

상추, 배추, 무순, 미나리를 이용한 뿌리여과법(rhizofiltration)의 우라늄으로 오염된 지하수 정화 효율 규명

한이경 · 김세윤 · 허효진 · 이민희*

부경대학교 지구환경과학과

Application of Rhizofiltration using Lettuce, Chinese Cabbage, Radish Sprouts and Buttercup for the Remediation of Uranium Contaminated Groundwater

Yikyeong Han · Seyoon Kim · Hyojin Heo · Minhee Lee*

Department of Earth Environmental Sciences, Pukyong National University, Busan, Republic of Korea

ABSTRACT

Lab scale rhizofiltration by using four plants was performed to investigate the uranium removal efficiency from groundwater. Lettuce (*Lactuca sativa* L.), Chinese cabbage (*Brassica campestris* L.), radish sprouts (*Raphanus sativus* L.) and buttercup (*Oenanthe javanica*) were cultivated during 3 weeks in the phytotron. Glass jar (12 cm × 12 cm × 8 cm for each), containing 350 ml of the artificially uranium contaminated solution was used for 72 hours of the rhizofiltration. In experiments with different initial uranium concentration (18.00 µg/L, 31.00 µg/L, 84.00 µg/L and 116.00 µg/L) in solution, more than 70% of the initial uranium were removed by using lettuce, Chinese cabbage and radish sprouts and the residual uranium concentration in solution maintained lower than USEPA water tolerance limit (30 µg/L). From the rhizofiltration experiments at various pH conditions, the highest uranium removal for all four plants was acquired at pH 3 in solution. Rhizofiltration experiments testing two field samples of groundwaters having high uranium concentrations (86.00 µg/L and 173.00 µg/L) were duplicated and more than 83% of the initial uranium were removed from the groundwater within 72 hours of rhizofiltration by using radish sprouts, which, suggests that the rhizofiltration can be a useful process to remediate uranium contaminated groundwater in the field. After the rhizofiltration experiment, the SEM and EDS analyses for the root surface of the radish sprouts were conducted, suggesting that the main mechanism of the rhizofiltration for the removal of uranium from groundwater would be surface precipitation on the root surface of the plant.

Key words : Groundwater, Radioactive material, Remediation, Rhizofiltration, Uranium

1. 서 론

우라늄은 방사성원소의 하나로써 철과 유사한 은백색의 광택이 있는 악티늄족 원소에 속하며(원자번호: 92), 반응성이 높아서 여러 원소들과 결합하여 다양한 복합체를 형성한다(Schulz, 1965). 천연우라늄은 질량수 234(존재 백분율 0.0058%, 반감기 24만 8000년), 235(존재백분율 0.715%, 반감기 7억 1300만년), 238(존재백분율 99.2%, 반감기 45억 1000만년) 등 3종의 동위원소로 이루어져 있으며, 그 밖에 인공적으로 만든 동위원소를 포함하면 질

량수 227로부터 240까지 14종에 이른다(Anirudhan and Radhakrishnan, 2009; Bachmaf et al., 2009). 자연에서 산출되는 우라늄의 주원자가는 U(III), U(IV), U(V), U(VI)로 U(IV)와 U(VI)가 안정하며 자연계에서 주로 U(IV)와 U(VI) 형태로 존재한다(Schulz, 1965; Nishita et al., 1978). 환원환경에서 우라늄은 주로 이동성이 적은 고상의 uraninite(U(IV))로 존재하지만(Langmuir, 1997), 산화환경에서는 U(VI)로 산화되어 우라닐 양이온을 형성하여 물에 용해되는 수산화 착화합물(hydroxide complex) 및 탄산염 착화합물(carbonate complex)을 형성함으로써

*Corresponding author : heelee@pknu.ac.kr

Received : 2014. 7. 26 Reviewed : 2014. 10. 25 Accepted : 2014. 10. 25

Discussion until : 2015. 2. 28

우라늄의 용해도(solubility)와 이동도(mobility)를 증가시킨다(Waite et al., 1994; Murakami et al., 1997; Cothorn and Lappenbusch, 1983). 우라늄은 지하수의 pH에 대하여 매우 의존적이며 다양한 이산화탄소 분압, 우라늄 농도, 착화합물을 형성하는 리간드 등에 의해서도 민감한 것으로 알려져 있다(Pabalan and Turner, 1997; Katsoyiannis et al., 2006). 인체에 유입되는 우라늄의 가장 지배적인 형태는 중탄산염 착화합물($\text{UO}_2(\text{HCO}_3)_2$)으로 알려져 있으며(Hodge, 1973; Almeida et al., 2004), 인체 내 농도가 높을 때 신장장애를 초래하는 것으로 보고되고 있고(CEPA, 2001), 우라늄이 뼈에 축적되면 골격계 암을 유발할 수 있는 것으로 알려졌다(Shin et al., 2002). 우라늄 평균 하루 섭취량은 먹는물 $3.7 \mu\text{g/day}$, 음식물 $1.1 \mu\text{g/day}$ 이며 섭취된 우라늄은 뼈에 22%, 신장 등 다른 조직에 12% 축적되고 나머지는 배출된다. 전 세계 지하수의 평균 우라늄 농도는 $0.1 \sim 10 \mu\text{g/L}$ 이며, 미국 EPA에서는 우라늄의 음용수 허용 농도를 $30 \mu\text{g/L}$ 로 규제하고 있다(MOE, 2007; USEPA, 1999).

우라늄, 세슘, 스트론튬, 플루토늄과 같은 방사능 핵종을 제거하기 위한 식물정화법은 초기에는 주로 지표수/폐수의 난분해성 오염물질의 정화, 대기 중의 오염물질 제거, 토양 중의 유기오염물이나 중금속 제거 중심으로 연구되어 왔다(Briggs et al., 1982; Burken and Schnoor, 1997; Dietz and Schnoor, 2001; McFarland et al., 1990; Thompson et al., 1998). 특히 구소련의 체르노빌 사고지역과 미국의 우라늄 재처리 시설지역을 대상으로 이루어진 연구 결과로부터 해바라기, 콩을 이용한 식물정화법이 토양과 지하수로부터, 방사능 핵종을 제거하는데 효과가 좋은 것으로 밝혀졌다(Cornish, 1995; Dushenkov et al., 1997; Dushenkov et al., 1995; Willey and Collins, 1996). 국내에서 식물정화법과 관련된 연구는 주로 토양 내 중금속을 대상으로 한 연구(Kang and Kim, 2000; Moon et al., 2000; Kim et al., 2010; Choi et al., 2010; Jeon et al., 2012)가 대부분이었고, 유기오염물질을 대상으로 한 연구에서는 알팔파와 같은 초본류를 이용한 실험에 국한되었다(Baek et al., 2002; Kim et al., 2002; Shim et al., 1999). 기존의 국내 식물정화 연구에서 주로 사용되었던 식물 종은 포플러, 사시나무, 버드나무 등과 같은 목본류와 콩과, 벼과, 십자화과, 알팔파 등 초본류 등이다(Chang, 2006; Kim and Sung, 2011; Jeon et al., 2012; Yeo et al., 2002). 다만 토양으로부터 중금속과 유기오염물을 제거하는 연구외에, 식물정화법이 방사능 핵종으로 오염된 지하수나 지표수에 적용된 국내 사례는 매

우 제한적이다(Yang and Lee, 2008; Lee and Yang, 2010). 그나마 토양정화에 사용되었던 식물들은 콩과류를 제외하면 실제로 국내에서 재배되는 주요 식물이 아닌 경우가 대부분이어서(예: 해바라기, 겨자류, 잡초, 포플러 등), 국내 오염 지하수에 적용할 수 있는 식물정화법에 대한 연구는 매우 중요하다.

뿌리여과법은 식물 뿌리를 이용하여 지하수에 존재하는 중금속을 흡착하여 제거하는 방법으로, 식물체의 중금속 흡착기작은 크게 세 가지로 ① 식물의 세포 밖 침전, ② 세포벽 침전과 흡착, ③ 세포질 구획 또는 액포에 의한 세포 내의 흡착 등이 있다. 식물은 세포 내에 K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} 와 같은 필수 이온의 흡착이 가능하다. 대부분 식물의 세포벽이나 표피층은 음전하로 대전되어 있어서(Beveridge and Murray, 1980), 지하수에 존재하는 양이온을 전기적으로 흡착하게 된다(Suzuki et al., 2002). 우라늄은 주로 식물 뿌리 세포벽의 카르복실기(COO^-)와 결합하여 흡착되는 것으로 알려져 있다(Waite et al., 1994; Langmuir, 1997).

본 연구에서는 식물정화법의 주요 세부 공정에 속하는 뿌리여과법(rhizofiltration)을 이용하여 방사능 핵종인 우라늄으로 오염된 지하수를 대상으로 국내에서 흔히 재배되는 식물 중 지금까지 우라늄 제거 연구에서 사용하지 않았던 종이겨나, 중금속 흡착능이 높고, 성장속도가 빨라 짧은 시간에 다량의 중금속을 제거 할 수 있는 상추(lettuce), 배추(chinese cabbage), 무순(radish sprouts), 미나리(buttercup)를 이용한 뿌리여과법의 적용 가능성을 입증하고자 하였다.

2. 실험 방법

2.1. 지하수 수질 특성 규명

실험에 사용된 지하수는 이전 연구자들에 의해 우라늄 함량이 높은 것으로 보고된 대전 외삼동(Han and Park, 1996)과 부산 부곡동(Jeon, 2009) 지역 지하수를 사용하였다. 암석 내 우라늄 함량은 일반적으로 산성암인 화강암이 염기성암인 현무암보다 높게 나타나는데, 국내 지하수의 우라늄 함량은 화강암 > 옥천계변성암 > 퇴적암 > 화산암 순으로 높게 나타난다(MOE., 2007). 대전 외삼동 지하수 내 우라늄은 옥천대 우라늄 광화대로부터 공급되기 보다는, 주변 화강암과 석회암 기원인 것으로 보고되고 있다(Hwang, 2010). 부산 부곡동 지하수의 우라늄 기원은 주로 미문상 화강암으로 암석 내 우라늄 함량이 3.00 mg/kg 으로 높게 나타나 주변 지하수에 영향을 미친

것으로 보고되고 있으며, 화강암질 암석을 모암으로 하는 잔류토양 내 우라늄의 평균 함량도 3.79 mg/kg 으로 높게 나타나 대전 외삼동 지하수와 마찬가지로 주로 화강암의 영향을 받은 것으로 판단된다(NIER, 1999; Lee et al., 2008). 본 연구를 위해 대전 외삼동 지하수는 외삼동 마을 내 가정집에 설치되어있는 수도에서 채수하였고, 부산 부곡동 지하수는 금정구청 내 민방위급수대에서 채수하여 실험에 사용하였다. 두 지역 지하수의 수질 특성을 파악하기 위하여 우라늄 농도, 수소이온 농도(pH), 산화환원전위(Eh: Oxidation Reduction Potential), 용존산소 농도(DO: Dissolved oxygen), 전기전도도(EC: Electric Conductivity)를 측정하였다. 지하수의 우라늄 농도는 ICP-MS(Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer)로 측정하였고, 수소이온 농도는 pH 측정기를 사용하여 측정하였으며, 산화환원전위와 용존산소 농도 그리고 전기전도도는 Istek 회사 제품의 전극 측정기(815 PDC)를 사용하여 측정하였다.

2.2. 뿌리여과법(rhizofiltration) 실내 실험

2.2.1. 수경재배 조건

실험에 사용된 국내 우라늄 오염 지하수는 우라늄 농도가 높은 대전 외삼동 지하수(평균 농도: $86.00 \mu\text{g/L}$)와 부산 부곡동 지하수(평균 농도: $173.00 \mu\text{g/L}$)를 사용하였고, 인공오염수는 SIGMA-ALDRICH에서 구입한 우라늄 표준용액($1000 \mu\text{g/ml}$ in $1 \text{ wt.}\% \text{ HNO}_3$)을 증류수에 희석하여 제조하였다. 실험에 사용된 식물들은 상추(lettuce: *Lactuca sativa* L.), 배추(Chinese cabbage: *Brassica campestris* L.), 무순(radish sprouts: *Raphanus sativus* L.), 미나리(buttercup: *Oenanthe javanica*) 등 총 4종이다(Fig. 1). 미나리를 제외한 식물들의 씨앗은 식물 뿌리를 지지할 수 있는 지지망을 설치한 유리수경조($12 \text{ cm} \times 12 \text{ cm} \times 8 \text{ cm}$)에 담아 식물성장기(phytotron) 내에서 3주 동안 발아 및 성장시켰으며, 미나리의 경우에는 적당한 크기로 절단한 줄기를 유리수경조에 담구어 3주 동안 뿌리

를 내려 성장시켰다(Fig. 2). 모든 뿌리여과법 실험에 사용되어진 식물들은 3주 동안 성장시킨 비교적 균일한 크기의 식물들을 사용하였으며, 오염수 350 ml 를 채운 유리수경조에 식물의 뿌리가 충분히 적시도록 담근 후 총 72 시간 동안 수경재배 실험을 실시하였다. 식물성장기의 수경재배 조건은 식물 발아와 성장의 최적조건인 온도 25°C , 습도 70%, 조도 4000 Lux (16시간/일), CO_2 농도 600 mg/L 로 유지하였다(Lee and Yang, 2010). 실험 결과의 신뢰성을 확보하기 위해 각 식물별 동일한 조건에서 3회 수경재배 실험을 반복하였다.

2.2.2. 오염수의 우라늄 제거효율 규명 실험

오염수로부터 식물체에 의한 우라늄 제거효율을 규명하기 위하여 오염수 350 ml 에 각각 네 종류의 식물 뿌리를 담근 후, 72시간 동안 뿌리여과법 실험을 실시하였다. 오염수는 12시간, 24시간, 48시간, 72시간마다 10 ml 씩 총

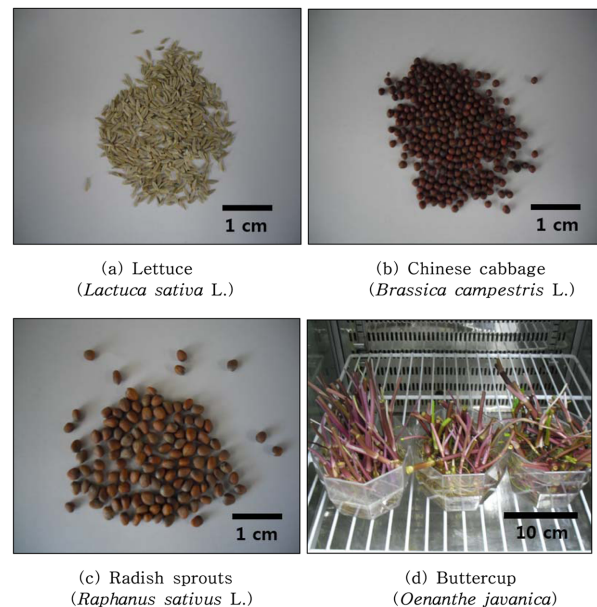


Fig. 1. Photographs for the seeds and shoots of different plants for the rhizofiltration experiments.

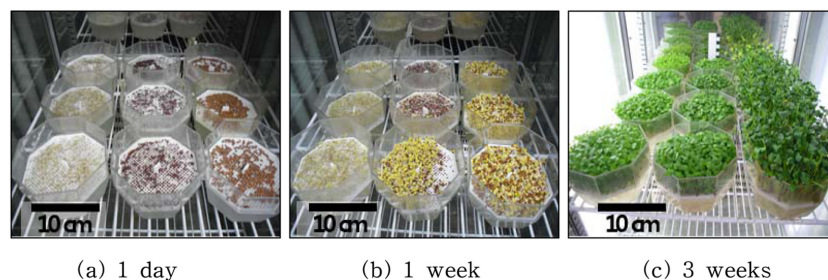


Fig. 2. Photographs for the plants cultivated in the phytotron for the rhizofiltration experiments.

4회 채취하여 여과액을 Whatman No. 40번 여과지로 여과시킨 후, ICP-MS(Perkin Elmer, Elan 6100, FIMS 400)로 여과액의 우라늄 농도를 측정하였다. 모든 실험을 3회 반복 한 결과의 산술평균값을 사용하여 신뢰성을 높였으며, 오염수의 우라늄 초기 농도와 식물체에 의해 제거된 오염수의 잔류 우라늄 농도를 분석하여 아래와 같은 방법으로 뿌리여과법의 우라늄 제거효율(removal efficiency: %)을 계산하였다.

$$\text{Removal efficiency (\%)} = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i} \right) \times 100$$

여기서, C_i 는 인공오염수의 초기 우라늄 농도($\mu\text{g/L}$)를 나타내며, C_f 는 수경재배 후 오염수의 잔류 우라늄 농도($\mu\text{g/L}$)를 나타낸다.

2.2.2.1. 수경재배 시간에 따른 식물별 제거효율

적절한 수경재배 시간을 결정하기 위하여 수경재배 시간에 따른 오염수의 우라늄 농도 변화를 측정하는 실험을 실시하였다. 인공오염수의 우라늄 농도는 표준용액을 희석하여, 국내 오염 지하수의 우라늄 농도(외삼동: $86.00 \mu\text{g/L}$ 와 비슷한 $84.00 \mu\text{g/L}$ 로 제조하였다. 수경재배 시간은 12시간, 24시간, 48시간, 72시간, 120시간으로 설정하고 재배시간 별로 오염수의 우라늄 농도를 분석하여 수경재배 시간에 따른 우라늄 제거효율을 계산하였다.

2.2.2.2. 인공오염수의 우라늄 농도 변화에 따른 식물별 제거효율

지하수 내 우라늄 초기 농도 차이에 의한 식물별 제거효율 변화를 규명함으로써 뿌리여과법에 의해 제거 가능한 오염수의 우라늄 농도 범위를 설정하기 위하여, 오염수의 우라늄 농도별 제거효율을 구하는 수경재배 실험을 실시하였다. 실험 조건은 이전 수경재배 조건과 같게 설정하였고, 인공오염수의 농도는 우라늄 표준용액을 증류수에 희석하여 오염수의 우라늄 농도를 각각 $18.00 \mu\text{g/L}$, $32.00 \mu\text{g/L}$, $84.00 \mu\text{g/L}$, $116.00 \mu\text{g/L}$, $173.00 \mu\text{g/L}$, $263.00 \mu\text{g/L}$ 로 제조하여 사용하였다. 수경재배 12시간, 24시간, 48시간, 72시간마다 오염수의 우라늄 농도를 분석하여 재배 시간별 제거효율을 계산하였다.

2.2.2.3. 인공오염수의 pH 변화에 따른 식물별 제거효율

지하수의 다양한 pH 조건에 따른 식물체의 우라늄 제거효율을 규명하기 위한 수경재배 실험을 실시하였다. 오염수의 pH는 NaOH와 HCl을 첨가하여 적정하였으며, 우

라늄 농도 $116 \mu\text{g/L}$ 에서 pH를 3, 5, 7, 9 등 총 네 종류로 제조하여 실험을 실시하였다. 수경재배 12시간, 24시간, 48시간, 72시간 마다 오염수의 우라늄 농도를 분석하여 제거효율을 계산하였다.

2.2.3. 국내 우라늄 오염 지하수를 이용한 실험

실제 오염 지하수와 인공오염수의 수질은 지구화학적으로 상이하여 뿌리여과법의 효율이 다르게 나타날 수 있으므로, 실제 오염 지하수를 대상으로 뿌리여과법 실험을 반복하였다. 실험 대상 실제 오염 지하수는 국내에서 우라늄 농도가 높게 보고된 대전 외삼동과 부산 부곡동 두 지역에서 채수하여 사용하였고, 상추, 배추, 무순, 미나리를 이용한 뿌리여과법 실험을 실시 한 후 12시간, 24시간, 48, 72시간, 120시간 마다 오염 지하수를 채취하여 오염 지하수의 잔류 우라늄 농도를 분석함으로써 식물별 우라늄 제거효율을 계산하였다.

2.2.4. 식물체 내 우라늄 제거능 분석

뿌리여과법에 의한 인공오염수 내 용존 우라늄 제거 시, 식물체 내 우라늄 흡착 및 탈착반응이 가역적으로 진행되며 오염수 내 농도의 변화가 일어나지 않는 흡착평형에 도달하게 된다. 따라서 식물체 내 우라늄 제거능(removal capacity: q) 규명 실험은 기존의 수계에서 중금속의 흡착반응이 평형인 상태일 때 흡착능을 구하는 실험과 유사하다. 본 연구에서는 72시간 뿌리여과법 실험 후 식물체 내에 축적된 우라늄 농도를 측정하여, 식물 종류별 우라늄 제거능을 계산하였다. 뿌리여과법에 사용한 식물은 잎(줄기 포함)과 뿌리로 분리하였으며 잎은 증류수로 3번 세척하였고, 뿌리는 증류수로 3번 세척한 후 다시 0.1% HClO_4 용액에 3분 동안 담근 뒤 증류수로 3번 이상 세척하였다. 습식분해법(NIAST, 2000)에 따라 분리한 부위별 식물시료 2g을 300 ml 비이커에 넣고 10 ml 질산(HNO_3)을 첨가하여 10시간 정치시켰다. 갈색 연기가 모두 날아 갈 때까지(유기물 분해) 1 ml 과산화수소(H_2O_2)용액을 넣고 180°C 이하에서 1차 산분해를 실시한 후, 최종 분해액인 ternary solution ($\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{SO}_4:\text{HClO}_4=10:1:4$) 20 ml를 첨가하여 미황색이나 무색이 될 때까지 $160^\circ\text{C}\sim 200^\circ\text{C}$ 에서 서서히 가열하였다. 0.5% 질산을 사용하여 최종 분해액의 부피를 10 ml로 맞춘 후 Whatman NO. 40 여과지를 사용하여 여과한 여액의 우라늄 농도를 분석하였다. 식물 부위별 축적된 우라늄 농도를 분석하여 오염수와 식물체 사이의 질량분배율로부터 식물별 우라늄 제거능을 계산하였다. 식물별 우라늄 제거능(q)을 아래의 식을 이용

하여 계산하였다.

$$q = \frac{V \times C}{m}$$

여기서, q 는 식물의 단위질량 당 축적된 우라늄의 제거능($\mu\text{g/g}$)을 나타내며, V 는 오염수의 부피(ml), C 는 식물체에 의해 제거된 우라늄 농도($\mu\text{g/L}$), m 은 식물의 건조 무게(g)를 나타낸다.

인공오염수의 다양한 pH 조건에서 식물의 우라늄 제거능 변화를 파악하기 위한 수경재배 실험을 실시하였다. 오염수의 pH는 HCl과 NaOH를 첨가하여 적정하였고, pH 3, pH 5, pH 7, pH 9 등 네 종류의 pH 조건에서 수경재배한 후 식물에 흡착된 우라늄 농도를 각각 비교하였다. 오염수의 초기 우라늄 농도를 $116 \mu\text{g/L}$ 로 적정하여 실험하였으며, 식물은 각각 뿌리와 잎으로 분리한 후 습식분해법으로 전처리하여 각 부위에 흡착된 우라늄 농도를 분석하여 pH 변화에 따른 식물 종류별 우라늄 제거능을 계산하였다.

초기 우라늄 농도가 $86.00 \mu\text{g/L}$ 인 대전 외삼동 지하수(pH 6.65)와 우라늄 농도가 $173.00 \mu\text{g/L}$ 인 부산 부곡동 지하수(pH 6.86)를 대상으로 상추, 배추, 무순, 미나리를 이용한 뿌리여과법 실험을 실시 한 후 식물체 내에 흡착된 우라늄 농도를 분석하여 식물 종류별 뿌리와 잎의 우라늄 제거능을 계산하였다.

2.3. 식물 뿌리에 흡착된 우라늄의 SEM/EDS 분석

우라늄 인공오염수를 대상으로 제거효율이 가장 높은 식물인 무순을 이용한 뿌리여과법 실험 후, 식물 뿌리 표면의 SEM(Scanning Electron Microscope) 이미지 분석과 EDS(Energy Dispersive X-Ray Spectrometer) 성분 분석을 실시하여 식물 뿌리 표면의 우라늄 흡착 형태를 관찰하고자 하였다. 우라늄 농도를 500 mg/L 로 적정한 인공오염수(pH 5로 적정)를 제조하여 인공오염수 200 ml에 24시간 동안 무순을 수경재배 한 후 무순 뿌리 표면에 대하여 SEM/EDS 분석을 실시하였다. 뿌리 표면을 5000배 확대한 SEM 이미지에서 고상 결정이 확인된 3지점을 임의로 선정하여 EDS 분석을 실시함으로써 식물 뿌리 표면에 흡착된 우라늄의 존재형태를 파악하였다. 무순의 뿌리

표면을 금 코팅한 후 가속전압은 20 kV, 배율은 5000배로 하여 SEM(HITACHI S-2700)과 EDS(KEVEX Ltd. SIGMA) 분석을 실시하였다.

3. 실험 결과

3.1. 지하수 수질 특성 규명

두 지역 지하수의 수질 특성 분석 결과는 Table 1에 나타내었다. 분석 결과, 대전 외삼동 지하수의 pH는 6.65로 중성이었으며, 산화환원전위는 155.33 mV 로 일반적인 국내 먹는물 지하수(MOE., 2000) 범위에 해당하는 산소분압이 조금 높은 산화환경에 해당되었으며, 용존산소량은 9.53 mg/L 이었다. 전기전도도는 $368.67 \mu\text{S/cm}$ 으로 옥천계 변성암지대의 먹는 샘물 지하수 범위($75 \mu\text{S/cm} \sim 314 \mu\text{S/cm}$)보다 조금 높았으며(Choo et al., 1998), 우라늄 농도는 $86.00 \mu\text{g/L}$ 로 미국 EPA 수질허용기준치($30 \mu\text{g/L}$)보다 높았다. 부곡동 지하수의 pH는 6.86로 중성이고, 산화환원전위는 158.67 mV 로 외삼동 지하수와 마찬가지로 산화환경에 해당되었으며, 용존산소량은 11.67 mg/L 이었다. 전기전도도는 $987.01 \mu\text{S/cm}$ 로 매우 높게 나타나 지하수내 용존 이온 물질의 함량이 높은 것으로 나타났다. 우라늄 농도도 $173.00 \mu\text{g/L}$ 로 매우 높게 나타났으며, 이러한 결과는 부산 부곡동 지하수의 우라늄 기원이 주로 미문상 화강암 기반암 내 존재하는 우라늄(평균 우라늄 함량: 3.00 mg/kg)이기 때문으로 판단되었다(NIER, 1999).

3.2. 뿌리여과법(rhizofiltration) 실내 실험

3.2.1. 오염수의 우라늄 제거효율 규명 실험

3.2.1.1. 수경재배 시간에 따른 식물별 제거효율

초기 우라늄 농도를 외삼동 지하수와 비슷하게 $84.00 \mu\text{g/L}$ 로 적정한 인공오염수를 이용하여 뿌리여과법을 실시한 후 오염수의 반응 시간에 따른 식물별 우라늄 제거효율 결과를 Fig. 3에 나타내었다. 실험 결과, 수경재배 12시간 이내에 제거효율이 상추 66.43%, 배추 68.09%, 무순 80.78%, 미나리 58.36%로 매우 높게 나타나, 12시간 이내에 제거효율이 급격히 증가하였다. 12시간에서 72시간 동안에는 제거효율이 상추 83.39%, 배추 73.78%, 무

Table 1. Properties of groundwater for the experiment

Groundwater type	pH	Eh (mV)	DO (mg/L))	EC ($\mu\text{S/cm}$)	U Conc. ($\mu\text{g/L}$)
Oesamdong	6.65	155.33	9.53	368.67	86.00
Bugokdong	6.86	158.67	11.67	987.01	173.00

순 86.95%, 미나리 64.29%로 네 종류 식물에서 약간 증가하였고, 이때 오염수의 우라늄 농도는 14.00 $\mu\text{g/L}$, 22.10 $\mu\text{g/L}$, 11.00 $\mu\text{g/L}$, 30.00 $\mu\text{g/L}$ 로써 미국 EPA 수질

허용기준치인 30 $\mu\text{g/L}$ 보다 낮게 나타났다. 수경재배 120 시간 이후에는 제거효율이 상추 75.09%, 배추 61.80%, 무순 69.75%, 미나리 54.92%로 72시간일 때보다 오히려 약간 낮아졌다. 이러한 결과는 수경재배 72시간 이후부터 식물의 뿌리 표면에 흡착되었던 일부 우라늄이 식물 성장률이 낮아지면서 탈착되어 나타나는 현상으로, 수경재배 72시간은 식물이 우라늄을 제거하는데 제한을 받는 식물의 선장한계시간인 것으로 판단되었다. 따라서 이후의 모든 수경재배 실험 시간은 72시간으로 하였다.

3.2.1.2. 인공오염수의 우라늄 농도 변화에 따른 식물별 제거효율

초기 우라늄 농도가 18.00 $\mu\text{g/L}$, 31.00 $\mu\text{g/L}$, 84.00 $\mu\text{g/L}$, 116.00 $\mu\text{g/L}$, 179.00 $\mu\text{g/L}$, 263.00 $\mu\text{g/L}$ 인 인공오염수를 대상으로, 72시간 뿌리여과법 실험 후의 제거효율과 오염수의 잔류 우라늄 농도 분석 결과는 Fig. 4에 나타내었다.

인공오염수의 초기 우라늄 농도가 18.00 $\mu\text{g/L}$ 일 때 뿌리여과법 실험 72시간 후 무순의 제거효율이 88.89%로 가장 높았고, 다음으로 배추 81.67%, 상추 79.94%, 미나리는 69.94% 순으로 미나리의 제거효율이 가장 낮았으며, 오염수의 잔류 우라늄 농도는 2.00 $\mu\text{g/L}$, 3.30 $\mu\text{g/L}$, 3.61 $\mu\text{g/L}$, 5.41 $\mu\text{g/L}$ 로 미국 EPA 수질허용기준치(30 $\mu\text{g/L}$) 이하로 나타났다. 인공오염수의 초기 우라늄 농도가 84.00 $\mu\text{g/L}$ 일 때 무순의 제거효율은 86.95%로 가장 높았으며, 다음으로 상추 83.39%, 배추 73.78%, 미나리 64.29% 순이었으나, 오염수의 잔류 우라늄 농도는 11.00 $\mu\text{g/L}$,

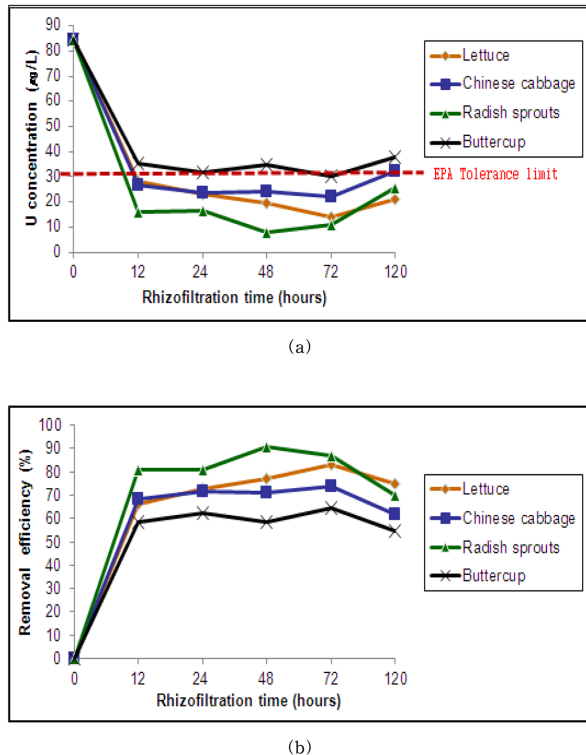


Fig. 3. Results for the uranium concentration in solution (a) and the uranium removal efficiency (b) of the plants at different rhizofiltration time (initial uranium concentration of 84.00 $\mu\text{g/L}$).

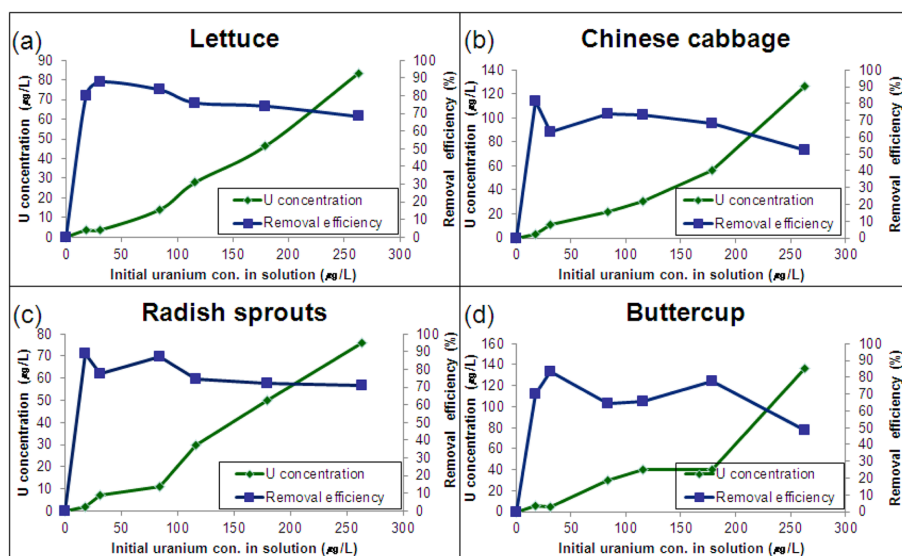


Fig. 4. Results for the change of the uranium concentrations in solution and the uranium removal efficiency of the plants according to the different initial uranium concentration of solution after 72 hour of rhizofiltration experiments.

14.00 µg/L, 22.10 µg/L, 30.00 µg/L이었다. 인공오염수의 초기 우라늄 농도가 116.00 µg/L일 때 제거효율은 무순 74.40%, 상추 75.96%, 배추 73.36%로 나타났고, 미나리는 65.54%로 가장 낮았으며, 오염수의 잔류 우라늄 농도는 29.70 µg/L, 27.89 µg/L, 29.91 µg/L, 39.97 µg/L로 나타나, 미나리를 제외한 세 종류 식물은 수질허용기준치 (30 µg/L) 이하로 나타났다. 인공오염수의 초기 우라늄 농도가 179.00 µg/L일 때 제거효율은 무순이 72.18%, 상추 74.13%, 배추 68.32%, 미나리는 77.65%이었으며, 오염수의 잔류 우라늄 농도는 49.80 µg/L, 46.30 µg/L, 56.70 µg/L, 40.00 µg/L이었다. 인공오염수의 초기 우라늄 농도가 263.00 µg/L 조건일 때 제거효율이 무순은 71.05%, 상추는 68.23%이었고, 배추와 미나리의 제거효율은 각각 52.01%와 48.29%이었으며, 오염수의 잔류 우라늄 농도는 76.12 µg/L, 83.55 µg/L, 126.22 µg/L, 136.00 µg/L로 높게 나타났다.

실험결과, 초기 우라늄 농도가 116.00 µg/L 이하의 농도 조건에서 미나리를 제외한 세 식물 모두 제거효율이 70% 이상으로 높게 나타났고, 오염수의 잔류 우라늄 농도는 우라늄 수질허용기준치(30 µg/L) 이하로 나타났으며, 초기 우라늄 농도가 179.00 µg/L인 농도 조건에서도 제거효율이 70% 이상으로 높게 유지되었다. 모든 농도에서 네 종류 식물 중 무순의 제거효율이 가장 높았다. 초기 우라늄 농도가 263.00 µg/L인 농도 조건에서는 오염수의 잔류 우라늄 농도가 높게 나타나, 2회 이상 반복 수경 재배에 의해 잔류 우라늄 농도를 낮출수 있을 것으로 판단되었다.

3.2.1.3. 인공오염수의 pH 변화에 따른 식물별 제거효율

오염수의 다양한 pH 조건에서 수경재배 실험에 의한 우라늄의 제거효율 실험 결과는 Fig. 5에 나타내었다. 실험 결과, 모든 식물들은 오염수의 pH에 영향을 받아 동일한 식물 내에서도 pH 조건에 따라 제거효율의 차이가 있었으며, pH 3인 조건에서 무순, 상추, 미나리, 배추의 경우 각각 97.77%, 97.49%, 96.92%, 89.33%의 가장 높은 제거효율을 나타내었다. pH 5 조건에서는 74.50%, 93.20% 74.40%, 69.04%로 나타나, pH 3 조건일 때 보다 네 종류 식물 모두 낮은 제거효율을 나타내었으며, pH가 7과 9인 경우 제거효율은 더 감소하여 pH가 증가함에 따라 뿌리 여과법의 제거효율은 감소하였다. pH의 조건에 따라 제거효율의 차이가 나는 이유는 우라늄이 산화환경에서 pH 3인 산성 조건일 때 ‘우라닐’ 양이온(UO_2^{2+})으로 존재하여(Murakami et al., 1997; Cothorn and Lappenbusch, 1983), 식물에 대한 흡착능이 증가하였기 때문이고, pH가 5 이상에서는 하이드록시거나 탄산염 복합체를 형성하여(Waite et al., 1994; Langmuir, 1997), 주로 음전하를 띠기 때문에 식물에 대한 흡착능이 급격히 감소하는 것으로 판단되었다. 실험결과, 오염수가 pH 3인 강산성 조건에서도 높은 우라늄 제거효율을 나타내어, 유해중금속 오염도가 높은 산성조건의 다른 오염수(예: 산성광산배수)에도 본 식물들의 뿌리여과법 적용이 가능할 것으로 판단되었다.

3.2.1.4. 국내 우라늄 오염 지하수를 이용한 실험

초기 우라늄 농도가 86.00 µg/L인 대전 외삼동 지하수

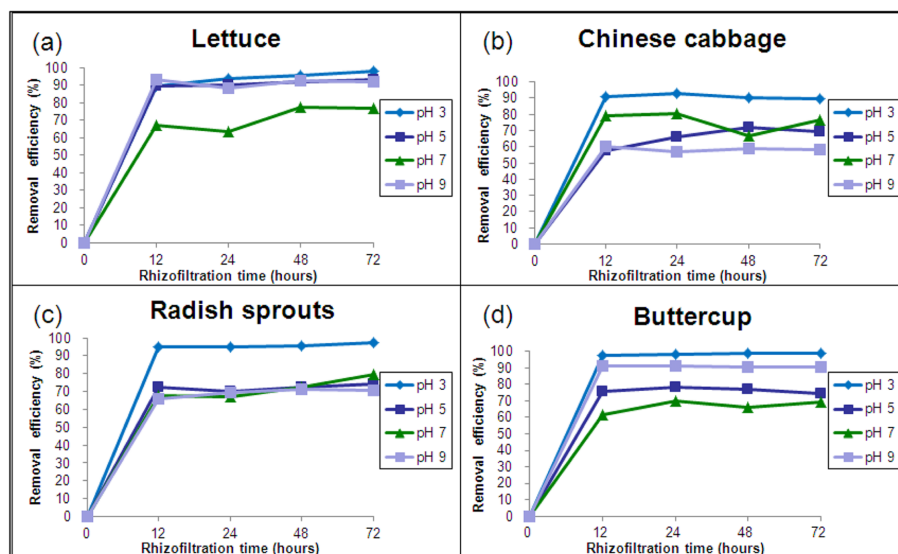
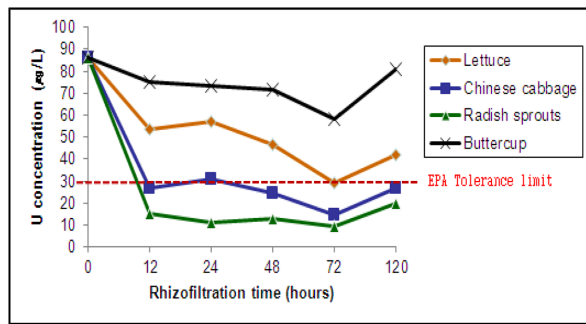
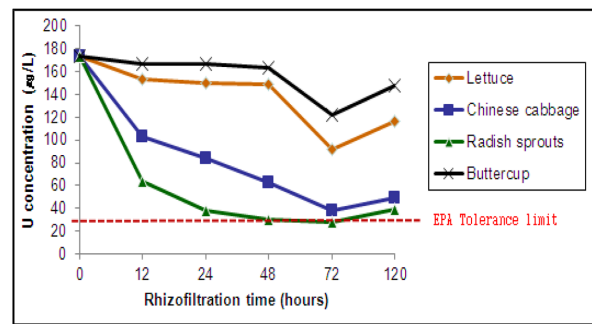


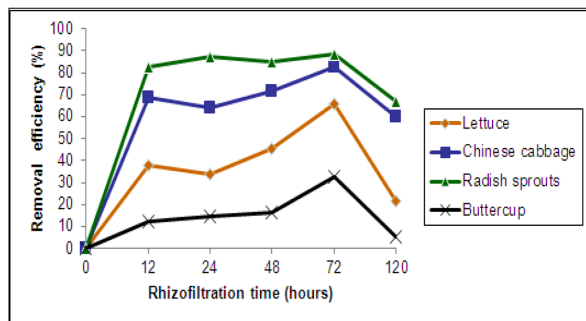
Fig. 5. Results for the uranium removal efficiency of four plants at different pH conditions of solution in rhizofiltration experiments.



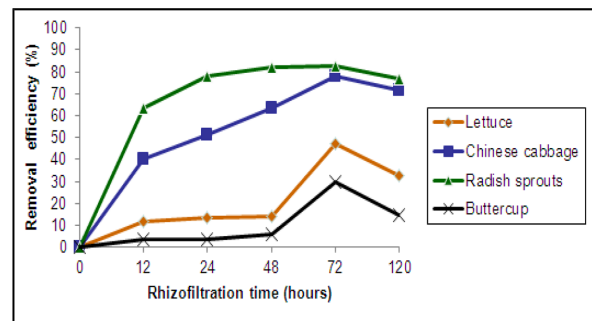
(a)



(a)



(b)



(b)

Fig. 6. Results for the uranium concentration in solution (a) and the uranium removal efficiency (b) of the plants in rhizofiltration experiments for Oesamdong groundwater.

를 대상으로 한 뿌리여과법 실험 결과는 Fig. 6에 나타내었다. 뿌리여과법 실험 12시간 후 제거효율이 무순의 경우 82.60%이었으며, 72시간 후에는 88.76%로 가장 높았으며, 배추는 82.90%, 상추는 66.10%이었으며, 미나리는 32.60%로 상대적으로 낮은 제거효율을 나타내었다. 무순, 상추, 배추를 이용한 뿌리여과법 실험 72시간 후 오염수의 잔류 우라늄 농도는 9.67 $\mu\text{g/L}$, 14.70 $\mu\text{g/L}$, 29.20 $\mu\text{g/L}$ 로 수질허용기준치인 30 $\mu\text{g/L}$ 보다 낮게 나타나, 우라늄 농도가 86.00 $\mu\text{g/L}$ 이하인 국내 우라늄 오염 지하수에 대하여 무순, 배추, 상추를 이용한 뿌리여과법의 적용이 가능함을 확인하였다.

우라늄 농도가 173.00 $\mu\text{g/L}$ 와 pH가 6.86인 부산 부곡동 지하수를 대상으로 한 뿌리여과법 실험 결과는 Fig. 7에 나타내었다. 뿌리여과법 실험 12시간 후 제거효율이 무순의 경우 63.00%이었으며, 72시간 후에는 82.80%로 가장 높았고, 오염수의 잔류 우라늄 농도는 수질허용기준치보다 낮은 29.80 $\mu\text{g/L}$ 로 나타났다. 배추의 경우는 뿌리여과법 실험 72시간 후에 제거효율이 77.00%로 가장 높았으며, 상추와 미나리의 제거효율은 46.90%와 29.50%로 낮게 나타났다. 실제 오염지하수를 이용한 뿌리여과법의 우라늄 제

Fig. 7. Results for the uranium concentration in solution (a) and the uranium removal efficiency (b) of the plants in rhizofiltration experiments for Bugokdong groundwater.

거효율이 인공오염수를 이용한 뿌리여과법의 제거효율과 차이를 보이는 이유는 실제 오염지하수 내 존재하는 경쟁 이온들에 의한 이온강도 차이와 수질 특성 때문으로 판단되었다. 실험결과, 무순을 이용한 72시간 뿌리여과법을 실시하는 경우 국내 대부분 오염지하수의 우라늄 농도를 수질허용기준치 이하로 낮출 수 있을 것으로 판단되었다.

3.2.2. 식물체 내 우라늄 제거능 분석

다양한 pH 조건으로 실험한 식물의 부위별(뿌리와 잎) 우라늄 제거능을 분석한 결과는 Fig. 8에 나타내었다. 실험 결과, 오염수로부터 제거된 우라늄의 대부분이 식물 뿌리에 흡착되었으며, 오염수의 우라늄 농도가 높아지면 식물 뿌리와 잎의 제거능 또한 증가하는 것으로 나타났다. pH 5인 약산 조건에서 배추와 무순 뿌리의 제거능은 313.63 $\mu\text{g/g}$ 과 312.42 $\mu\text{g/g}$ 으로 상추와 미나리 뿌리의 제거능 220.34 $\mu\text{g/g}$ 과 132.13 $\mu\text{g/g}$ 보다 높게 나타났다. pH가 3인 산성 조건에서 배추와 무순 뿌리의 제거능은 1259.01 $\mu\text{g/g}$ 과 1320.24 $\mu\text{g/g}$ 으로 pH 5에서 보다 약 4배 정도 높게 나타났고 상추와 미나리 뿌리는 357.31 $\mu\text{g/g}$ 과 176.40 $\mu\text{g/g}$ 으로 약 1.5배 정도 높게 나타났다. pH 7인

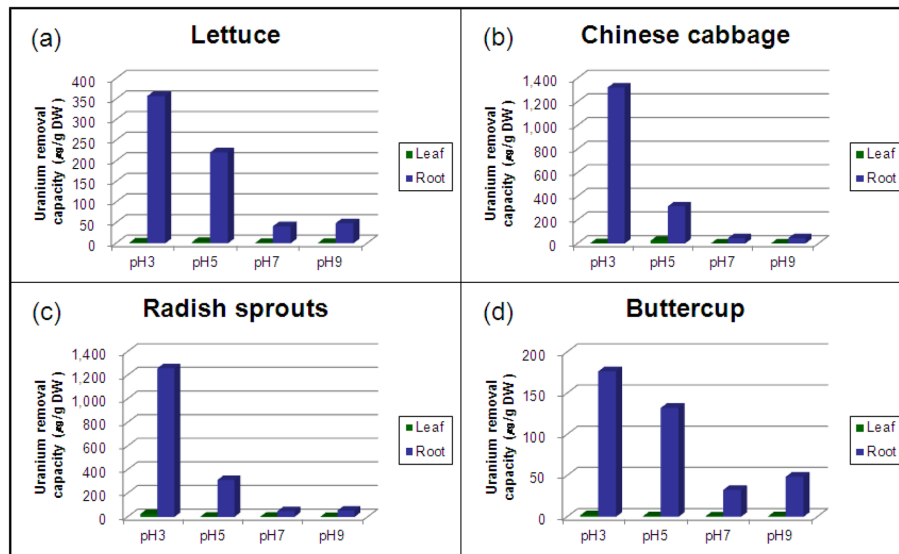
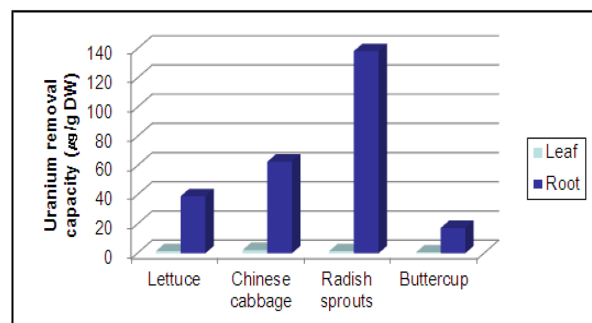


Fig. 8. Results for the uranium removal capacity of the plants at different pH conditions of solution in rhizofiltration experiments.

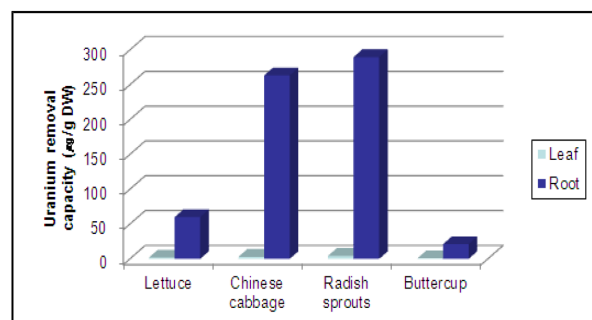
중성 조건에서 배추와 무순 뿌리의 제거능은 $44.63 \mu\text{g/g}$ 과 $49.53 \mu\text{g/g}$ 으로 pH 5에서 보다 약 6배 정도 낮게 나타났고 상추와 미나리 뿌리는 $40.95 \mu\text{g/g}$ 과 $32.55 \mu\text{g/g}$ 으로 약 4배 정도 낮게 나타났다. pH 9인 염기성 조건에서 배추와 무순 뿌리의 제거능은 감소하여 $44.63 \mu\text{g/g}$ 과 $53.03 \mu\text{g/g}$ 으로 pH 5에서 보다 약 6배 정도 낮게 나타났고, 상추와 미나리 뿌리는 $48.48 \mu\text{g/g}$ 과 $48.48 \mu\text{g/g}$ 으로 약 4배 정도 낮게 나타났다.

따라서 네 종류 식물 모두 pH 3일 때 우리늄 제거능이 가장 높게 나타났으며, 이러한 결과는 물이 pH 5이하의 산성조건일 때, 우리늄의 주요 화학종은 UO_2^{2+} (우라닐 양이온) 형태이며 다른 음이온들(예: OH^- , CO_3^{2-})과 결합하고 있지 않기 때문에 양이온의 거동 형태를 보여, 음전하를 띠는 식물 세포벽의 카르복실기(COO^-)와 결합하여 흡착하기 때문인 것으로 판단되었다(Waite et al., 1994; Langmuir, 1997).

외삼동과 부곡동 지하수를 대상으로 뿌리여과법 실험 후 식물 부위별 제거능을 분석한 결과는 Fig. 9에 나타내었다. 우리늄 농도가 $83.00 \mu\text{g/L}$ 인 외삼동 지하수에서 무순 뿌리의 우리늄 제거능은 $138.43 \mu\text{g/g}$ 으로 네 종류 식물 중 가장 높았고, 배추 뿌리와 상추 뿌리는 $62.67 \mu\text{g/g}$ 과 $39.06 \mu\text{g/g}$ 이었으며, 미나리 뿌리의 우리늄 제거능은 $17.24 \mu\text{g/g}$ 으로 가장 낮았다. 모든 식물 잎의 우리늄 제거능은 $2.00 \mu\text{g/g}$ 이하로 매우 낮게 나타났다. 우리늄 농도가 $173.00 \mu\text{g/L}$ 인 부곡동 지하수에서 무순 뿌리의 우리늄 제거능은 $289.73 \mu\text{g/g}$ 으로 외삼동 지하수와 마찬가지로 네 종류 식물 중 가장 높았고 배추 뿌리와 상추 뿌리의 우



(a) Oesamdong groundwater



(b) Bugokdong groundwater

Fig. 9. Results for the uranium removal capacity of the plants from the field samples of groundwater.

라늄 제거능은 $263.30 \mu\text{g/g}$ 과 $59.88 \mu\text{g/g}$ 이었으며, 미나리 뿌리의 우리늄 제거능은 $21.18 \mu\text{g/g}$ 으로 가장 낮았다. 모든 식물잎의 제거능은 $4.00 \mu\text{g/g}$ 이하로 매우 낮게 나타났다. 두 지하수 모두 네 종류 식물 중 무순 뿌리의 제거능이 가장 높았으며, 그 다음으로 배추, 상추, 미나리

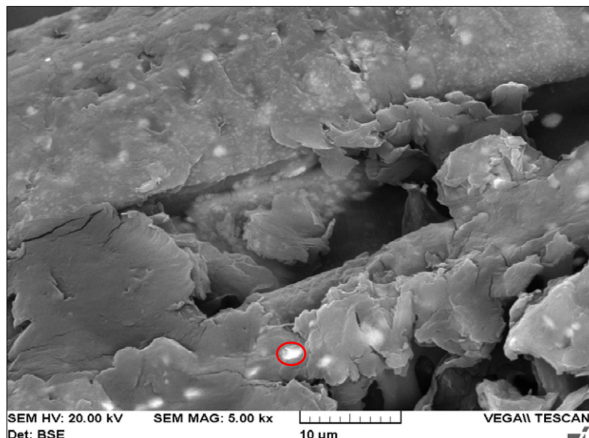


Fig. 10. SEM images of precipitates on the root surface of radish sprouts after rhizofiltration experiments (O: location for EDS analysis) (magnified by 5000).

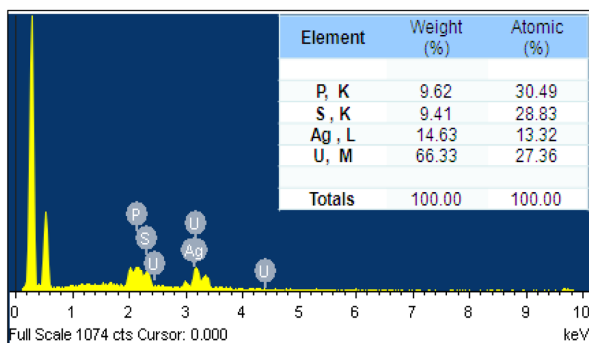


Fig. 11. EDS peaks of a precipitate ('O' in Fig. 10) on the root surface of radish sprouts after rhizofiltration experiments.

순이었다. 우라늄 농도가 낮은 외삼동 지하수보다 농도가 높은 부곡동 지하수에서 모든 식물 뿌리의 제거능이 높게 나타나, 고농도의 우라늄 오염 지하수의 적용이 가능할 것으로 판단되었다.

3.3. 식물 뿌리에 흡착된 우라늄의 SEM/EDS 분석

오염수로부터 우라늄의 주 제거 기작이 식물 뿌리에 의한 흡착임을 확인하기 위하여 재배 실험 후 무순 뿌리 표면에 흡착된 결정들에 대한 SEM 이미지 사진과 EDS 성분 분석을 실시하였으며, 그 결과는 Fig. 10과 Fig. 11에 나타내었다. SEM 이미지 관찰 결과, 식물 잎 표면에서는 어떠한 형태의 우라늄도 발견 할 수 없었으나 식물 뿌리 표면에서는 우라늄이 고상의 침전물로 존재하는 것을 확인하였으며(Fig. 10), EDS 성분 분석 결과, 우라늄이 전체 성분의 66.33%를 차지하고 있어 고상의 우라늄 화합물이 식물 뿌리 표면에 흡착되어 제거됨을 알 수 있었다(Fig. 11).

4. 결 론

1. 인공오염수의 우라늄 농도 변화에 따른 식물별 뿌리여과법 실험 결과, 무순 뿌리의 제거효율과 제거능이 가장 높았으며 그 다음 배추, 상추, 미나리 순이었다. 국내 지하수의 우라늄 농도가 최대 150 $\mu\text{g/L}$ ~200 $\mu\text{g/L}$ 범위인 것을 감안하면 본 연구에서 사용된 무순을 이용한 뿌리여과법이 국내 지하수의 우라늄 제거에 효과적으로 활용될 수 있을 것으로 판단되었다.

2. 오염수의 다양한 pH 조건에 따른 식물별 뿌리여과법 실험 결과, 우라늄의 제거효율과 제거능은 네 종류 식물 모두 pH 3인 조건에서 가장 높았다. 이러한 결과는 유해 중금속 오염도가 높은 국내 오염수(산성 광산 배수, 방사능 오염수, 원자력 냉각수)에도 본 식물들의 뿌리여과법 적용이 가능할 것으로 판단되었다.

3. 본 실험을 통하여 우라늄 농도가 낮은 외삼동 지하수보다 우라늄 농도가 높은 부곡동 지하수에서 모든 식물 뿌리의 우라늄 제거능이 높게 나타나, 무순을 이용한 72 시간 뿌리여과법을 실시하여 국내 우라늄 오염지하수를 수질허용기준치(30 $\mu\text{g/L}$) 이하로 낮출 수 있음을 확인하였다.

사 사

이 논문은 2013년도 정부재원(한국연구재단 일반연구 자지원사업)의 지원을 받아 연구되었음(NRF-2013R1A1A 2062339). 본 논문을 세심하게 심사하여준 익명의 심사위원들께 감사드립니다.

References

- Almeida, R.M.R., Lauria, D.C., Ferreira, A.C., and Sracek, O., 2004, Groundwater radon, radium and uranium concentrations in Regiao dos Lagos, Rio de Janeiro State, Brazil, *J. Environ. Radioact.*, **73**, 323-334.
- Antonkiewicz, J. and Jasiewicz C., 2002, The use of plants accumulating heavy metals for detoxification of chemically polluted soils, *J. Polish Agric Univ.*, **5**, 121-143
- Bachmaf S., Planer-Friedrich, B., and Merkel, B.J., 2009, Competitive sorption and desorption of arsenate and uranium on bentonite and kaolinite, *Geochim. Cosmochim. Acta.*, **73**(13), A67.
- Baek, K.H., Chang, Y.Y., Bae, B.H., and Lee, I.S., 2002, A study of the potential for phytoremediation of Cd contaminated soil, *Kor. J. Ecol.*, **25**(3), 175-180.

- Beveridge, T.J. and Murray, R.G.E., 1980, Sites of metal deposition in the cell wall of *Bacillus subtilis*, *Int. J. Mycobacteriol.*, **141**, 876-887.
- Briggs, G.G., Bromilow, R.H., and Evan, A.A., 1982, Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley, *Advances in Pesticide Science*, **13**, 495-504.
- Burken, J.G. and Schnoor, J.L., 1997, Uptake and metabolism of atrazine by poplar tree, *Environ. Sci. & Technol.*, **31**, 1399-1406.
- CEPA (California Environmental Protection Agency), 2001, Public health goals for uranium in drinking water, CEPA Report, California, 30.
- Chang, S.W., 2006, Phytoremediation study of diesel contaminated soil by indigenous poplar tree, *J. Soil Groundw. Environ.*, **11**(5), 51-58.
- Choi, H.W., Choi, S.I., and Yang, J.K., 2010, Heavy metal uptake by native plants in mine hazard area, *J. Soil Groundw. Environ.*, **15**(3), 27-33.
- Choo, C.O., Sung, I.H., Cho, B.W., Lee, B.D., and Kim, T.K., 1998, Hydrochemistry of groundwater at natural mineral water plants in the Okcheon metamorphic belt, *J. Soil Groundw. Environ.*, **3**(3), 93-107.
- Cothorn, C.R. and Lappenbusch, W.L., 1983, Occurrence of uranium in drinking water in the U.S. *Health Phys.*, **45**, 89-100.
- Cornish, J.E., 1995, Evaluation of in situ phytoremediation of uranium-contaminated soils in Ohio and Montana, Hazardous Management '95 Conference proceeding.
- Dietz, A. and Schnoor, J., 2001, Phytotoxicity of chlorinated aliphatics to hybrid poplar, *Environ. Toxicol. & Chem.*, **20**, 389-393.
- 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.*, **31**, 3468-3474.
- Dushenkov, V., Kumar, P.B.A.N., Motto, H., and Raskin, I., 1995, Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams, *Environ. Sci. & Technol.*, **29**, 1239-1245.
- Han, J.H. and Park, K.H., 1996, Abundances of uranium and radon in groundwater of Daejeon area, *Econ. Environ. Geol.*, **29**(5), 589-595.
- Hodge, H.C., 1973, Uranium, plutonium, transplutonic elements, In: Stannard, J.V. and Hursh, J.B. (eds.), *Handbook of Experimental Pharmacology*, Springer Verlag, Berlin.
- Hwang, J., 2010, Hydrochemistry of groundwater in the uraniumiferous sedimentary rocks of the Ogcheon belt, republic of Korea, *J. Kor. Earth Sci. Soci.*, **31**(3), 205-213.
- Jeon, D.Y., 2009, Radionuclides of ground waters in Busan, *J. Soil Groundw. Environ.*, **14**(5), 51-61.
- Jeon, J.W., Bae, B.H., and Kim, Y.H., 2012, Feasibility test for phytoremediation of heavy metals-contaminated soils using various stabilizers, *J. Kor. Geotech. Soci.*, **13**(3), 59-70.
- Katsoyiannis, I.A., Althoff, H.W., Bartel, H., and Jekel, M., 2006, The effect of groundwater composition on uranium (VI) sorption onto bacteriogenic iron oxides, *Water Res.*, **40**, 3646-3652.
- Kim, H.A., Bae, B.H., Chang, Y.Y., and Lee, I.S., 2002, A study on the heavy metal accumulation of plants at iron mines and a military shooting range, *Kor. J. Ecol.*, **25**(1), 7-14.
- Kim, T.S., Choi, S.I., Choi, S.I., Yang, J.K., Lee, I.S., and Bae, B.H., 2010, A Study on the application of enhanced phytoremediation with plant growth promoting rhizobacteria for Zn contaminated rice paddy soil, *J. Soil Groundw. Environ.*, **15**(3), 15-26.
- Langmuir, D., 1997, *Aqueous Environmental Geochemistry*. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, NJ.
- Langmuir, I., 1918, The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *J. Amer. Chem. Soci.*, **40**, 1361-1403.
- Lee, H.M., Moon K.H., Kim, J.S., Ahn, J.K., and Kim, H.C., 2008, Distribution of some environmental radionuclides in rocks and soils of Guemjeong-Gu area in Busan, *J. Petrol. Soci. Kor.*, **17**(3), 179-190.
- Lee, M. and Yang, M., 2010, Rhizofiltration using sunflower (*Helianthus annuus* L.) and bean (*Phaseolus vulgaris* L. var. vulgaris) to remediate uranium contaminated groundwater, *J. Hazard. Mater.*, **173**, 589-596.
- McFarland, C., Pfleeger, T., and Fletcher, J., 1990, Effect, uptake and disposition of nitrobenzene in several terrestrial plants, *Environ. Toxicol. Chem.*, **9**, 513-520.
- Ministry of Environment (MOE), 2000, Study for the control system of drinking spring water (III), Korea Resource Institute, 273.
- Ministry of Environment (MOE), 2007, Final report for the investigation of naturally occurred radioactive materials in groundwater.
- Moon K.H., Koh, M.H., Kim, W.I., Jung, G.B., and Kim, K.M., 2000, Changes of polyamine content and phytoavailability in *Lactuca sativa* cultivated in cadmium and arsenic treated soil, *Korean J. Environ. Agric.*, **19**(3), 223-227.
- Murakami, T., Ohnuki, T., Isobe, H., and Sato, T., 1997, Mobility of uranium during weathering, *Am. Mineral.*, **82**, 888-899.
- National Institute of Environmental Research (NIER), 1999, Report for the investigation of naturally occurred radioactive materials in groundwater (I).
- NIAS, 2000, Methods of soil and plant analysis, National Institute of Agricultural Science and Technology, Suwon, Korea.

- Nishita, H., Wallace, A., and Romney, E.M., 1978, Radionuclide uptake by plants, U.S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG/CR0336, UCLA, 12-1158.
- Pabalan, R.T. and Turner, D.R., 1997, Uranium (6+) sorption on montmorillonite: experimental and surface complexation modeling study, *Aqua. Geochem.*, **2**, 203-226.
- Schulz, R.K., 1965, Soil chemistry of radionuclides, *Health Phys.*, **11**, 1317-1324.
- Shim, J.H., Lee, J.K., Shim, S.G., Hwang, K.Y., and Chang, Y.Y., 1999, Phytoremediation of diesel-contaminated soils using alfalfa, *J. Soil Groundw. Environ.*, **4**(2), 127-136.
- Shin, D.C., Kim, Y.S., Moon, J.Y., Park, H.S., Kim J.Y., and Park, S.K., 2002, International trends in risk management of groundwater radionuclides, *J. Environ. Toxicol.*, **17**, 273-384.
- Suzuki, Y., Kelly, S.D., Kemner, K.M., and Banfield, J.F., 2002, Nanometre-size products of uranium bioreduction, *Nature*, **419**, 134.
- Thompson, P.L., Ramer, L.A., Guffey, A.P., and Schnoor, J.L., 1998, Decreased transpiration in poplar trees exposed to 2,4,6 trinitrotoluene, *Environ. Toxicol. Chem.*, **17**, 902-906.
- USEPA, 1999, National primary drinking water regulation; radon-222; Proposed Rule.
- Waite, T.D., Davis, J.A., Payne, T.E., Waychunas, G.A., and Xu, N., 1994, Uranium (VI) adsorption to ferrihydrite: application of a surface complexation model, *Geochim. Cosmochim. Acta*, **58**, 5465-5478.
- Willey, N. and Collins, C., 1996, Phytoremediation of soil contaminated with low concentration of radionuclides, *Water Air Soil Pollut.*, **88**, 167-176.
- Yang, M. and Lee, M., 2008, Rhizofiltration process with *Helianthus annuus* L., *Phaseolus vulgaris* var., and *Brassica juncea* (L.) to remediate uranium contaminated groundwater, *J. Soil Groundw. Environ.*, **13**(4), 30-39.
- Yeo, J.K., Kim, I.S., Koo, Y.B., Kim, T.S., and Son, D.S., 2002, Absorption ability and tolerance to livestock waste water of poplar species and clones, *J. Kor. Soc. Waste Manage.*, **19**(8), 912-920.