

해바라기(*Helianthus annuus L.*)와 강낭콩(*Phaseolos vulgaris var.*)을 이용한 뿌리여과법(rhizofiltration)의 세슘 (cesium) 제거

양민준 · 이민희*

부경대학교 환경지질과학과

Cesium Removal of the Rhizofiltration Using Sunflowers (*Helianthus annuus L.*) and Beans (*Phaseolos vulgaris var.*)

Minjune Yang and Minhee Lee*

Department of Environmental Geosciences, Pukyong National University, 599-1 Daeyondong, Namgu, Pusan, Republic of Korea, 608-737

Rhizofiltration for cesium uptake by sunflowers (*Helianthus annuus L.*) and beans (*Phaseolos vulgaris var.*) was investigated for groundwater contamination. The cesium removal by sunflowers was greater than 98% of the total cesium in solution, and the uptake by beans was also greater than 99% within 24 hours of the rhizofiltration, showing that the rhizofiltration has a great capability to remove cesium from the contaminated water system. Experiments at various pH of solution indicated that a solution of pH 5~9 yielded very high cesium accumulation in two plants. From the results of the analysis for cesium accumulation in plant parts, about 80% of cesium transferred into the plant from solution was accumulated in the root part and less than 20% of cesium existed in the shoot part (including leaves). Results suggest that only the roots of the fully grown plant used for rhizofiltration should be disposed or post-treated and thus the cost and time to treat massive amounts of grown plants could be dramatically reduced when sunflower and bean are used in the real field. The results of SEM and EDS analyses indicated that the most of cesium were accumulated in the root surface as a ionic phase rather than a soil precipitation phase.

Key words : rhizofiltration, cesium, groundwater contamination, sunflowers, beans

대표적 오염 방사능 핵종인 세슘(cesium)으로 오염된 수계를 정화하기위하여 해바라기(Sunflower; *Helianthus annuus L.*)와 강낭콩(Bean; *Phaseolos vulgaris var.*)을 이용한 뿌리여과(rhizofiltration) 실내 실험을 실시하였다. 해바라기의 경우 뿌리여과실험 24시간 내에 세슘의 98% 를 제거하였으며, 강낭콩은 99% 의 제거율을 나타내어 친환경적이며 녹색 정화방법인 뿌리여과법이 세슘으로 오염된 수계 정화에 매우 효과적으로 적용 할 수 있음을 제시하였다. 수용액의 pH 에 따른 뿌리여과법의 세슘 제거 실험 결과, 두 식물 모두에서 오염수의 pH 가 5~9 인 경우 98% 이상의 제거효율을 나타내었다. 뿌리여과법 실험 후 식물에 농축된 세슘량을 부위별로 측정된 결과, 수용액으로부터 식물로 이동한 총 세슘의 80% 이상이 뿌리에 농축되어 있는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 대규모 오염 현장에서 뿌리여과법을 적용 시, 농축이 심한 뿌리 부분만을 후처리함으로써 비용과 시간을 절감할 수 있음을 의미한다. 뿌리여과법 적용 후 식물 뿌리 표면의 SEM 이미지와 EDS 성분 분석 결과, 수용액 내 세슘은 먼저 뿌리 표면에 이온상으로 흡착한 후 서서히 뿌리 내부로 흡수되는 것으로 판단되었다.

주요어 : 뿌리여과법, 세슘, 지하수오염, 해바라기, 강낭콩

1. 서 론

원자로에서 핵분열에 의해 생성되는 중-저준위 방사

성 액체폐기물의 대부분은 세슘(^{137}Cs), 코발트(^{60}Co), 스트론튬(^{90}Sr)과 같은 중/장반감기 핵종들을 다량 함유하고 있다(Jeong *et al.*, 1994; Walker *et al.*, 1996).

*Corresponding author: heelee@pknu.ac.kr

특히 반감기가 약 30년인 세슘(^{137}Cs)은 다른 방사능 핵종에 비하여 화학적 반응성과 감마방사능 기여도가 높으며, 용융점이 낮아 원자로 중대사고 시 증기(vapor)형태로 휘발하여 넓은 지역을 오염시킬 수 있기 때문에, 사용 후 핵연료 처리와 관련된 공정에서 매우 중요한 제거 핵종으로 취급되어 왔다(Imoto, 1986; Cordfunke and Konnings, 1993; Walle *et al.*, 2005). 또한 세슘은 의료용 추적자 및 방사능치료에 널리 사용되는 핵종으로, 의료용 방사능폐기물의 주된 오염원으로 알려져 있다(Avery, 1996). 세슘(^{137}Cs)은 붕괴과정에서 베타와 감마선을 배출하는데, 특히 감마선에 다량 노출될 경우 유전자 변이를 유발 할 수 있으며, 피부 및 장기 조직의 괴사에 의하여 사망에 이를 수 있고, 인체 내에서는 포타슘(K) 이온과 치환되어 만성적인 골다공증을 유발하는 것으로 알려져 있다(Whicker, 1997; Minoulet *et al.*, 2005). 핵분열 시 발생하거나 사용후핵연료 재활용을 위한 열처리 과정에서 발생하는 기체상 세슘 포집을 위하여 산화/환원 환경에서의 화학적 흡착 및 이온 교환 공정들에 대한 연구는 활발히 진행되었으나(Jeong *et al.*, 1994; Park, *et al.*, 2007), 갑작스런 원전사고에 의해서 또는 방사능 폐기물저장지로부터 누출에 의해 2차 오염된 수계나 토양으로부터 세슘을 제거하는 공정에 대한 연구는 국외에서조차 초보 수준이다(Raskin and Ensley, 2000; Watt *et al.*, 2002; Chou *et al.*, 2005).

현재 국내에는 약 10 여기의 원자력발전소가 가동 중이며, 다량의 중-저준위 방사능폐기물이 지하저장지에 저장될 예정이어서, 방사능 오염물질 누출에 의하여 광범위하게 오염된 토양이나 수계로부터 대표적 방사능 핵종인 세슘을 처리하는 공정에 대한 연구는 매우 필요하다. 세슘으로 오염된 토양과 수용액을 처리하는 공정에 대한 국내 연구는 동전기적 추출 및 이온 교환 공정을 포함하여 기초적인 화학적 처리 배치실험들이 수행되었으나, 친환경적 공정인 식물을 이용한 식생법(Phytoremediation)과 관련된 연구는 국내에서는 거의 수행되어진 바 없을 뿐 아니라, 국외에서조차 매우 기초적인 단계에 머물러 있다 (Dushenkow *et al.*, 1997; Singh *et al.*, 2008).

본 연구에서는 세슘으로 오염된 수용액으로부터 식생법의 한 종류인 식물의 뿌리를 이용한 뿌리여과법(rhizofiltration)의 세슘 제거 효율을 규명함으로써, 원전 사고나 지속적인 오염 누출에 의하여 세슘과 같은 방사능 핵종으로 오염된 다량의 지하수나 지표수를 친환경적으로 제거하는 녹색 공정 개발을 위한 학술적

기초 자료를 제시하고자 하였다. 기존의 연구 결과로부터(Dushenkow *et al.*, 1997; Raskin and Ensley, 2000) 중금속 제거에 효율이 탁월하다고 알려진 해바라기(*Helianthus annuus L.*)와 강낭콩(*Phaseolus vulgaris var.*)을 이용하여 다양한 수생 조건하에서 수용액으로부터 세슘을 제거하는 뿌리여과법의 효율을 규명하였다.

2. 실험방법

본 연구는 대표적 준휘발성 핵분열 생성물인 세슘에 의해 오염된 수용액을 정화하기 위한 뿌리여과법(rhizofiltration)의 실내 실험으로 이루어져 있으며, 기존의 연구 결과 뿌리여과 효과가 높은 것으로 알려진 해바라기와 강낭콩을 이용하였다 (Raskin and Ensley, 2000; Yang and Lee, 2008). 다양한 세슘 농도를 가지는 수용액을 대상으로 두 종류의 식물에 대하여 뿌리여과법을 실시하였으며, 수용액의 pH 변화에 따른 세슘 제거 효율 변화를 측정하였다. 뿌리여과법 실험 후 식물의 뿌리와 줄기(잎 포함)에 축적되어있는 세슘량을 측정하여 수용액으로부터 식물의 부위별 세슘 제거 능력을 계산함으로써 세슘 축적이 발생하는 식물 부위를 확인하였다. 마지막으로, 실험 후 뿌리여과법에 사용된 해바라기와 강낭콩의 뿌리 표면에 대한 SEM(Scanning Electron Microscope, model: HITACHI S-2400) 이미지 분석과 EDS(Energy Dispersive X-Ray Spectrometer, model: KEVEX Ltd. SIGMA) 분석을 실시하여 실제로 뿌리에 축적된 세슘의 이동 메커니즘을 예측하였다.

2.1. 뿌리여과법 실험 조건

뿌리여과 실험을 위하여 한국 농업생명공학연구원(Korea National Institute of Agricultural Biotechnology)에 보관되어있는 해바라기(*Helianthus annuus L.*)와 강낭콩(*Phaseolus vulgaris var.*) 씨앗을 분양받아 사용하였다. 실험을 위하여 분양받은 씨앗들이 뿌리를 내려 발아할 수 있도록 직경이 1 mm 인 유리비드로 채워진 배양조에 증류수를 첨가하여 씨앗들을 배양하였다. 씨앗의 발아를 위한 배양 조건은 기존의 연구들을 참고하여(Dushenkow *et al.*, 1995; Yang and Lee, 2008), 온도 25°C, 습도 75%, 광주기는 하루 16시간 동안 5000 Lux, CO₂ 농도는 500 ppm 으로 설정하였다. 뿌리여과 실험은 배양조에서 약 3~4 주 동안 배양시킨 균일한 크기의 식물군을 사용하였으며, Fig. 1(a)는 뿌리여과 실험을 위해 식물생장기에서 배양한 강낭콩의 발아 사진을 나타낸다.

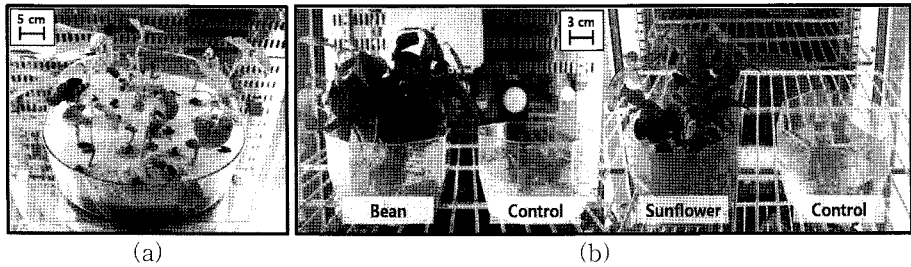


Fig. 1. Photographs of cultivated beans in silica beads (a) and rhizofiltration experiments in a growth chamber (b).

다양한 세슘 농도를 가지는 수용액을 제조하기 위하여 독일 Fluka 회사에서 구입한 ICP/MS 분석용 안정세슘 동위원소 표준시약(Cesium ICP standard solution: 1000 µg/mL in 0.5 M HNO₃)을 탈이온수에 희석하여 사용하였다. 발아시킨 식물군을 대상으로 종류별로 균일한 크기를 가지는 식물들을 선별하여, 각각 20 g의 식물군을 식물생장기 내부에 설치된 유리수경조 내 뿌리 지지판위에 설치하였다. 뿌리여과 실험을 위하여 유리수경조(12cm in diameter and 8cm in height)는 격자상의 지지판을 내부에 설치하여 식물 뿌리들을 지지할 수 있도록 하였으며 지지판 하부를 세슘으로 오염된 수용액을 채워 식물의 뿌리 부분만 수용액과 접촉하게 하였다. 식물생장기의 조건은 씨앗의 발아조건과 같게 유지시켰으며 인공적으로 세슘을 오염시킨 수용액 400 mL를 유리수경조에 채우고 약 72시간 동안 식물군의 뿌리와 접촉시켰다. 뿌리여과 실험 과정에서 유리수경조 내 수용액을 12시간마다 1 mL 채취하여 ICP/MS(Perkin Elmer, Elan 6100)로 수용액의 세슘 농도를 분석함으로써 뿌리여과 실험 시간별 수용액으로부터 제거된 세슘량과 제거율을 계산하였다. 분석의 정도관리를 위해 모든 분석은 3회 반복 실시 하였으며, 오차가 5% 이내인 경우에만 참값으로 인정하여 분석값의 평균값을 최종 농도로 사용하였다. 식물생장기 내 뿌리여과 실험 중인 두 식물의 유리수경조 사진을 Fig. 1(b)에 나타내었다.

2.2. 다양한 세슘농도를 가지는 수용액에 대한 뿌리여과 실험

실험에서 사용한 식물들이 적절하게 성장하여 세슘

을 제거할 수 있는 수용액의 세슘농도 한계를 규명하는 것과, 다양한 세슘 농도에 따른 뿌리여과법의 제거 효율 변화를 파악하는 것은 실제 오염 수계에 뿌리여과법을 적용하는 경우 최적의 세슘 제거 효율을 확보하기 위한 적용조건(operation condition)을 설계하는데 매우 중요하다. 본 실험에서는 두 식물 중에 대한 수용액의 세슘 성장 한계 농도 범위를 예측하기 위하여 세슘농도가 50~500 µg/L 범위의 4종류의 인공 수용액을 사용하여 뿌리여과 실험을 실시하였으며, 실험에 사용된 수용액의 농도는 Table 1에 나타내었다. 식물을 성장시키지 않고 식물생장기에 보관한 유리수경조의 세슘 오염 수용액의 세슘농도를 시간별로 함께 측정하여 다른 유리수경조의 뿌리여과 실험 결과들과 비교함으로써 뿌리여과에 의한 세슘 제거 효과만을 고려하고자 하였다.

2.3. 수용액의 pH 별 세슘 제거 효율 변화 실험

지표환경에서 세슘의 존재 형태와 식물의 성장률은 수용액의 pH와 매우 밀접한 관련이 있는 것으로 알려져 있다(Ebbs *et al.*, 1998). 또한 최적의 제거 효율을 유지하는 수용액의 적정 pH 범위를 결정하는 것은 뿌리여과법을 이용하여 현장에서 오염 수계를 정화하는데 매우 중요하므로, 수용액의 다양한 pH 조건에서 두 식물들의 뿌리여과 효율을 관찰하기 위한 실험을 실시하였다. 이전 실험 결과를 참조하여 수용액의 세슘의 농도를 200 µg/L로 적정하였으며, 0.1N 농도의 NaOH와 HCl 표준용액(Sigma-Aldrich Ltd.에서 구입)을 이용하여 적정한 4종류의 수용액 pH 조건(pH 3, 5, 7과 9)에서 해바라기와 강낭콩의 뿌리여과 실험을 반복

Table 1. Conditions of Cs concentrations for rhizofiltration experiments

Plants used in experiments	Initial Cs concentrations (µg/L)				
	Cs concentrations of solution for rhizofiltration experiments			Cs concentrations of solution for experiments with different pHs of solution	
Sunflowers	56	143	274	533	200
Beans	56	171	268	501	200

실시하였다. 식물생장 조건과 시료 채취 및 분석 조건은 이전 실험과 동일하며, Fig. 2 는 실험에 사용된 수용액의 pH 별 강낭콩의 뿌리여과와 유리배양조 사진이다.

2.4. 뿌리여과법에 의한 식물 부위 내 세슘 축적량 규명 실험

뿌리여과 실험 후 식물 부위별 세슘량을 측정하여, 식물 부위별 세슘 축적 분포를 계산함으로써 식물 부위별 세슘 축적 능력을 평가하였다. 이러한 연구는 뿌리여과법을 적용하는 식물의 성장시간 및 적정 크기를 결정하는데 필요할 뿐 아니라, 현장에서 뿌리여과법에 사용되고 남은 식물들을 후처리하는 처리비용을 예측하여 궁극적으로 효율적인 후처리 과정을 결정하는데 매우 중요하다. 72시간 동안 뿌리여과법에 사용한 식물을 뿌리부분과 줄기(잎을 포함한 나머지 부분) 부분으로 분리하여 오븐 안에서 80°C로 2 일 동안 건조한 후, 각각의 부위 무게를 측정하였다. 건조된 부위들을 막자사발을 이용하여 미세하게 분쇄한 후 농질산 10 mL로 채운 분해용 플라스크에 첨가하여 12시간 방치하였다. 플라스크를 180~200°C까지 서서히 가열하여 1차 산분해를 실시한 후 혼합산(Ternary solution: $\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{SO}_4:\text{HClO}_4 = 10:1:4$) 20 mL를 첨가하여 플라스크 내 분해액의 색깔이 무색 또는 갈색으로 변할 때 까지 다시 가열한 후 상온에 방치하였다. 최종 분해액에 탈이온수를 첨가하여 부피를 40 mL로 맞추고 후 5B 여과지로 여과하는 습식분해법(NIAST, 2000)을 적용하였으며, 최종 여과액을 ICP/MS로 분석하였다. 식물 부위별 농축된 세슘량을 측정하여 부위별 세슘 축적량과 세슘 축적능력을 계산하였다. Fig. 3 은 습식 분석에 사용한 강낭콩 식물군의 부위별 사진이다.



Fig. 2. Photographs of the rhizofiltration process by using beans at different pHs of solution (control samples at the bottom).



Fig. 3. Photographs of separated bean's roots and shoots (including leaves) for cesium accumulation analysis.

2.5. 식물 뿌리 표면의 SEM 이미지와 EDS 분석

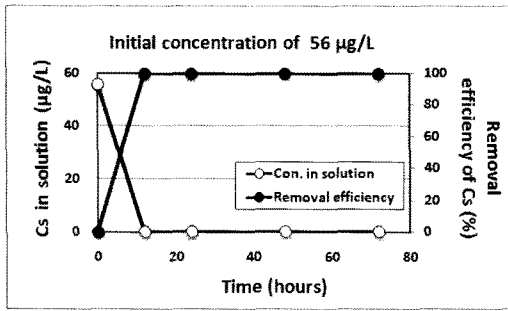
뿌리여과 실험 전/후 식물 뿌리 표면의 SEM 이미지 분석과 EDS 분석을 실시하여 뿌리여과과정에 의한 식물 뿌리 표면의 구조적 변화와 세슘의 흡착 정도를 규명하였다. 세슘 농도가 400 mg/L 인 수용액(pH 8로 적정)을 이용하여 24시간 동안 해바라기와 강낭콩의 뿌리여과실험을 실시한 후, 실험 전과 후의 뿌리 표면을 분석하고 결과를 비교하였다. 뿌리 표면을 2000 배 확대한 SEM 이미지 내부에서 임의로 3지점을 선정하여 EDS 분석을 실시하여 뿌리여과법에 의해 표면에 흡착된 세슘량과 존재 형태를 파악하였다.

3. 결과 및 토의

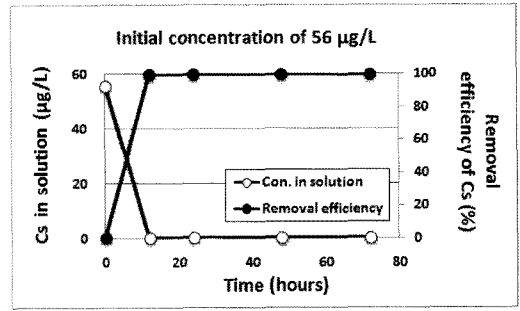
3.1. 다양한 세슘농도를 가지는 수용액에 대한 뿌리여과 실험 결과

해바라기와 강낭콩을 이용하여 4종류의 세슘농도를 가지는 수용액을 대상으로 실시한 뿌리여과 실험결과를 Fig. 4 와 Fig. 5 에 나타내었다. 해바라기를 이용한 뿌리여과법에 의해서 56 $\mu\text{g/L}$ 의 세슘농도를 가지는 수용액으로부터 24시간 이 내에 세슘 초기 농도의 99% 이상이 제거되었고, 수경조 내 세슘 농도는 0.5 $\mu\text{g/L}$ 로 감소하였다(Fig. 4(a)). 세슘의 초기농도가 143, 274 그리고 533 $\mu\text{g/L}$ 인 수용액 모두에서 98% 이상의 높은 정화 효율을 보였으며, 24시간 후 오염수조 내의 세슘 농도는 3 $\mu\text{g/L}$ 이하로 감소하였다. 세슘의 농도가 증가함에 따라 최대 제거 효율에 이르는 뿌리여과 시간이 약간 증가하는 추세를 나타내었으나, 초기농도가 500 $\mu\text{g/L}$ 이상인 수용액에서도 뿌리여과 실험 시작 후 24시간 만에 거의 모든 세슘이 제거되는 매우 빠른 반응임을 알 수 있었다(Fig. 4(d)).

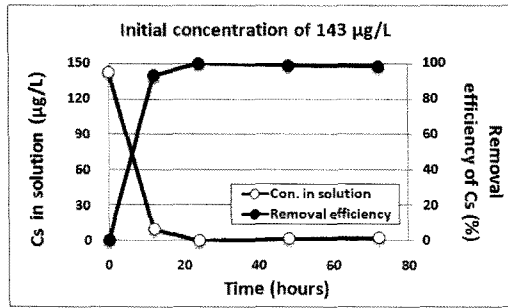
강낭콩을 이용한 실험의 경우 세슘 초기 농도에 관



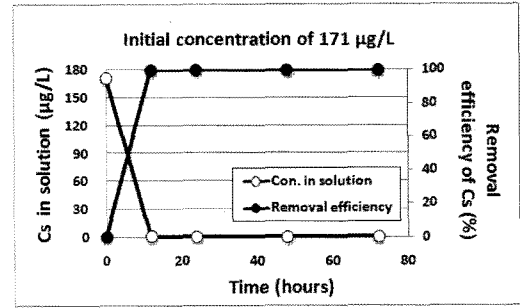
(a)



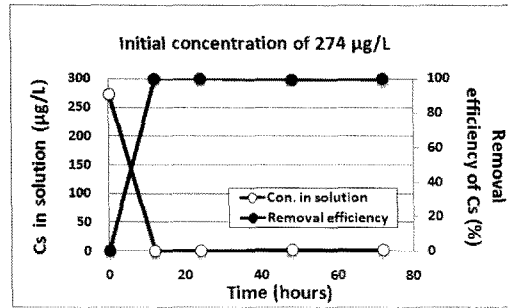
(a)



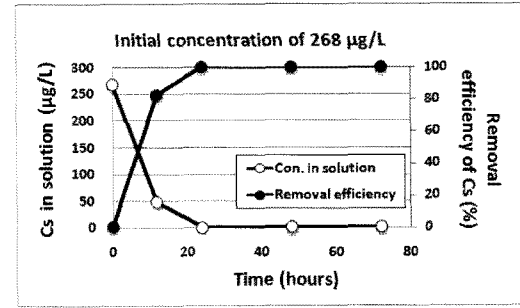
(b)



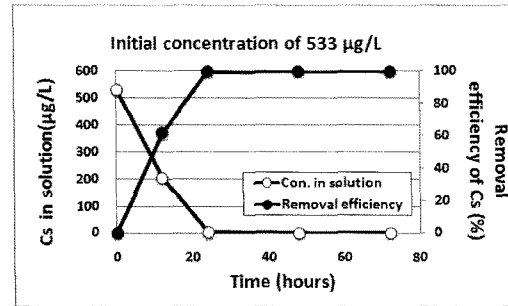
(b)



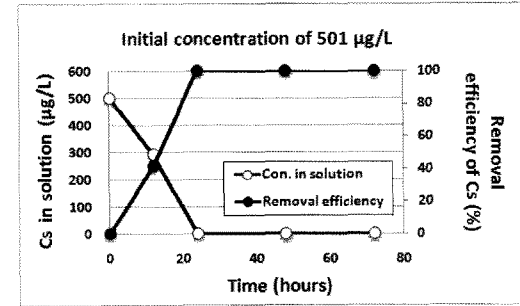
(c)



(c)



(d)



(d)

Fig. 4. Cesium removal by sunflowers at different initial Cs concentrations.

Fig. 5. Cesium removal by beans at different initial Cs concentrations.

계없이 뿌리여과 실시 후 24시간 이 내에 99%의 매우 높은 정화 효율을 보였으며, 수경조 내의 세슘 농도는 1 µg/L 이하로 감소함으로써 강낭콩이 해바라기

보다 더 높은 제거 효율을 나타내었다(Fig. 5). 해바라기 실험에서와 같이 세슘 농도가 증가할 수록 최대 제거율에 이르는 뿌리여과 시간이 약간 증가하였으나

24시간 이내에서 거의 모든 세슘 제거가 나타났다. 실험 결과 두 식물 모두 세슘 농도가 500 $\mu\text{g/L}$ 이상 되는 오염이 높은 수용액에 대해서도 뿌리여과 24시간 이내에 98% 이상의 제거 효율을 나타내어 세슘으로 오염된 다량의 실제 오염수(지표수 또는 지하수)를 두 종류 식물을 이용한 뿌리여과법으로 비교적 빠른 시간 내에 정화할 수 있을 것으로 판단되었다.

3.2. 수용액의 pH 별 세슘 제거 효율 변화 실험 결과

다양한 pH 를 가지는 수용액으로부터 뿌리여과법을 이용한 세슘 제거 결과는 해바라기와 강낭콩에서 매우 유사하게 나타나, 해바라기를 이용한 결과만을 Fig. 6에 나타내었다. pH 3인 수용액의 경우 해바라기를 이용한 뿌리여과법의 세슘 제거 효율은 약 20%의 매우 낮은 정화 효율을 보였으나, 수용액의 pH가 5이상으로 증가함에 따라 제거효율은 급속히 증가하여, pH 5~9 범위에서 99%의 정화효율을 유지하였으며, 수경조 내의 세슘 농도는 1 $\mu\text{g/L}$ 이하로 감소하였다. 수용액의 pH가 낮은 환경에서 세슘의 뿌리여과 효율이 낮게 나타나는 이유 중 하나는, 낮은 pH 수용액 내 세슘은 다른 이온들과의 착염(complexes)의 형태로 존재하기 보다는 이온 형태로 존재하여, 뿌리 표면 주변의 수소 이온들과 흡착 경쟁에서 상대적으로 밀려나기 때문인 것으로 판단된다(Doyle *et al.*, 1998; White *et al.*, 2003). 실험 결과, 세슘으로 오염된 수계를 정화하기 위한 오염수의 적정 pH 범위는 pH 5~9 인 것으로 나타났다.

3.3. 뿌리여과법에 의한 식물 부위 내 세슘 축적량 규명 실험 결과

뿌리여과 실험 후 식물 부위별 세슘 축적량을 측정 한 두 식물의 결과가 매우 유사하여 해바라기에 대한 결과만을 나타내었다. 수용액의 세슘 농도별 실험 후 부위별 세슘 축적 비율을 계산한 결과는 Fig. 7(a)에,

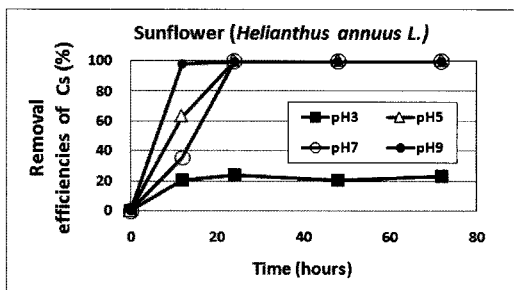


Fig. 6. Effect of various pHs on cesium removal by sunflowers.

식물 부위별 건조 중량당 세슘 축적량을 측정한 결과는 Fig. 7(b)에 나타내었다. 또한 다양한 pH를 가지는 수용액을 대상으로 실험을 실시한 후 부위별 세슘 축적량을 분석한 결과는 Fig. 7(c)에 나타내었다. 해바라기 뿌리 부위의 세슘 농축률은 식물에 흡수된 총 세슘량의 77~96% 인 것으로 나타나(Fig. 7(a)), 뿌리여과법의 의해 많은 양의 세슘이 뿌리에 농축되는 것으로 나타났다. 수용액의 세슘 농도가 증가함에 따라 각 부위별 축적되는 세슘의 양도 증가하여 부위별 축적되는 세슘비율은 수용액의 세슘 농도와 관계없이 거의 일정하게 유지되는 것으로 나타났다(Fig. 7(b)). pH가 다른 수용액을 대상으로 뿌리여과 실험 후 식물 부위 별 세슘 축적량을 측정한 결과, 줄기 부위의 세슘량은 수용액의 pH에 관계없이 20~25 $\mu\text{g/g}$ 을 유지하였으나 뿌리의 세슘량은 pH3 수용액에서 매우 낮게 나타나, 수용액의 pH 변화에 세슘의 뿌리 흡수능이 좌우되고 있는 것으로 밝혀졌다(Fig. 7(c)). 뿌리여과 실험에 이용된 식물의 건조 질량에서 줄기 부위(잎 포함)가 차지하는 비율은 해바라기의 경우 70%, 강낭콩은 69%를 차지하지만, 수용액으로부터 줄기에 농축되는 세슘 축적량은 해바라기의 경우 40~70 $\mu\text{g/g}$ 로 뿌리 부위의 축적량인 400~1100 $\mu\text{g/g}$ 보다 매우 낮은 것으로 나타났다(Fig. 7(b)). 이러한 결과는 해바라기와 강낭콩을 이용한 뿌리여과법을 세슘이 오염된 수계에 적용하는 경우, 뿌리여과법 적용 후 사용된 식물의 뿌리만을 처리하면 오염 식물의 후처리 비용과 시간을 현저하게 줄일 수 있을 뿐만 아니라, 기존의 뿌리여과법에서 문제시 되어왔던 뿌리여과법 적용 후 발생하는 다량의 오염 식물을 처리해야하는 문제를 효과적으로 극복할 수 있을 것으로 사료된다.

3.4. 식물 뿌리 표면의 SEM 이미지와 EDS 분석 결과

세슘으로 오염되지 않은 뿌리여과 실험 전/후 해바라기 뿌리 표면을 2000배 확대한 SEM 이미지 사진을 Fig. 8(a) and (b)에 나타내었으며, 뿌리 표면의 EDS 성분 분석 피크 결과를 Fig. 8(c) and (d)에 나타내었다. 오염되지 않은 해바라기 뿌리 표면 사진(Fig. 8(a))과 뿌리여과 실험 후 뿌리 표면 사진(Fig. 8(b))을 비교하면 뿌리 표면에 흡착되어있는 고상의 세슘 존재를 확인하기는 어려우며, 이러한 결과는 기존의 연구에서(Yang and Lee, 2009) 뿌리 여과 실험 후 식물 뿌리 표면에 특징적인 고상을 형성하는 우리늪의 경우와는 다른 결과이다. 그러나 뿌리여과 실험 후 얻은

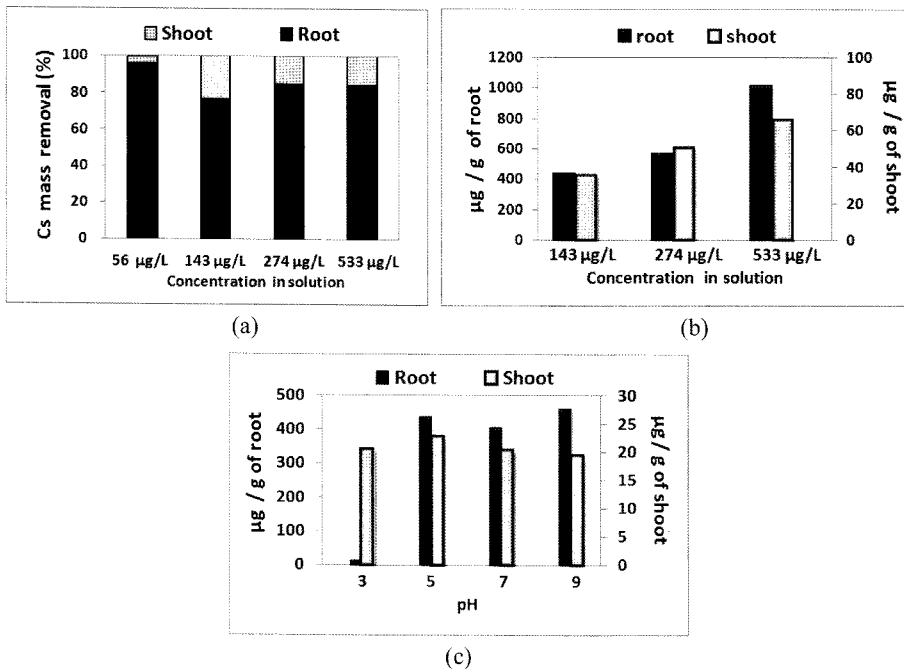


Fig. 7. Cesium accumulation in roots and shoots for sunflowers: (a) percent of cesium removal at different initial Cs concentrations, (b) normalized cesium concentrations at different initial Cs concentrations, and (c) normalized cesium concentrations at different pHs.

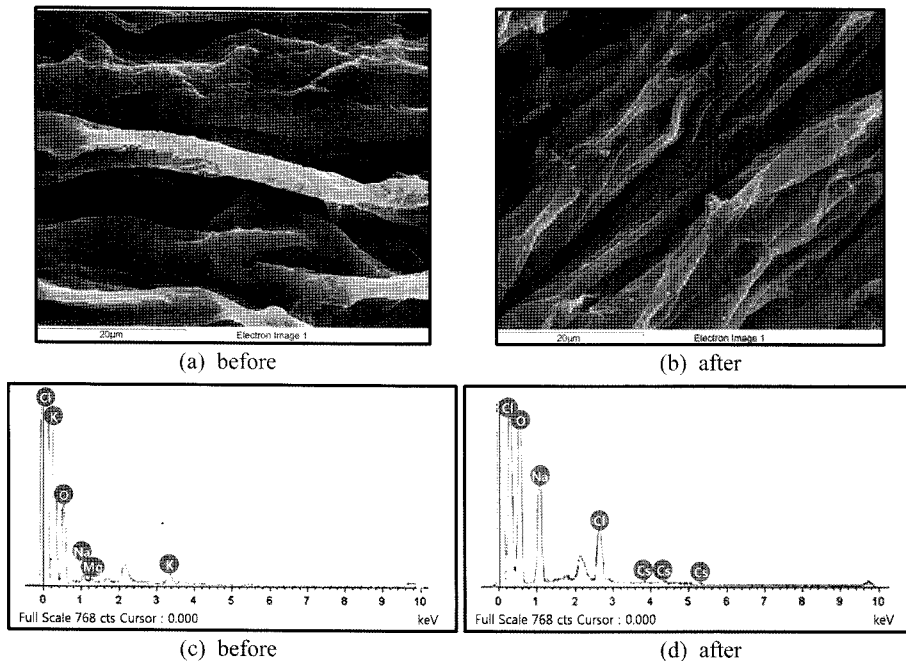


Fig. 8. SEM images ((a) and (b)) and EDS analysis ((c) and (d)) of the surface of sunflower roots before and after the rhizofiltration.

SEM 사진 내 3지점을 무작위로 선정하여 EDS 분석을 실시한 결과, 해바라기와 강낭콩 뿌리 표면에서 전체 성분의 약 1.5% 와 1.9% (wt %)에 해당하는 세슘이 검출되어 뿌리 표면의 세슘의 고상 결정이 생성되지는 않으나, 이온 상태의 세슘이 뿌리 표면에 상당량 흡착되어 있음을 알 수 있었다(Fig. 8(d)). 따라서 뿌리 여과법 적용 시 수용액 내 세슘은 해바라기와 강낭콩 뿌리 표면에서 고상의 결정들을 형성하기 보다는, 표면흡착(adsorption) 후 대부분이 뿌리 내부로 흡수(up-taking)되고 있는 것으로 추측되어진다.

4. 결 론

대표적 오염 방사능 핵종인 세슘으로 오염된 수용액을 해바라기와 강낭콩을 이용한 뿌리여과법을 이용하여 정화하는 실내 실험을 실시하여 뿌리여과법이 세슘으로 오염된 수계를 정화하는데 매우 효과적이고 친환경적인 방법임을 입증하였으며, 그 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

(1) 세슘으로 오염된 수용액으로부터 해바라기와 강낭콩을 이용하여 뿌리여과법을 72시간 적용한 결과, 세슘 농도가 500 $\mu\text{g/L}$ 이상인 수용액에서도 24시간 이내에 98%의 매우 높은 제거 효율을 나타내어 세슘으로 오염된 수계 정화에 효과적으로 사용될 수 있음을 보여주었다.

(2) 다양한 pH를 가지는 수용액을 대상으로 뿌리여과 실험을 실시한 결과, 세슘으로 오염된 수계를 정화하기 위한 오염수의 적정 pH 범위는 pH 5~9인 것으로 나타났다.

(3) 뿌리여과 실험 후 식물 부위별 세슘 축적량을 측정된 결과 해바라기와 강낭콩 모두에서 식물의 뿌리 부위에 80% 이상의 세슘이 농축되어 있음을 알 수 있었으며, 식물의 줄기 부위(잎 포함)가 식물의 대부분을 차지한다는 것을 감안하면 단위 건조 중량당 뿌리 부위의 세슘 축적량은 줄기 부위 축적량의 10~20배 이상인 것으로 나타났다.

(4) 뿌리여과법 적용 후 식물 뿌리 표면의 SEM 이미지와 EDS 분석을 실시한 결과 뿌리여과 과정 중 뿌리 표면에 세슘의 고상 결정은 형성되지 않았으며, 세슘이 뿌리 표면에 농집되고 있는 것으로 밝혀졌다.

(5) 본 연구는 국내 최초로 세슘으로 오염된 수계를 정화하기 위하여 뿌리여과법을 적용했다는 점에서 의미가 크며, 실제 세슘 오염 수계를 정화하기 위한 정화 공정 설계 시 매우 중요한 학술적 자료를 제공할 수

있을 것으로 판단된다.

(6) 실험 결과 뿌리여과법에 의한 세슘 제거 기작(mechanism)은 주로 뿌리 표면의 흡착과 내부 흡수(uptake)로 판단되나, 각각의 기작을 분리하여 제거율을 나타내는 것은 현실적으로 불가능하여 본 연구에서는 뿌리여과법의 세슘 제거 효율을 전체 제거율로 나타내었다. 실제 오염 수계 현장에서 뿌리여과법 적용 후 남은 식물을 위한 후처리 공정의 설계를 위해서는 파일럿 규모의 추가 연구가 필요하다.

사 사

이 논문은 2007년도 부경대학교 연구년 교수 지원 사업에 의하여 연구되었음(PS-2007-036). 연구를 위해 씨앗을 제공하여준 농업생명공학연구원(National Institute of Agricultural Biotechnology)과 논문을 세심하게 검토하여 주신 익명의 심사자들에게 감사드립니다.

참고문헌

- Avery, S.V. (1996) Fate of cesium in the environment: Distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems. *J. Environ. Radioact.*, v. 30(2), p. 139-171.
- Cordfunke, E.H.P. and Konnings, R.J.M. (1993) The release of fission products from degraded UO₂ fuel: Thermochemical aspect. *J. of Nuclear Materials*, v. 201, p. 57-69.
- Chou, F.I., Chung, H.P., Teng, S.P., and Sheu, S.T. (2005) Screening plant species native to Taiwan for remediation of ¹³⁷Cs-contaminated soil and the effects of K addition and soil amendment on the transfer of ¹³⁷Cs from soil to plants. *J. Environ. Radioact.*, v. 80, p. 175-181.
- Doyle, D. A., Cabral, J. M., Pfuetzner, R. A., Kuo, A., Gulbis, J. M., Cohen, S. L., Chait, B. T., and MacKinnon, R. (1998) The structure of the potassium channel: molecular basis of K⁺ conduction and selectivity. *Science*, v. 280, p. 69-77.
- Dushenkov, V., Kumar, P., Motto, H., and Raskin, I. (1995) Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams, *Environ. Sci. Technol.*, v. 29, p. 1239-1245.
- Dushenkov, S., Vasudev, D., Kapulnik, Y., Gleba, D., Fleisher, D., Ting, K. C., and Ensley, B. (1997) Removal of Uranium from Water Using Terrestrial Plants. *Environ. Sci. Technol.*, v. 31, p. 3468-3474.
- Ebbs, S., Brady, D., Norvell, W., and Kochian, L. (2001) Uranium speciation, Plant uptakes, and Phytoremediation, *Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management*. v. 5, p. 130-135.
- Imoto, S. (1986) Chemical state of fission products in irradiated UO₂. *J. of Nuclear Materials*, v. 140, p. 19-27.
- Jeong, G.-H., Lee, K.-W., Kim, K.-J., and Park, H.-H.

- (1994) The removal characteristics of cesium ion by chemical/ultrafiltration combination process. *Energy Engg. J.*, v. 3(1), p. 70-76.
- Minouflet, M., Ayrault, S., Badot, P.-M., Cotelte, S., and Ferard, J.-F. (2005) Assessment of the genotoxicity of ^{137}Cs radiation using Vicia-micronucleus, Tradescantia-micronucleus, and Tradescantia-stamen-hair mutation bioassays. *J. Environ. Radioact.* v. 81, p. 143-153.
- NIAST (2000) Methods of soil and plant analysis, *National Institute of Agricultural Science and Technology*, Suwon, Korea.
- Park, G.I., Cho, K.H., Lee, J.W., and Park, J.J. (2007) Cesium release behavior during the thermal threatment of high burn-up spent PWR fuel. *J. of the Korean Radioactive Waste Society*, v. 5(1), p. 53-64.
- Raskin, I. and Ensley, B. D. (2000) *Phytoremediation of Toxic Metals*, John Willey & Sons, Inc, pp. 285.
- Singh, S., Thorat, V., Kaushik, C.P., Raj, K., Eapen, S., and D'Souza, S.F. (2008) Potential of *Chromolaena odorata* for phytoremediation of ^{137}Cs from solution and low level nuclear waste. *J. Hazard. Mater.*, doi:10.1016/j.jhazmat.2008.05.097 (In press).
- Walker, C.T., Bagger, C., and Mogensen, M. (1996) Observation on the release of cesium from UO_2 fuel. *J. of Nuclear Materials*, v. 240, p. 32-42.
- Walle, E., Perrot, P., Foct, J., and Praise, M. (2005) Evaluation of the Cs-Mo-I-O and Cs-U-I-O diagrams and determination of iodine and oxygen partial pressure in spent nuclear fuel rods. *J. of Physics and Chemistry of Solid*, v. 66, p. 655-664.
- Watt, N.R., Willey, N.J., Hall, S.C., and Cobb, A. (2002) Phytoremediation of ^{137}Cs : The effect of soil ^{137}Cs concentration on ^{137}Cs uptake by *Beta vulgaris*. *Acta Biotechnolo.*, v. 22, p. 183-188.
- Whicker, F.W. (1997) Impacts of large radionuclide releases on plant and animal populations. In Ciba Foundation, ed, *Health Impacts of Large Releases of Radionuclides*. John Wiley, London, UK, p. 74-93.
- White, P. J., Swarup, K., Escobar-Gutierrez, A. J., Bowen, H. C., Willey, N. J., and Broadley, M. R. (2003) Selecting plants to minimize radiocesium in the food chain. *Plant and Soil*, v. 249, p. 177-186.
- Yang, M. and Lee, M. (2008) Rhizofiltration process with *Helianthus annuus L.*, *Phaseolus vulgaris var.*, and *Brassica juncea (L.) Czern.* to remediate uranium contaminated groundwater. *J. Kor. Soc. Soil & Groundwater Env.*, v. 13(4), p. 30-39.
- Yang, M. and Lee, M. (2009) Rhizofiltration using Sunflower (*Helianthus annuus L.*) and Bean (*Phaseolus vulgaris var. humilis.*) to remediate uranium contaminated groundwater. *J. Hazard. Mater.* (Submitted and in review).