

카드뮴 오염 토양에 Phytoremediation의 적용 가능성 연구

백경화 · 장운영* · 배범한** · 이인숙†

이화여자대학교 생명과학과, 광운대학교 환경공학과*, 경원대학교 토목환경공학과**

적 요: 본 연구는 어저귀(*Abutilon avicennae*)를 이용한 식물상 복원공법의 가능성과 카드뮴이 식물의 성장에 미치는 독성효과, 오염물과 식물유무에 따른 토양미생물의 활성변화, 카드뮴의 식물체내와 토양에서의 거동에 관한 연구를 실시하였다. 뿌리의 생체량은 90일 후 대조구에 비해 약 4배정도 저해를 받았으며, 지상부의 길이 성장 또한 대조구에 비해 약 3배정도 저해를 받은 것으로 나타났다. 식물내 카드뮴의 축적은 50일째 뿌리> 줄기> 잎의 순서로 축적을 나타냈으나, 90일이 경과된 후 카드뮴 축적은 뿌리>줄기>중자>잎으로 지상부 부분의 카드뮴이 잎에서 중자로 전이가 일어난 것을 볼 수 있다. 카드뮴 오염 유무에 상관없이 식물구는 무식물 구에 비해 미생물 활성도가 높게 나타났고 켈럼 하층부로 내려갈수록 감소하였다. 토양에서의 카드뮴 이동은 관찰되지 않았으며, 초기 가용성 카드뮴의 3.5%가 식물체내로 이동하였음이 관찰되었다.

검색어: 미생물 활성도, 식물상 복원공법, 어저귀, 카드뮴

서 론

카드뮴, 납, 수은 등 중금속 원소들은 자연상태 하에서도 물이나 토양에 널리 분포되어 있으나 그 농도는 일반적으로 매우 낮다. 그러나 산업의 발달과 함께 자연환경이 급속하게 오염되면서 최근에는 많은 지역에서 이들 중금속의 농도가 자연상태보다 2-3배 이상 높게 나타나고 있으며, 심한 경우에는 100배가 넘는 곳도 존재한다. 독일의 경우 군사부지에 대하여 수행된 정밀조사에 의하면 주요오염물질 중 중금속이 14.8%를 차지하였다(Schaefer 1997). 최근 국내의 포사격장에서의 토양내 중금속 오염을 조사한 결과 카드뮴이 비오염지역에 비하여 38배 높게 나타나 카드뮴에 의한 오염이 심각한 것으로 나타났다(김 2002).

카드뮴은 환경에 존재하는 가장 독성이 강한 중금속 중의 하나이다(Wagner 1993). 카드뮴은 ATSDR(American Agency for Toxic Substances and Disease Registry)에 의해 선정된 "priority hazardous substance top ten"에 속하는 오염물질로서 토양에 축적될 시 이동성이 적어 토양생물에게 발암물질, 돌연변이 유발, 기형생물을 형성시키는 등의 독성효과를 나타낸다(Degraeve 1981). 카드뮴은 식물의 뿌리를 통해 쉽게 식물체내로 흡수되고, 다른 기관들로의 이동이 쉽지만(Baker et al. 1994), 고농도의 축적은 식물의 성장에 영향을 미치며, 먹이사슬의 경로를 통해 인체에도 흡수된다(Khan and Khan 1993).

카드뮴을 제거하기 위해 기존의 중금속 오염토양의 처리는 물리화학적 방법에 의존하였으나 이런 방법들은 고비용일 뿐 아니라 토양의 구조를 변형시키고 2차 오염을 발생시킬 수 있다. 반면 식물상 복원공법은 토양으로부터 유해한 오염물질을

제거, 안정화, 무독화 시키는데 식물을 이용하는 것으로 경제적이고 친환경적인 공법이다(Glass 2000). 또한 광범위하게 오염된 지역에서의 중금속 회수를 용이하게 하고, 심미적 안정감을 주는 효과가 있어 선진국에서는 그 연구가 활발하게 진행되어 왔으며, 오염현장에 적용한 사례도 늘고 있다(Cunningham and David 1996). 외국의 경우 1990년대 초부터 중금속을 비롯한 유기화합물 등에 대한 정화식물종의 선별과 정화능의 극대화, 오염현장에서의 적용가능성에 대해 활발히 연구(Salt 1998)가 진행되고 있는 반면 국내의 경우는 중금속으로 인한 토양오염수준과 독성연구(김 등 2002, 조 등 1995)에 국한되어 있으며, 식물상 복원공법에 이용 가능한 야생식물의 선별 연구(장 등 2001, Kang 1998)와 조사식물의 활용에 대한 연구는 미진하다.

본 연구는 장 등(2001)이 선별한 카드뮴에 내성이 강한 어저귀를 대상으로 현장조건을 모사한 온실에 설치한 켈럼에 카드뮴으로 인위오염시킨 토양을 채우고 어저귀를 적용하여 카드뮴의 농도변화를 관측함으로써 식물상 복원공법이 토양내 카드뮴 제거 및 거동에 미치는 영향을 알아보고자 하였다.

재료 및 방법

켈럼실험

어저귀에 의한 카드뮴 오염토양의 정화효과를 알아보기 위하여 켈럼 실험을 다음과 같이 준비하였다. 실험용기로 사용한 켈럼 장치는 PVC 재질의 직경 10 cm, 길이 100 cm의 원통형 관으로 일정한 높이 간격으로 절개하여 깊이별로 시료를 분석함으로써 오염물 이동과 깊이별 뿌리밀도의 관측을 용이하게 하였다. 하부에는 토양의 유실방지와 원활한 수분 배수를 위하여 투과망을

본 연구는 한국과학재단 목적기초연구 2000-2-30900-002-3의 연구비 지원으로 수행되었음.

† Author for correspondence : Phone : +82-2-3277-2375, E-mail : islee@mm.ewha.ac.kr

설치하였다. 실험에 사용한 인공오염 토양은 인근 야산에서 채취한 토양(sandy loam; clay 14.96%, silt 7.84%, sand 77.20%, pH 5.67)을 체로 쳐 큰 입경의 토양을 분리 제거한 후 약 80 mg Cd/kg을 처리하여 인공적으로 오염시켰다. 인공 오염토양을 컬럼 상단부에 20 cm 채우고, 원활한 배수를 위하여 나머지 하단부에는 비오염 야산 토양을 그대로 충전하였으며, 4일간의 안정기간을 거친 뒤, 식물을 이식하였다. 사용된 식물은 파종 후 7일된 유식물 상태의 같은 길이와 생체량을 가지는 어저귀를 선별하여 3개체씩 컬럼에 이식하였다. 또한 자연정화에 의한 오염물 제거와 식물상이식에 따른 효과를 비교하기 위해 무식물 오염구를 설치하여 대조구로 이용하였으며, 각 컬럼은 2반복구로 총 8구를 설치하였으며, 식물 이식 후 50일과 90일 컬럼을 절개하였다.

중금속의 분석

수확 후 식물은 3차 증류수로 수차례 씻은 후 줄기, 잎, 뿌리로 구분하여 각각 70°C 건조기에서 2일간 건조하였다. 건조된 각 조직은 농질산용액을 가하여 microwave(CEM, MDS-2000)에서 분해시켰다. 분해액을 10ml이 되게 희석한 후 Whatman filter paper No. 2로 여과한 다음 원자흡광광도계(Analyst 100 spectrophotometer, PerkinElmer Inc. USA)로 카드뮴 농도를 분석하였다. 중금속 분석방법의 신뢰도는 일본의 NIES(National Institute for Environmental Studies)에서 공인된 표준물질인 No. 10-C(rice)의 분석을 통해 확인하였다.

토양은 균일하게 섞은 후 실온에서 풍건한 후 세가지 추출방법으로 토양내 카드뮴 양을 분석하였다. 가용성 카드뮴은 1 g의 토양을 20 ml의 물로 2시간 왕복진탕한 후 Whatman filter paper No. 2로 여과한 후 원자흡광광도계(Analyst 100 spectrophotometer, PerkinElmer Inc. USA.)로 카드뮴 농도를 분석하였다. 차환성 카드뮴은 토양 1g에 25 ml의 1N ammonium acetate를 넣고 30분간 진탕한 후 가용성 카드뮴과 같은 방법으로 분석하였다. 토양내 총 카드뮴은 토양 1g에 왕수(aqua regia, 65% HNO₃ 1ml + 37% HCl 3ml, v/v) 4ml을 가한 후, microwave에서 분해시킨 후

10ml로 희석한 후 가용성 카드뮴 측정방법과 동일하게 분석하였다. 중금속 분석의 신뢰도는 일본의 NRS-CNRC(National Research Council of Canada)에서 공인된 표준물질인 MESS-2 (Marine sediment)의 분석을 통해 확인하였다.

토양미생물 활성도 측정

식물뿌리와 카드뮴이 토양미생물활성에 미치는 영향을 관찰하기 위해 실험종료 후 컬럼 깊이별로 채취한 토양에서 탈수소화효소(dehydrogenase) 활성도를 INT-violet(iodonitro-tetrazolium, sigma)를 사용하여 측정하였다. 토양 2g에 INT-violet을 첨가하고 25°C, 암조건에서 24시간 배양한 후 ethanol을 넣어 환원된 INT-formazan을 추출한 후 480nm에서 흡광도를 측정하여 미생물활성도를 계산하였다(Trevors et al. 1982)

결과 및 고찰

카드뮴의 독성효과

장 등(2001)의 연구에서 카드뮴에 비교적 내성이 있는 것으로 알려진 어저귀를 카드뮴으로 오염된 토양과 비오염 토양에서 90일 동안 생육을 비교 관찰하였다. 실험 50일째 비오염토양에서 자란 어저귀의 뿌리는 컬럼의 밑바닥 (>100 cm)까지 분포하였으나, 80 mg Cd/kg으로 오염된 토양에서 자란 어저귀의 뿌리는 오염부분(<30 cm)까지 분포하였다(Fig. 1(A)). 실험 90일째 식물의 뿌리는 오염토양에서 자란 어저귀도 대조구와 마찬가지로 컬럼의 밑바닥 (> 100cm) 까지 분포하였다(Fig. 1(B)). 뿌리밀도는 깊이가 깊어질 수록 감소되었으며, 이는 산소와 수분이 고갈되어 공기의 확산이 저해됨으로써 토양환경이 혐기성으로 변하기 때문이다(Losch 1999).

뿌리의 생체량은 90일 후 대조구에 비해 약 4배정도 저해를 받았으며, 지상부의 길이 생장 또한 대조구에 비해 약 3배정도 저해를 받은 것으로 나타났다. 뿌리의 생체량이 지상부의 길이 생장보다 더 많은 생육저해를 받은 이유는 카드뮴이 일차적으

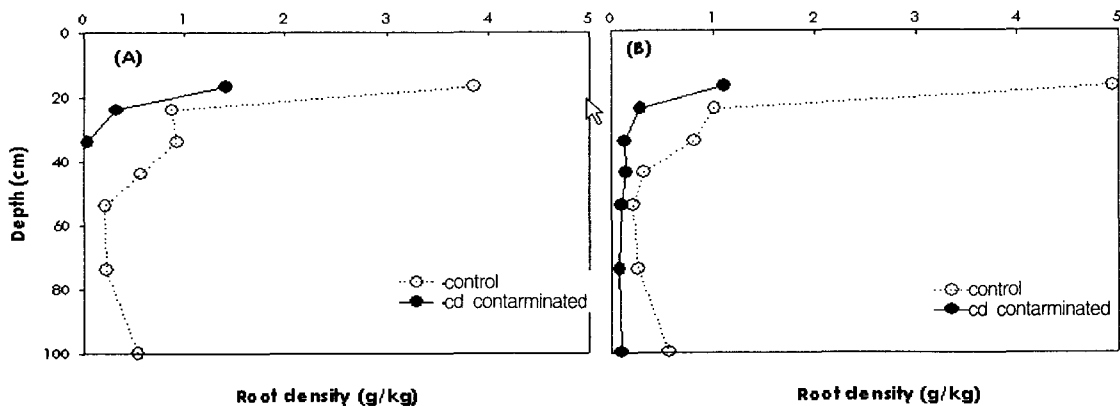


Fig. 1. Comparison of rooting density of *Abutilon avicennae* in between uncontaminated soil and Cd contaminated soil in soil column at 50 days (A) and 90 days (B) after transplant.

Table 1. Concentrations of Cd, biomass and amount in *Abutilon avicennae* at 50 days after transplant

Organs	Concentration ($\mu\text{g/g dw.}$)		Biomass (dry weight, g)		Amount (total Cd/plant, μg)	
	Control	Treated	Control	Treated	Control	Treated
Root	1.12 \pm 0.03	381.1 \pm 20.3	1.11 \pm 0.02	0.17 \pm 0.01	1.24 \pm 0.11	64.79 \pm 14.5
Stem	N.D.	364.5 \pm 18.2	1.30 \pm 0.02	0.20 \pm 0.00	N.D.	72.90 \pm 7.3
Leaf	N.D.	275.0 \pm 11.5	0.34 \pm 0.01	0.31 \pm 0.01	N.D.	85.25 \pm 12.6
Seed	-	-	-	-	-	-

N.D.: not detect.

Table 2. Concentrations of Cd, biomass and amount in *Abutilon avicennae* at 90 days after transplant

Organs	Concentration ($\mu\text{g/g dw.}$)		Biomass (dry weight, g)		Amount (total Cd/plant, μg)	
	Control	Treated	Control	Treated	Control	Treated
Root	1.15 \pm 0.01	791.0 \pm 31.2	1.13 \pm 0.02	0.16 \pm 0.00	1.30 \pm 0.07	126.56 \pm 10.0
Stem	0.05 \pm 0.00	229.2 \pm 28.4	1.20 \pm 0.01	0.58 \pm 0.08	0.06 \pm 0.02	132.93 \pm 34.0
Leaf	N.D.	81.3 \pm 7.6	1.47 \pm 0.00	0.19 \pm 0.00	N.D.	15.45 \pm 2.9
Seed	N.D.	235.5 \pm 11.9	N.D.	0.22 \pm 0.02	N.D.	51.81 \pm 14.6

N.D.: not detected.

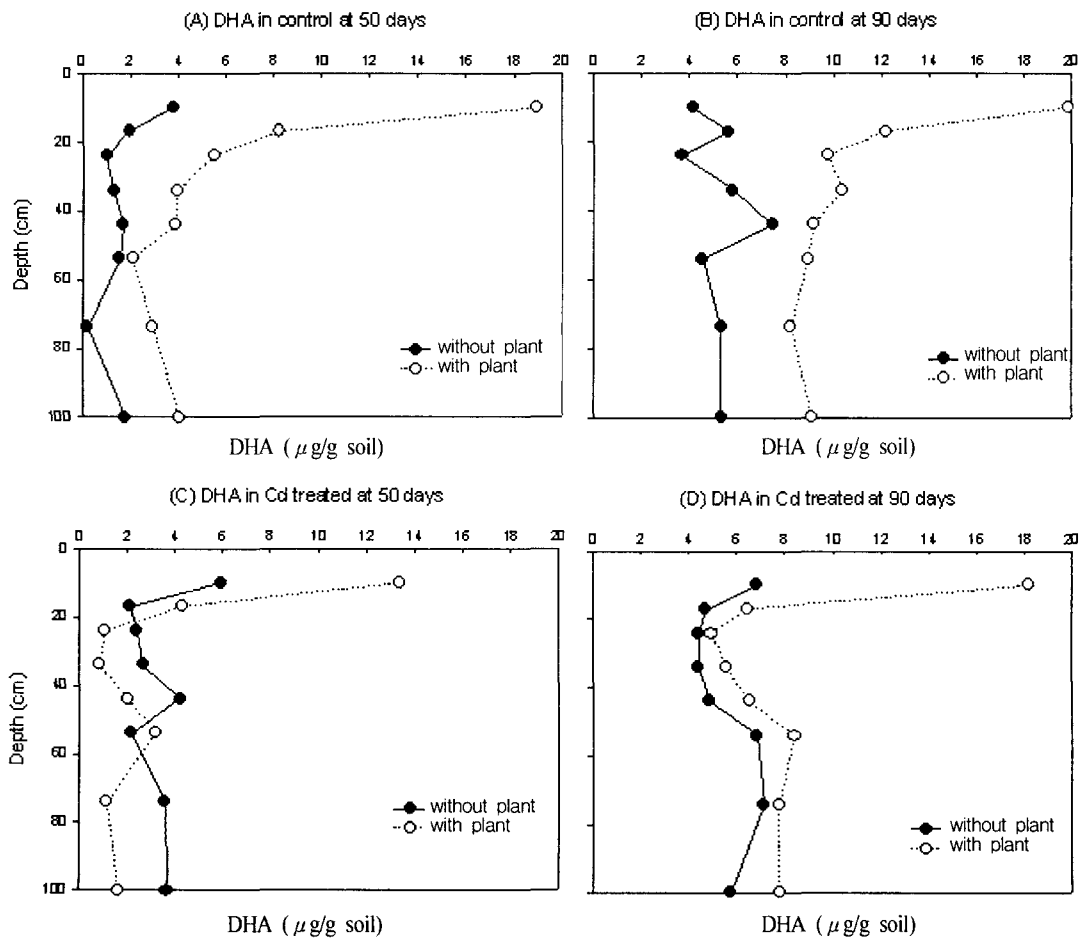


Fig. 2. Dehydrogenase activity in soil column.

로 뿌리 세포의 성장과 분화를 저해하기 때문이다(Prasad 1999).

식물내 중금속 흡수

중금속으로 오염된 토양에서 자란 식물은 중금속 이온의 흡수를 억제뿐만 아니라 세포 소기관에 저장하거나 조직에 축적시키는 것으로 연구되었다(Baker 1981, Grill 1985, Knight 1997). 식물이 중금속에 의해 저항성을 갖는 내성기작은 유독한 물질을 뿌리 밖으로 배출하거나 막투과성을 낮추어 체내로 유입되는 양을 줄일 수 있다. 또한 세포 표면 안쪽에 phytochelatins 같은 물질을 분비하여 중금속과 결합함으로써 대사에 영향을 미치지 않는 불용성 물질을 뿌리, 잎, 종자에 저장하는 방법이 있으며(Grill 1985), 기타 효소 활성 등을 변화시키는 방법도 있다. 따라서 어저귀에 의한 카드뮴 축적량과 체내 분포 및 이동을 알아보기 위해 뿌리, 잎, 줄기, 종자의 카드뮴 함량을 비교하였다. 50일 후 비오염토양에서 자란 식물의 각 조직별 카드뮴 함량은 뿌리에서만 소량 검출되었을 뿐 줄기나 잎에서는 검출되지 않았다. 반면, 카드뮴 오염토양에서 자란 어저귀의 경우 각 조직별 카드뮴 함량은 잎 275.0 $\mu\text{g/g dw.}$, 줄기 364.5 $\mu\text{g/g dw.}$, 뿌리 381.1 $\mu\text{g/g dw.}$ 였다(Table 1). 90일 후 비오염토양에서 자란 식물의 각 조직별 함량은 50일 후와 비교할 때, 소량의 카드뮴이 줄기에서도 검출되었으나 카드뮴 오염토양에서 자란 어저귀의 카드뮴 축적량은 잎 81.3 $\mu\text{g/g dw.}$, 줄기 229.2 $\mu\text{g/g dw.}$, 종자 235.5 $\mu\text{g/g dw.}$, 뿌리 791.0 $\mu\text{g/g dw.}$ 를 나타냈다(Table 2). 뿌리의 카드뮴량은 50일째에 비해 약 2배 증가하였다. 일반적으로 흡수된 카드뮴은 뿌리와 잎의 세포질에 저장되며 지상부로 수송된 카드뮴은 과실이나 종자보다는 잎에 축적되는 양이 많다고 보고되어 있으나(Grill 1985), 90일이 경과된 후 shoot 부분의 카드뮴 축적은 잎에서 종자로 전이가 일어난 것을 볼 수 있다.

토양미생물활성도

살아있는 미생물세포에서 분비되는 탈수소화효소는 유기체 내부에서 일어나는 생화학적 산화과정인 탈수소화를 촉진하는 세포내 효소로서 그 효소의 활성도는 미생물 자체의 활성도를 간접적으로 나타낸다(Trevors et al. 1982). 따라서 본 연구에서는 카드뮴과 식물유무에 따른 토양미생물의 활성 변화를 알아보기 위해 탈수소화효소의 활성도를 INT를 이용하여 측정하였다. 식물유무에 따른 미생물 활성도는 식물이 존재할 때가 식물이 존재하지 않을때에 비해 높게 나타났으며, 뿌리밀도가 높은 상층부에서 특히 높게 나타났다. 이는 실험 90일째에도 같은 결과를 보였다(Fig. 2). 그러나, 토양의 미생물활성도는 카드뮴의 유무에 따라서는 큰 차이를 나타내지 않는 것으로 나타났다.

토양에서의 카드뮴의 거동

중금속은 유기물과는 달리 토양에서 쉽게 이동하지 않는데, 본 연구에서도 카드뮴의 이동은 관찰되지 않았다. 식물의 중금속 흡수를 이용해서 metal bioavailability를 평가할 수 있으므로, 세가지 중금속 추출법에 따른 카드뮴 농도와 식물이 흡수한 카

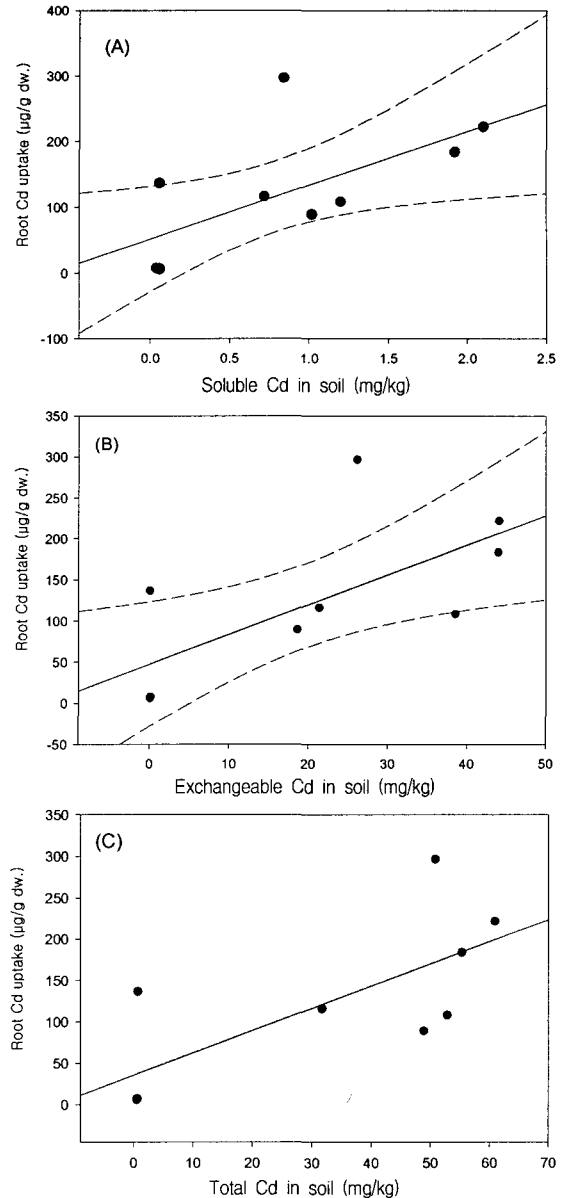


Fig. 3. Relationship between Cd content in soil and Cd absorbed by root. (A) water extraction, (B) 1N ammonium acetate extraction, (C) aqua regia extraction. Dash lines mean 95% confidence.

드뮴량과의 관계를 Fig. 3에 나타내었다. 식물의 뿌리가 흡수한 카드뮴의 농도는 토양의 카드뮴 농도가 높을수록 증가하는 경향을 나타내었으나, 토양 내 가용성 카드뮴, 치환성 카드뮴 및 총 카드뮴과 식물뿌리의 카드뮴 축적량과의 관계는 각각 $y=82.02x+51.42, r^2=0.423 (P<0.042)$, $y=3.621x+47.29, r^2=0.48 (P<0.026)$, $y=2.69x+35.70, r^2=0.53 (P<0.015)$ 로 유의적인 상관을 나타내었다.

식물정화기술 중 토양의 금속성분 정화기법은 식물축적이라고 불리는 식물추출(phytoextraction)과 식물뿌리를 통한 흡수

및 축적과 뿌리내 흡착 및 침전으로 오염물질을 고정화시키는 식물고정화기법(phytostabilization)이 대표되고 있다. 본 실험의 경우 고농도의 중금속 오염토양에서 어저귀는 식물추출(phyto-extraction) 보다는 식물고정화기법(phytostabilization)을 적용하는 지역에 유리할 것으로 기대된다. 또한 그 효과를 극대화시키기 위한 방법으로 인산, 소석회, 토양개량제등의 첨가등을 통한 토양내 bioavailability를 높이고 건물생산량을 높일 수 있는 연구가 뒤따라야 할 것으로 생각된다.

인용문헌

- 김현아, 배범한, 장운영, 이인숙. 2002. 철광산 및 포사격장 식물의 중금속 제거에 관한 연구. 한국생태학회지 25: 7-14.
- 장주연, 장운영, 배범한, 이인숙. 2001. 수종야초류의 카드뮴 내성에 대한 연구. 한국생태학회지 24: 309-323.
- 조도순, 김준호. 1995. 수종 초본 식물의 중금속 내성에 관한 연구. 한국생태학회지 18:147-156.
- Baker, A. J., R. D. Reeves and A. S. M. Hajar. 1994. Heavy metal accumulation and tolerance in British population of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J & C. Presel (Brassicaceae). New Phytol. 129: 61-68.
- Cunningham, S. D. and W. O. David. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. Plant Physiol. 110: 715-719.
- Degraeve, N. 1981. Carcinogenic, teratogenic and mutagenic effects of cadmium. Mutat. Res. 86: 115-135.
- Glass, D. J. 2000. Economic potential of phytoremediation: Using plants to clean up the environment. In I. Raskin and B. D. Ensley(eds.), Phytoremediation of toxic metals. John Wiley & Sons, Canada. pp. 15-31.
- Grill, E., E. L. Winnacker and M. H. Zenk. 1985. Phytoremediation: The principle heavy metal complexing peptides of high plants. Science 230: 674-676.
- Kang, B. H., S. G. Kee, K. H. Kim and I. M. Jung. 1998. Evaluation of *Ambrosia artemisiifolia* var. *elatiar*, *Ambrosia trifida*, *Rumex crispus* for phytoremediation of Cu and Cd contaminated soil. Kor. J. Weed Sci. 18: 262-267.
- Khan, S. and N. N. Khan. 1983. Influence of lead and cadmium on the growth and nutrient concentration of tomato (*Lycopersicon esculentum*) and egg-plant (*Solanum melongena*). Plant Soil. 74: 387-394.
- Loch, R. and K. I. Kohl. 1999. Plant respiration under the influence of heavy metals. In M.N.V. Prasad and J. Hagemeyer (eds.), Heavy metal stress in plants. Springer Verlag. Berlin. Heidelberg, pp. 139-156.
- Prasad, M.N.V. 1999. Ecophysiology of plant growth under heavy metal stress. In M.N.V. Prasad and J. Hagemeyer (eds.) Heavy metal stress in plants. Springer Verlag. Berlin. pp. 157-181.
- Salt, D. E., R. D. Smith and I. Raskin. 1998. Phytoremediation. Annual. Rev. Plant. Physiol. Plant Mol. Bio. 49: 643-668.
- Schaefer, K. W. and F. Boeren. 1997. International experience and expertise in registration, investigation, assessment, and clean-up of contaminated military sites. Research Project No. 10340102/01 UBA-FB 97-012/e Federal Environmental Agency.
- Trevor, J. T., J. Mayfield and W. E. Inniss. 1982. Measurement of electron transport system(ETS) activity in soil. Microbiol. Ecol. 8: 163-168.
- Wagner, G. J. 1993. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. Adv. Agron. 51: 173-212.

(2002년 7월 22일 접수 ; 2002년 10월 14일 채택)

A Study of the Potential for Phytoremediation of Cd Contaminated Soil

Baek, Kyung-Hwa, Yoon-Young Chang*, Bum-Han Bae** and In-Sook Lee*†

Department of Life Science, Ewha Womans University, Seoul, Korea

*Department of Environmental Engineering, Kwangwoon University, Seoul, Korea**

*Department of Civil and Environmental Engineering, Kyungwon University, Kyunggido, Korea***

ABSTRACT : Phytoremediation of soil contaminated with cadmium was studied using Indian mallow (*Abutilon avicennae*) in columns packed with 80 mg Cd/kg soil. At 90 days after transplat, root biomass of the exposed plants was 4 times more inhibited compared to the control. Also, shoot length of the exposed plants was 3 times more inhibited than that of control plants. Accumulation of cadmium into tissues was in the order roots> stems> leaves during the 50 days, but the order was roots> stems> seeds> leaves during the 90 days after transplant. Regardless of cadmium contaminations, microbial activities were significantly greater in soil with plants than without plants. In soil column, cadmium was not transferred toward the lower part. Uptake of Cd by plant tissues was about 3.5% of the initial bioavailable cadmium for leaves, stems, and roots during the 90 days after transplant.

Key words : *Abutilon avicenna*, Cadmium, Microbial activity, Phytoremediation
