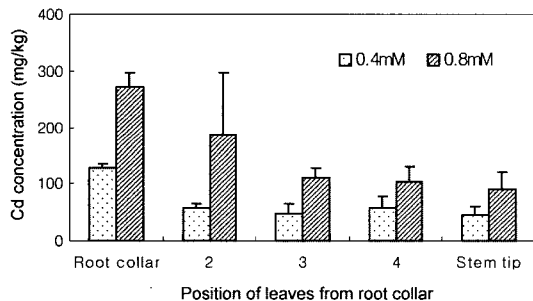


Fig. 1. Cd concentration in the leaves according to the leaf position on the stem of three half-sib families of *B. schmidtii* treated with 0, 0.4, 0.8mM Cd. Each bar represents the mean and standard deviation of 30 replications.

Cd 농도가 높게 나타난다고 보고되었다(McKenna *et al.*, 1993; Krupa and Moniak, 1998). 또한 Cd에 노출된 이후 식물은 항산화 효소뿐만 아니라 중금속 결합 단백질인 phytochelatins(PCs)을 생산하고(Grill *et al.*, 1989), Cd과 PC 결합체를 액포에 저장하게 된다(Zenk, 1996). 따라서 본 연구에서 나타난 바와 같이 생장 초기에 생성된 잎이 오랜 시간 동안 PCs를 합성하여 Cd 농축을 증가시킨 것으로 판단된다.

3.2. 기관별 Cd 농도의 가계간 차이

Table 1은 가계 및 처리별로 기관 간 Cd 농도를 비교한 것이다. 4번 가계의 잎, 줄기, 뿌리내 Cd 농도는 0.4mM Cd 처리시 각각 56mg/kg, 91mg/kg, 134mg/kg으로 나타났고, 0.8mM Cd 처리시 166mg/kg, 187mg/kg, 201mg/kg으로 나타나 뿌리 > 줄기 > 잎의 순으로 농도 분포를 보였다. 5번 가계의 경우, 잎, 줄기, 뿌리의 Cd 농도는 0.4mM Cd 처리시 각각 108mg/kg, 66mg/kg, 176mg/kg으로, 0.8mM Cd 처리시 195mg/kg, 133mg/kg, 198mg/kg으로 나타나 기관별 농도 분포는 0.4mM Cd 처리의 경우, 뿌리 > 잎 > 줄기의 순으로, 0.8mM Cd 처리의 경우, 뿌리 ≒ 잎 > 줄기의 순으로 나타났다. 9번 가계의 경우, 잎, 줄기, 뿌리의 농도는 0.4mM Cd 처리시 각각 87mg/kg, 119mg/kg, 218mg/kg으로 나타났으며, 0.8mM Cd 처리시 228mg/kg, 395mg/kg, 217mg/kg으로 나타나 기관별 농도 분포는 0.4mM Cd 처리시에는 뿌리 > 줄기 > 잎의 순으로 나타났으며, 0.8mM Cd 처리시에는 줄기 > 잎 ≒ 뿌리의 순으로 나타났다. 또한 Cd 처리 농도가 증가함에 따라 각 기관의 Cd 농도는 증가하는 것으로 나타났지만, 4번 가계의 줄기와, 5번 및 9번

Table 1. Mean Cd concentration in leaf, stem and root of three half-sib families of *B. schmidtii* treated with 0, 0.4, 0.8mM Cd. Each data represents the mean and standard deviation of 30 replications. Mean with the same letter are not significantly different at the 5% probability level by the Duncan's multiple range test.

Family number	Cd(mM)	Leaf	Stem	Root
		mg/kg		
No. 4	0.4	56 ± 12 ^b	91 ± 61 ^a	134 ± 30 ^b
	0.8	166 ± 56 ^a	187 ± 83 ^a	201 ± 50 ^a
No. 5	0.4	108 ± 47 ^b	66 ± 13 ^b	176 ± 66 ^a
	0.8	195 ± 67 ^a	133 ± 29 ^a	198 ± 28 ^a
No. 9	0.4	87 ± 30 ^b	119 ± 30 ^b	218 ± 40 ^a
	0.8	228 ± 46 ^a	395 ± 101 ^a	217 ± 54 ^a

가계의 뿌리에서는 Cd 처리 농도의 증가에 따른 체내 축적 농도의 증가가 뚜렷하지 않았다.

Cd은 식물에서 필수원소로 이용되지 않지만, 식물에 흡수되면 이동성이 높기 때문에 모든 조직으로 쉽게 수송된다(Adriano, 1986). Salt et al.(1995)은 증산작용이 Cd의 이동을 유도한다고 제안하였고, Senden and Wolterbeek(1990)은 목부에서의 집단 이동에 의한 Cd 이동은 세포벽 내 음전하를 띄고 있는 그룹과의 양이온 치환에 의해 영향을 받는다고 하였다. 따라서 Cd의 흡수와 이동은 다양한 형태로 나타나게 된다. Cd 흡수는 토양 pH, 유기물, 산화환원 전위 등과 같은 토양 요소에 영향을 받으며, 식물의 체내 이동에 있어서는 식물 종 또는 클론 간에도 차이가 나타난다(Ekval and Greger, 2003). 일반적으로 기관 간 Cd 농도 분포는 뿌리 > 줄기 > 잎의 순으로 나타나는 것으로 알려져 있다(Zornoza et al., 2002). 하지만 본 연구에서는 가계 간에 그리고 처리 농도에 따라서 서로 다른 양상으로 나타나 유전적인 요인에 의해서 상당부분이 좌우되는 것으로 판단된다.

3.3. 기관별 Cd 함량의 가계간 차이

Table 2는 가계 및 처리별로 기관 간 Cd 함량을 비교한 것이다. 4번과 9번 가계에서는 Cd 처리 농도가 증가함에 따라 잎과 뿌리의 Cd 함량도 증가하였지만, 줄기의 Cd 함량은 Cd 처리 농도 간에 차이가 없었다. 5번 가계의 경우에는 Cd 처리 농도가 증가함에 따라서 잎의 함량은 증가하였지만, 줄기와 뿌리의 Cd 함량은 Cd 처리 농도 간 차이가 없었다. Oh et al.(2004)의 연구 결과에서 제시된 바와 같이, Cd 처리 농도가 증가함에 따라서 4번 가계의 잎과 줄기의 생체량은 감소하였고, 5번 가계는 잎의 생체량만이 감

소하였으나, 9번 가계는 생체량이 감소하지 않았다. 4번 가계의 경우 Cd 처리 농도가 증가하면서 뿌리 내 Cd 함량이 증가한 것은 Cd 처리 농도 증가로 뿌리의 생체량은 감소하였음에도 불구하고 뿌리 내 Cd 농도가 증가하였기 때문이다. 한편 줄기와 잎의 생체량 감소에도 불구하고, 줄기와 잎의 Cd 함량이 증가한 것은 뿌리에서 흡수한 Cd이 지상부로 쉽게 이동되었기 때문이다. 특히 5번 가계처럼 뿌리의 Cd 농도는 증가하지 않았으나, 잎과 줄기에서 Cd 농도가 증가한 것은 뿌리에서 흡수된 Cd이 상부로 이동하면서 뿌리 내 Cd 농도가 일정하게 유지되었기 때문이다. 9번 가계의 경우, Cd 농도 증가에 따른 생체량 감소는 없었으며(Oh et al., 2004), 4번 가계와 마찬가지로 뿌리의 Cd 함량은 증가하였다. 하지만 0.4mM 처리시 지상부의 Cd농도는 매우 높았는데, 이것은 생체량에 비해 지상부로 이동한 Cd이 많았기 때문인 것으로 판단된다. 한편 0.4mM Cd 처리구와 0.8mM Cd 처리구의 뿌리 내 Cd 농도는 차이가 없는 것으로 나타나 5번 가계와 마찬가지로 Cd이 지상부로 이동하면서 뿌리 내 Cd 농도가 일정하게 유지되었기 때문이다.

Ekval and Greger(2003)은 광합성 양이 많을수록 수분 이동 속도가 증가하여 Cd 흡수가 증가되는 것으로 보고하였다. 본 연구에서는 9번 가계의 광합성 능력이 4번과 5번 가계에 비하여 높게 나타났는데(Oh et al., 2004), 9번 가계의 기관 내 Cd 농도 및 함량이 높게 나타난 것과 관련이 있는 것으로 판단된다.

3.4. 가계간 Cd 정화 능력

Fig. 2는 지상부와 지하부의 Cd 농도 비를 나타낸 그림이다. 본 연구 결과에서는 모든 시험구에서 지상부와 지하부의 Cd 농도 비율이 1.26정도로 나타났다.

Table 2. Total Cd contents in leaf, stem and root of three half-sib families of *B. schmidtii* treated with 0, 0.4, 0.8mM Cd. Each data represents the mean and standard deviation of 30 replications. Mean with the same letter are not significantly different at the 5% probability level by the Duncan's multiple range test.

Family number	Cd(mM)	mg/seedling				Total
		Leaf	Stem	Root		
No. 4	0.4	0.139 ± 0.089 ^a	0.262 ± 0.063 ^a	0.125 ± 0.028 ^b	0.52 ± 0.074 ^b	
	0.8	0.200 ± 0.072 ^a	0.325 ± 0.132 ^a	0.285 ± 0.099 ^a	0.82 ± 0.264 ^a	
No. 5	0.4	0.083 ± 0.019 ^b	0.285 ± 0.123 ^a	0.211 ± 0.097 ^a	0.56 ± 0.153 ^a	
	0.8	0.141 ± 0.019 ^a	0.318 ± 0.075 ^a	0.296 ± 0.062 ^a	0.75 ± 0.128 ^a	
No. 9	0.4	0.125 ± 0.020 ^b	0.364 ± 0.137 ^a	0.151 ± 0.053 ^b	0.64 ± 0.158 ^b	
	0.8	0.373 ± 0.086 ^a	0.331 ± 0.080 ^a	0.321 ± 0.064 ^a	1.02 ± 0.086 ^a	

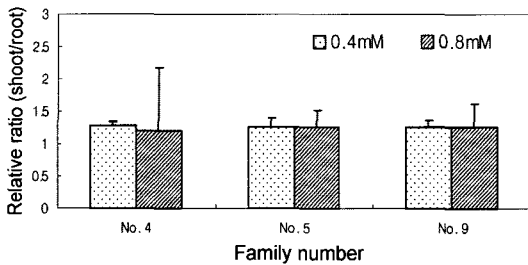


Fig. 2. Relative ratio of shoot to root of Cd concentration of three half-sib families of *B. schmidtii* treated with 0, 0.4, 0.8mM Cd. Each bar represents the mean of 30 replications

지하부의 농도에 대한 지상부의 농도의 비는 뿌리에서의 고정 작용에 관한 지표로서 사용할 수 있으며, 그 값이 1보다 작을 경우에는 Cd는 주로 뿌리에 축적되며 지상부로 이동을 적게 한다(Baker, 1981). 또한 지상부와 지하부의 Cd 농도 비율이 1보다 큰 종은 축적종(shoot accumulator), 1보다 작은 종은 차단종(shoot excluder)을 의미한다. 따라서 본 연구 결과와 같이 박달나무는 뿌리에서 흡수한 Cd를 능동적으로 지상부로 이동시키는 축적종의 경향이 있는 것으로 판단되며, Cd 정화 능력이 우수한 수종으로 알려진 현사나무와 유사한 결과로 나타났다(Han et al., 1998, 2001).

Table 3은 각 가계별 Cd 농도에 따른 토양 내 중금속 농도에 대한 식물체내 중금속 농도의 비 즉, CF(concentration factors)를 나타낸 것이다. 4번 가계의 중금속 농도비는 0.4mM Cd 처리시 2.47, 0.8mM Cd 처리시 2.26으로 나타났으며, 5번 가계의

Table 3. The ratios of heavy metal concentration of plant tissue to that of soil(concentration factors : CF) in which of three half-sib families of *B. schmidtii* treated with 0, 0.4, 0.8mM Cd. Each data represents the mean and standard deviation of 30 replications. Mean with the same letter are not significantly different at the 5% probability level by the Duncan's multiple range test.

Family number	Cd(mM)	CF
No. 4	0.4	2.47 ± 0.351 ^a
	0.8	2.26 ± 0.487 ^{ab}
No. 5	0.4	2.41 ± 0.658 ^{ab}
	0.8	1.78 ± 0.395 ^b
No. 9	0.4	2.89 ± 0.532 ^a
	0.8	2.65 ± 0.326 ^a
		0.0249*

* indicates significance level.

중금속 농도비는 0.4mM Cd 처리시 2.41, 0.8mM Cd 처리시 1.78로 감소하였다. 반면에 9번 가계의 중금속 농도비는 0.4mM Cd 처리시 2.89, 0.8mM Cd 처리시 2.65로 나타났다.

CF값은 토양과 식물체의 중금속 농도비로써, 중금속 흡수 및 축적 능력을 대변하는 지표가 된다(Chamberlain, 1983). 국내 폐광지역에서 조사된 중금속의 농도비는 Han et al.(1998)의 연구결과에서 제시된바 있는데, 현사나무에서 측정된 Cd 농도비는 16.93으로 매우 높았다. 본 연구에서 9번 가계는 CF값이 가장 높았는데, 이것은 다른 가계에 비하여 생장 속도가 적은 반면에 광합성이 빨라 많은 양의 Cd를 흡수할 수 있었기 때문이다. 즉 CF 값을 기준으로 판단할 때, 9번 가계가 토양 중 Cd 정화에 가장 적합할 것으로 나타났지만, 다른 가계에 비하여 생장이 저조하고 피해를 많이 받아 처리 기간이 길어질 경우 고사할 수 있으므로(Oh et al., 2004), Cd 정화를 위한 가계로는 적당하지 않을 것으로 판단하였다. 반면에 4번 가계의 CF값은 고농도에서 약간 감소하는 경향을 보이지만 축적종의 특성을 보이며, Cd 피해를 적게 받고 항산화 효소 활성이 높아(Oh et al., 2004) 토양 중 Cd 정화에 적합한 가계로 판단하였다.

IV. 적 요

Cd 처리에 대한 박달나무의 반향매 차대간의 Cd 흡수 및 이동 패턴을 알아보려고 수행한 결과, 잎의 중간 내 위치에 따른 Cd 농도는 지체부에서 높게 나타나고 정단부로 올라 갈수록 농도가 낮아지는 경향을 보였다. 대체로 식물체내에서 Cd의 농도 분포는 뿌리 > 줄기 > 잎의 순으로 나타났지만, 가계별, 처리별로 상이한 결과가 나타나 가계간 유전적인 요인이 크게 작용한 것으로 판단된다. 모든 가계의 처리구에서 지상부와 지하부의 Cd 농도 비율이 1.26으로 나타나 박달나무는 Cd를 흡수하여 지상부로 보내는 축적종의 경향을 갖고 있는 것으로 판단된다. 또한 토양 중금속 농도와 식물체내 중금속 농도의 비도 가계간 차이는 있지만, Cd를 능동적으로 흡수하여 지상부로 이동시키는 Cd 정화 수종으로 판단된다. 하지만 박달나무는 Cd에 대한 반응이 가계간 다양하므로 토양 중 Cd 정화를 위해 이용할 경우, 정화 능력이 우수한 수종을 선발하는 것뿐만 아니라, 같은 수종 내에서도 내성 능력과 정화능

력이 차이가 있으므로 가계 선발이 필요할 것이다.

인용문헌

- 김재수, 이준우, 2000: 폐탄광지의 훼손산지 및 폐석장이 산림환경보존에 미치는 주요 영향 및 폐탄광지 복구체제에 대하여. 폐탄광지의 환경복원녹화 기술 개발 국제 심포지엄. 217-225pp.
- Adriano, D. C., 1986: *Trace elements in the terrestrial environment*. Springer-Verlag.
- Alloway, B. J., 1995: The origin of heavy metals in soils. *Heavy Metals in Soils*, B. J. Alloway (Eds.), Blackie Academic and professional, 38-57.
- Baker, A. J. M., 1981: Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* **3**, 643-654.
- Chamberlain, A. C., 1983: Fallout of lead and uptake by crops. *Atmospheric Environmental* **17**, 693-706.
- Chon, H. T., and M. C. Jung, 1991: Dispersion of toxic elements in the area covered with uranium-bearing black shales in Korea. *Journal of Korean Institute Mining Geology* **24**, 245-260. (in Korean with English abstract)
- Cunningham, S. D., W. R. Berti, and J. W. Huang, 1995: Phytoremediation of contaminated soil. *Trends in Biotechnology* **13**, 393-397.
- Dickinson, N. M., 2000: Strategies for sustainable woodland on contaminated soils. *Chemosphere* **41**, 259-263.
- Ekvall, L., and M. Greger, 2003: Effects of environmental biomass-producing factors on Cd uptake in two Swedish ecotypes of *Pinus sylvestris*. *Environmental Pollution* **121**, 401-411.
- Grill, E., S. Löffler, E. L. Winnacker, and M. H. Zenk, 1989: Phytochelatins, the heavy-metal binding peptides of plants, are synthesized from glutathione by a specific glutamylcystein dipeptidyl transpeptidase (phytochelatin synthase). *Proceedings of the National Academy of Science* **86**, 6838-6842.
- Han, S. H., K. J. Lee, J. O. Hyun, and D. H. Cho, 1998: Accumulation of heavy metals (Cd, Cu, Zn, and Pb) in five tree species in relation to contamination of soil near two closed zinc - mining sites. *Journal of Korean Forest Society* **87**, 466-474. (in Korean with English abstract)
- Han, S. H., K. J. Lee, and J. O. Hyun, 2001: The Cd and Pb accumulation in various tissues of rooted cuttings of four *Populus* species inoculated with ectomyorrhizal fungi, *Pisolithus tinctorius*. *Journal of Korean Forest Society* **90**, 495-504. (in Korean with English abstract)
- Jung, M. C., and I. Thornton, 1996: Heavy metal concentration of soils and plants in the vicinity of lead-zinc mine, Korea. *Applied Geochemistry* **11**, 53-59.
- Kopponen, P., M. Utrianen, K. Lukkari, S. Suntioinen, L. Karenlampi, and S. Karenlampi, 2001: Clonal differences in copper and zinc tolerance of birch in metal-supplemented soils. *Environmental Pollution* **112**, 89-97.
- Krupa, Z., and M. Moniak, 1998: The stage of leaf maturity implicates the response of the photosynthetic apparatus to cadmium toxicity. *Plant Science* **138**, 149-156.
- Lee, J. C., S. H. Han, S. S. Jang, J. H. Lee, P. G. Kim, J. S. Hur, and K. J. Yum, 2002: Selection of indigenous tree species for the revegetation of the abandoned coal mine lands in Taebaek area. *Korean Journal of Agricultural and Forest Meteorology* **4**, 86-94. (in Korean with English abstract)
- Lee, J. C., S. H. Han, S. S. Jang, P. G. Kim, J. S. Hur, and K. J. Yum, 2003: Physiological tolerance of native tree species in abandoned coal mine spoils. *Korean Journal of Agricultural and Forest Meteorology* **5**, 172-178. (in Korean with English abstract)
- McKenna, I. M., R. L. Chaney, and F. M. Williams, 1993: The effects of cadmium and zinc interactions of the accumulation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach. *Environmental Pollution* **79**, 113-120.
- Oh, C. Y., K. J. Lee, J. C. Lee, and S. H. Han, 2004: Differences in growth and photosynthesis among tree half-sib families of *Betula schmidtii* in response to Cd treatment. *The Korean Journal of Ecology* **27**, 147-153. (in Korean with English abstract)
- Pulford, I. D., and C. Watson, 2003: Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees-a review. *Environmental International* **52**, 259-540.
- Punshon, T., N. W. Lepp, and N. M. Dicinson, 1995: Resistance to copper toxicity in some British willows. *Journal of Geochemical Exploration* **52**, 259-266.
- Salt, D. E., R. C. Prince, I. J. Pickering, and I. Raskin, 1995: Mechanism of cadmium mobility and accumulation in Indian Mustard. *Plant Physiology* **109**, 1427-1433.
- Senden, M. H. M. N., and H. T. Wolterbeek, 1990: Effect of citric acid on the transport of cadmium through xylem vessels of excised tomato stem-leaf systems. *Acta Botanica Neerlandica* **39**, 297-303.
- Tordoff, G. M., A. J. M. Baker, and A. J. Willis, 2000: Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* **41**, 219-228.
- Zenk, M. H., 1996: Heavy metal detoxification in higher plants-a review. *Gene* **179**, 21-30.
- Zornoza, P., S. Vazquez, E. Esteban, M. Fernandez-Pascual, and R. Carpena, 2002: Cadmium-stress in inoculated white lupin: strategies to avoid toxicity. *Plant Physiology and Biochemistry* **40**, 1003-1009.