

식물환경복원 소재선발을 위한 국화과 15종의 생육 및 중금속 축적능 분석

권혁준¹, 이철희², 김수영^{3*}

¹국립생물자원관, 박사연구원, ²충북대학교 원예과학과, 교수, ³국립생물자원관, 연구관

Heavy Metals Uptake Capability and Growth of Fifteen Compositae Plants for Phytoremediation

Hyuk Joon Kwon¹, Cheol Hee Lee² and Soo-Young Kim^{3*}

¹Post-doc. and ³Senior Researcher, National Institute of Biological Resources, Incheon 22689, Korea

²Professor, Major in Horticulture, School of Applied Plant Science & Biotechnology,
Chungbuk National University, Cheongju 28644, Korea

Abstract - This study was performed to select the effective plant for phytoremediation of heavy metal contaminated areas. After cultivation of fifteen Compositae plants on soil contaminated with heavy metals for 8 weeks, the growth response and accumulation ability of each parts for heavy metal, such as arsenic, cadmium, copper, lead, and zinc were analyzed. Except *Adiantum capillus-veneris*, growth of *Aster incisus*, *Coreopsis drumondii*, *Dendranthema indicum*, *Saussurea pulchella* were relatively fine. Arsenic accumulation ability was the highest by *Artemisia gmelini* (25.52 mg·kg⁻¹ DW) in underground part, and *D. sichotense* (3.35 mg·kg⁻¹) in aerial part. Cadmium was the highest by *Aster magnus* (2.50 mg·kg⁻¹) in aerial part. Aerial and underground part of *S. pulchella* showed the highest copper accumulation (24.29, 99.92 mg·kg⁻¹). In lead, 1.43 (*A. magnus*)~5.00 mg·kg⁻¹ (*S. deltooides*) were accumulated in aerial part among fifteen Compositae plants. *Aster hayatae* (140.09 mg·kg⁻¹), *Aster yomena* (109.07 mg·kg⁻¹), *A. magnus* (100.21 mg·kg⁻¹) are absorbed more than 100 mg·kg⁻¹ of Zinc. Therefore, they are considered to be phytoremediation material of zinc contaminated areas.

Key words – *Aster hayatae*, *Aster yomena*, *Aster magnus*, Phytoremediation

서 언

산업화와 인구의 도시 집중으로 인한 토양의 중금속 오염은 생태계 불균형을 초래하고(Wild, 1993), 다양한 동식물의 중금속 축적을 유발하여 인류 건강을 위협하고 있다(Allaway, 1968; Jung *et al.*, 1993). 우리나라에서도 공단과 교통관련 시설을 비롯하여 주거지역, 어린이 놀이터까지 중금속 오염에 노출되어 있다. 폐기물 매립지, 유류 저장시설, 폐광지역 및 제철소 인근 지역에서는 대규모 중금속 오염으로 인해 심각한 사회적 문제가 되고 있다(Jung *et al.*, 2001). 이러한 중금속 오염은 대기, 수질, 토양 등 환경전반에 걸쳐 나타나므로 일반 환경문제와는

달리 취급해야 하고 중금속 위험성에 대한 인식개선이 필요하다(Gang, 2002). 정부는 중금속 오염물질 관리를 위해 1994년에 토양환경보전법을 제정하여 중금속 오염 및 복원에 대한 관리를 시작하였다(Chung and Lee, 1997; Yun *et al.*, 2010).

본 연구가 수행된 J 제련소 인근은 중금속 토양 오염이 심각한 곳으로 알려져 있으며(Heachun, 2011), 본 연구지는 환경부의 2009년 토양환경보전법 1지역의 비소 토양오염 우려수준인 25 mg·kg⁻¹DW를 초과한 45.794 mg·kg⁻¹로 비소로 인한 토양 오염이 심각하였다(Table 1). 이러한 오염토양의 중금속 정화는 물리·화학적 방법과 생물학적 방법이 있다. 물리·화학적 정화 방법에는 토양 세척법, 물리적 분리, 전기화학적 공정, 산 용출 등이 있으며, 대부분 *Ex-situ* 기술로 정화에 소요되는 시간이 짧다는 장점이 있다. 그러나 막대한 자금과 노동력이 소요되며,

*교신저자: E-mail sy7540@korea.kr

Tel. +82-32-590-7479

© 본 학회지의 저작권은 (사)한국자원식물학회에 있으며, 이의 무단전재나 복제를 금합니다.

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

Table 1. Heavy metal contents of soil near the smelter in 2009

Site	Heavy metals contents (mg·kg ⁻¹ DW)				
	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Warning level ^z	25	4	150	200	300
Countermeasure level	75	12	450	600	900
Experimental site	45.8	0.3	13.2	32.5	75.2

^zSoil environment conservation law (1: Paddy and upland field, orchard, and livestock farm *et al.*).

2차 오염발생 등의 문제가 있으므로 최근에는 생물학적 처리기술의 필요성이 증가하고 있다(Kumino *et al.*, 2001). 또한 최근 중금속 오염지 정화에 대한 관심 증가와 함께 친환경적이며 경관을 향상시킬 수 있는 식물상정화기법(phytoremediation)에 대한 관심이 높아지고 있다(Salt *et al.*, 1995).

식물상 정화기법은 물리화학적 방법에 비해 경제적인 뿐만 아니라 토양안정화, 오염물질 이동의 최소화 등의 장점이 있어 식물상 정화기법에 적용 가능한 식물소재의 개발에 대한 연구가 활발히 시도되고 있다(Kim and Lee, 1999; Kim *et al.*, 1999; Krishnaraj *et al.*, 2000; Kwon *et al.*, 2014). 그러나 식물종은 중금속 내성에 대한 종간의 큰 차이가 있으며(Kang *et al.*, 1996), 중금속 축적능은 토양의 pH 및 토성 등의 물리·화학적 특성(Von Endt *et al.*, 1968)과 토양 이온의 종류와 농도에 영향을 많이 받아 현장 적용에 많은 어려움을 겪고 있다(Fitz and Wenzel, 2002; Han *et al.*, 2014; Kwon *et al.*, 2015). 이에 현장 적용실험을 통한 식물종의 생육 및 중금속 축적능 탐색과 선발이 매우 필요한 실정이다.

식물상 정화기법에서 토양의 정화효과는 식물의 생육과 밀접한 관계가 있어(Park *et al.*, 2003), 생육이 우수하며, 환경 적응성이 높은 국화과(Compositae)는 중금속 오염토양의 정화에 유리할 것으로 판단되었다. 특히 국화과인 쑥(*Artemisia princeps*)은 카드뮴(26.35 mg·kg⁻¹), 아연(2,853 mg·kg⁻¹) 등의 중금속 축적능이 우수하며, 체내 중금속 함량, 건물생산량 등을 고려할 때 식물상 정화법 소재로서의 가치가 높은 종으로 보고된 바 있다(Kim *et al.*, 1999; Choi and Chaing, 2003; Kwon *et al.*, 2017). 또한, 별개미취(*Aster koraiensis*), 해바라기(*Helianthus annuus*), 코스모스(*Cosmos bipinnatus*) 등은 카드뮴과 구리의 축적능이 우수하며(Kang *et al.*, 2003; Choi and Chaing, 2003; Ju *et al.*, 2011), 국화과에서 *Scariola orientalis*, *Gundelia tournefortii*는 카드뮴, 구리, 철, 니켈, 납, 아연 등의 중금속 축적능이 우수한 종으로 알려져 있다(Nouri *et al.*, 2011; Chehregani and Malayeri, 2007). 이처럼 국화과에는 다양한 중금속의 축

적능이 우수한 식물종이 많으며, 관상가치가 우수하여 식물상정화기법 소재로서 가치가 매우 높다.

따라서, 본 연구는 관상가치가 높고, 중금속 축적능이 우수할 것으로 판단되는 자생 국화과 식물 15종을 선발하여, 중금속 오염이 심각한 곳으로 알려진 J 제련소 주변지역에서 현장 적용 연구를 실시하였다. 이를 통해 식물상 정화기법에 적용 가능한 식물소재를 선발하고자 연구를 수행하였다.

재료 및 방법

실험에 이용된 식물종은 문헌조사(Lee, 2010)를 토대로 환경 적응성이 높고, 생육이 우수하여 중금속 축적에 유리할 것으로 판단되는 국화과 15종을 선택하였다. 선정된 대상 식물은 톱풀(*Achillea alpina*), 더위지기(*Artemisia gmelini*), 눈갯쑥부쟁이(*Aster hayatae*), 가새쑥부쟁이(*Aster incisus*), 왕갯쑥부쟁이(*Aster magnus*), 참취(*Aster scaber*), 쑥부쟁이(*Aster yomena*), 금계국(*Coreopsis drumondii*), 한라구절초(*Dendranthema coreanum*), 감국(*Dendranthema indicum*), 울릉구절초(*Dendranthema littorale*), 바위구절초(*Dendranthema sichotense*), 각시취(*Saussurea pulchella*), 수리취(*Synurus deltoides*)로 무가온 비닐하우스에서 육묘하여 동일한 생육 단계 식물을 사용하였다(Table 2).

시험 토양은 비소 오염이 심각한 곳으로 알려진 J 제련소 인근에서 8주간 수행하였다. 시험구는 1.4×1.4 m로 조성한 다음 잡초 방지를 위해 시험구를 제외한 부분은 부직포를 깔아 멀칭을 하였다. 식물은 8월 하순에 식재 간격을 20×20 cm로 하여 완전임의배치 3반복으로 식재하였다. 또한 식물의 활착을 돕기 위해 2주간 70% 차광막 설치 및 분수호수를 이용하여 20분씩 관수를 실시하였다. 잡초에 의한 오차 발생을 막기 위해 실험 기간 중 3주 간격으로 2회 잡초 제거를 하였다.

생육 조사는 중금속 오염토양에서 8주간 재배한 후 10주씩 3반복으로 초장, 초폭, 엽장, 엽폭, 엽수, 근장을 조사하였다. 줄

Table 2. Growth characteristics of fifteen Compositae plants measured just before planting into paddy soil contaminated with heavy metals

Scientific name	Plant height (cm)	Plant width (cm)	No. of leaves/plant	Fresh weight (g)		Dry weight (g)	
				A ^z	U	A	U
<i>Achillea alpina</i>	11.1±1.42 ^y	5.0±0.33	23.5±3.16	0.3±0.06	0.2±0.06	0.1±0.00	0.1±0.00
<i>Artemisia gmelini</i>	29.4±1.02	12.1±0.90	17.1±1.73	2.2±0.15	4.7±0.35	0.7±0.06	1.0±0.10
<i>Aster hayatae</i>	5.9±0.26	8.2±0.42	8.8±0.39	0.9±0.10	1.6±0.14	0.2±0.03	0.3±0.03
<i>Aster hispidus</i>	8.4±0.27	8.8±0.09	13.6±0.86	1.3±0.17	2.0±0.09	0.3±0.07	0.4±0.03
<i>Aster incisus</i>	27.5±0.61	5.2±0.28	20.1±0.75	1.3±0.03	2.4±0.52	0.4±0.00	0.3±0.00
<i>Aster magnus</i>	6.8±0.46	5.4±0.84	11.0±1.79	0.5±0.19	1.5±0.40	0.2±0.07	0.4±0.09
<i>Aster scaber</i>	18.7±0.81	7.3±0.41	3.6±0.15	1.1±0.07	1.0±0.14	0.2±0.03	0.3±0.03
<i>Aster yomena</i>	15.9±0.35	4.9±0.51	19.1±1.82	0.8±0.03	0.2±0.00	1.9±0.23	0.4±0.07
<i>Coreopsis drumondii</i>	24.6±2.38	20.5±7.60	5.9±0.58	2.2±0.35	0.8±0.36	0.4±0.09	0.2±0.09
<i>Dendranthema coreanum</i>	7.8±0.84	6.6±0.58	16.0±2.02	1.3±0.12	2.5±0.26	0.3±0.03	0.4±0.03
<i>Dendranthema indicum</i>	41.6±1.11	8.4±0.53	2.7±0.20	5.2±0.33	9.1±0.86	1.6±0.17	1.4±0.12
<i>Dendranthema littorale</i>	10.7±0.55	8.9±0.35	16.2±1.13	2.4±0.44	2.1±0.88	0.5±0.07	0.6±0.18
<i>Dendranthema sichotense</i>	8.3±0.48	7.6±0.62	5.1±0.02	1.6±0.13	1.5±0.24	0.4±0.03	0.4±0.06
<i>Saussurea pulchella</i>	35.3±0.49	25.1±2.47	5.9±0.35	1.8±0.17	1.7±0.23	0.5±0.03	0.3±0.03
<i>Synurus deltoides</i>	30.7±1.70	12.4±0.38	4.4±0.23	11.4±1.42	6.7±0.59	2.9±0.37	1.6±0.15

^zA: aerial part, U: underground part.

^yValues are mean±SE (n=10).

기, 잎, 꽃 모두를 포함한 전체 지상부와 지하부의 생체중을 측정하였고 각 부위를 열풍건조(60℃, 72시간)한 후 건물중을 실험용 저울(ML4002/02, Mettler Toledo, USA)를 이용하여 측정하였다. 중금속은 식물의 지상부와 지하부로 나눈 후 열풍건조(60℃, 72시간)한 후 분쇄하였다. 분쇄된 시료는 0.5g 정량하여 삼각플라스크에 황산(H₂SO₄) 1 ml과 50%의 과염소산(HClO₄) 9 ml를 첨가하여 310℃~410℃에서 분해시켜 전처리하였다. 전처리된 시료는 유도결합플라즈마분광도계(Perkin Elmer Optima 5300DV ICP-AES, Perkin Elmer, Germany)를 이용하여 유도결합플라즈마-원자발광분광법(KME, 2009)으로 As, Cd, Cu, Pb, Zn를 3회 3반복으로 분석하였다. 또한 식물이 축적한 중금속이 지하부에서 지상부로 이동되는 이동계수(translocation factor, TF)를 아래의 식을 이용하여 구하였다(Oh *et al.*, 2006).

$$\text{이동계수(TF)} = \frac{\text{지상부의 중금속 축적량}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DW})}{\text{지하부의 중금속 축적량}(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ DW})}$$

통계처리는 SAS version 9.1(SAS Institute Inc., Cary, NC,

USA)를 이용하여 통계처리 하였으며, 각 처리구의 평균을 구하고 처리구간의 유의성은 던컨의 다중검정방법(Duncan's multiple range test)을 이용하여 $p < 0.05$ 수준에서 검정하였다.

결과 및 고찰

생육 반응

중금속으로 오염된 토양에서 8주 동안 재배한 국화과 15종의 생육은 토양에 오염된 중금속과 배수성과 통기성이 부족한 논 토양의 특성으로 식물 종에 따라 생육 정도가 크게 달랐다 (Table 3). 초장은 감국이 43.28 cm로 가장 컸으며, 가새썩부쟁이(38.2 cm), 각시취(22.7 cm), 썩부쟁이(22.5 cm) 등의 순이었으나, 식재 전에 비해 초장의 증가는 가새썩부쟁이가 10.6 cm로 가장 많았다. 대체로 초장은 참취를 제외한 *Aster*속의 눈갯썩부쟁이, 가새썩부쟁이, 왕갯썩부쟁이, 썩부쟁이가 많이 증가되었다. 초폭은 더위지기, 울릉국화, 금계국, 각시취를 제외한 국화과 11종은 증가하였다. 지상부 생체중은 각시취에서 5.0 g으로 가장 많았으며, 건물중은 감국과 각시취에서 각각 1.7, 1.5 g으

Table 3. Growth characteristics of fifteen Compositae plants cultivated in paddy soil contaminated with heavy metals for 8 weeks

Scientific name	Plant height (cm)	Plant width (cm)	No. of leaves/plant	Root Length (cm)	SPAD value	Fresh weight (g)		Dry weight (g)	
						A ^z	U	A	U
<i>A. alpina</i>	16.5±2.60 ^y	4.3±0.33	3.2±0.34	9.0±0.46	26.5±0.76	1.4±0.31	1.0±0.10	0.3±0.05	0.2±0.03
<i>A. gmelini</i>	17.4±0.93	9.9±0.52	6.4±0.03	14.9±2.14	26.5±3.69	1.6±0.06	2.5±0.36	0.7±0.08	0.7±0.12
<i>A. hayatae</i>	4.2±0.28	7.6±0.09	3.0±0.72	13.5±1.56	61.2±1.04	1.8±0.17	1.3±0.33	0.3±0.03	0.3±0.04
<i>A. hispidus</i>	6.2±1.21	8.7±0.22	3.2±0.15	12.3±1.08	50.6±1.19	1.5±0.26	1.2±0.11	0.3±0.08	0.2±0.12
<i>A. incisus</i>	38.2±3.40	7.6±0.64	4.3±0.23	17.5±1.89	38.4±1.17	2.8±0.14	2.0±0.30	0.9±0.01	0.5±0.07
<i>A. magnus</i>	7.0±0.29	11.0±0.87	6.0±1.37	13.7±3.06	47.1±1.68	2.6±0.35	1.0±0.32	0.4±0.01	0.2±0.03
<i>A. scaber</i>	10.7±0.26	8.3±0.68	11.2±0.74	8.6±0.87	39.7±0.35	1.2±0.10	2.4±0.20	0.3±0.03	0.5±0.05
<i>A. yomena</i>	22.5±3.22	6.9±0.29	4.6±0.32	13.9±2.77	44.0±6.90	1.7±0.51	1.8±0.08	0.5±0.10	0.4±0.01
<i>C. drumondii</i>	14.1±1.39	18.5±2.32	16.1±1.70	26.0±2.92	46.2±2.25	4.8±1.23	1.2±0.24	0.7±0.18	0.2±0.05
<i>D. coreanum</i>	6.3±0.26	8.3±0.60	3.3±0.69	11.3±1.84	58.4±4.04	2.3±0.22	2.6±0.66	0.4±0.05	0.5±0.01
<i>D. indicum</i>	43.3±1.80	9.9±0.69	5.5±0.29	28.2±2.17	29.2±0.15	4.8±0.76	6.3±0.09	1.7±0.17	1.3±0.12
<i>D. littorale</i>	9.6±1.09	6.7±0.55	6.1±0.96	14.1±2.71	40.7±4.67	2.2±0.52	2.3±0.69	0.6±0.16	0.4±0.12
<i>D. sichotense</i>	8.7±2.40	8.7±0.85	2.6±0.03	8.3±0.78	43.2±4.01	1.3±0.15	2.1±0.28	0.3±0.07	0.4±0.04
<i>S. pulchella</i>	22.7±2.02	20.7±1.54	23.8±2.70	12.9±2.10	30.3±2.21	5.0±0.21	7.3±0.53	1.5±0.07	2.0±0.15
<i>S. deltoides</i>	19.7±2.05	17.1±2.11	21.6±2.63	22.2±1.59	29.7±1.69	4.2±0.81	5.0±0.10	0.8±0.10	0.8±0.09

^zA: aerial part; U: underground part.

^yValues are mean±SE (n=10).

로 가장 높았다.

국화과 15종의 생육은 자생지의 생육특성과 비교하였을 때 모두 감소된 경향을 보였다(Song *et al.*, 1996; Lee, 2010). 연구를 수행한 J 제련소는 다양한 중금속으로 오염되어 있으며, 특히 비소의 오염이 45.8 mg · kg⁻¹로 매우 심각한 지역이었다. 또한 논 토양의 특성상 토양의 배수성과 통기성이 부족하여 국화과 15종의 생육이 전반적으로 감소된 것으로 생각된다. 국화과 15종 중 *Aster* 속은 대체로 생육이 양호한 경향을 보였다. *Aster* 속은 다양한 생육환경에서 적응성이 우수하여, 우리나라 산과 들 등 다양한 곳에서 자생하고 있는 것으로 알려져 있다(Lee, 2010). 또한 *Aster*속의 별개미취는 중금속으로 오염된 토양이 용형태별 연구에서 논, 밭, 수림지 등 다양한 토양조건에서 생육 및 중금속 흡수능이 우수한 종으로 보고된바 있다(Ju *et al.*, 2011). 본 연구에서도 국화과 15종 중 *Aster*속이 중금속으로 오염된 논토양에서 생육이 우수한 경향을 보였다.

중금속 축적능

중금속으로 오염된 제련소 주변의 논토양에서 재배한 국화

과 15종의 부위별 비소, 카드뮴, 구리의 함량은 Table 4와 같다. 지상부의 비소 축적능은 바위구절초에서 3.35 mg · kg⁻¹로 가장 높았고, 다음으로 울릉국화가 3.13 mg · kg⁻¹이었다. 지하부의 비소 축적능은 더위지기가 25.25 mg · kg⁻¹으로 가장 많았다. 이 동계수는 갯쭉부쟁이(1.84)와 금계국(1.17)을 제외한 국화과 13종이 0.06~0.97로 지상부에 비해 지하부의 비소 축적능이 우수하였다.

지상부의 카드뮴 축적능은 왕갯쭉부쟁이가 2.50 mg · kg⁻¹으로 가장 높았으며, 눈갯쭉부쟁이(2.02 mg · kg⁻¹), 갯쭉부쟁이(1.95 mg · kg⁻¹), 금계국(1.52 mg · kg⁻¹), 톱풀(1.14mg · kg⁻¹) 순이었다. 지하부는 더위지기가 1.08 mg · kg⁻¹으로 가장 우수하였다. 카드뮴 축적능은 국화과 10종이 1 이상이었으며, 왕갯쭉부쟁이와 눈갯쭉부쟁이가 각 4.39, 3.50으로 흡수한 대부분의 카드뮴을 지상부에 축적하는 것으로 분석되었다.

대표적인 구리 축적종은 *Ipomoea alpina*(12,300 mg · kg⁻¹), *Minuartia verna*(1,074 mg · kg⁻¹)으로 세계적으로 약 20 여종이 알려져 있다(Baker and Brooks, 1989; Wenzel and Jockwer, 1999). 본 연구에서 국화과 15종의 지상부 구리 축적능은 한라

Table 4. Arsenic, cadmium and copper accumulation contained in fifteen Compositae plants cultivated in soil contaminated with heavy metals for 8 weeks

Scientific name	Heavy metal accumulation (mg·kg ⁻¹ DW)								
	As			Cd			Cu		
	A ^z	U	TF ^y	A	U	TF	A	U	TF
<i>A. alpina</i>	0.93c ^x	1.23b	0.76	1.14cd	0.62a	1.83	10.30bc	72.20ab	0.14
<i>A. gmelini</i>	1.63bc	25.52a	0.06	0.94de	1.08a	0.87	14.59a-c	42.65ab	0.34
<i>A. hayatae</i>	1.23c	3.35b	0.37	2.02ab	0.58a	3.50	21.41ab	76.91ab	0.29
<i>A. hispidus</i>	1.10c	0.60b	1.84	1.95b	0.88a	2.22	15.59a-c	91.80ab	0.17
<i>A. incisus</i>	1.60bc	9.16b	0.18	0.83de	0.99a	0.84	14.27a-c	83.22ab	0.17
<i>A. magnus</i>	1.81a-c	5.69b	0.32	2.50a	0.57a	4.39	12.75a-c	30.90b	0.41
<i>A. scaber</i>	1.09c	5.17b	0.21	0.49e	0.65a	0.75	14.65a-c	39.32ab	0.37
<i>A. yomena</i>	1.12c	10.14b	0.11	0.80de	0.62a	1.28	9.42bc	67.56ab	0.14
<i>C. drumondii</i>	1.51bc	1.30b	1.17	1.52bc	0.66a	2.31	20.13ab	45.71ab	0.44
<i>D. coreanum</i>	0.86c	5.85b	0.15	0.72de	0.58a	1.25	24.07a	34.08b	0.71
<i>D. indicum</i>	0.93c	0.96b	0.97	0.58de	0.43a	1.35	6.70c	51.34ab	0.13
<i>D. littorale</i>	3.13ab	10.26b	0.31	0.41e	0.42z	0.97	13.02a-c	38.81ab	0.34
<i>D. sichotense</i>	3.35a	9.93b	0.34	0.41e	0.46a	0.89	11.21bc	47.21ab	0.24
<i>S. pulchella</i>	1.69bc	7.71b	0.22	0.51e	0.59a	0.87	24.29a	99.92a	0.24
<i>S. deltoides</i>	2.47a-c	10.01b	0.25	0.86de	0.43a	2.00	15.77a-c	89.62ab	0.18

^zA: aerial part; U: underground part.

^yTF: Translocation factor (Ratio of arsenic, cadmium and copper in aerial parts to underground parts).

^xMean separation within columns by Duncan's multiple range test, $p < 0.05$.

구절초가 24.07 mg · kg⁻¹로 가장 높았고 지하부의 축적능은 수리취가 91.80mg · kg⁻¹였다. 또한 TF는 모두 1이하로 흡수된 구리는 대부분 지하에 보관되는 것으로 확인되었다.

국화과 15종의 지상부 납 축적능은 1.45~5.00 mg · kg⁻¹로 분석되어 다소 저조하였다(Table 5). 일반적으로 카드뮴 및 아연은 지상부로 전이가 용이한데 비해 납과 구리는 지하부 축적능이 높은 것으로 알려져 있다(Brown *et al.*, 1994; Muller *et al.*, 2000). 본 연구에서도 같은 경향으로 국화과 11종에서 납 축적능이 지상부에 비해 지하부에서 높았다. 아연 축적능도 감국과 수리취를 제외한 국화과 13종이 지상부의 축적능이 높았다.

아연 축적능은 눈갯쭉부쟁이 지상부에서 140.09 mg · kg⁻¹으로 가장 높았고, 이동계수도 3.95로 매우 우수하였다. 또한 각 시취의 이동계수는 4.62로 흡수한 아연의 지상부 전이도가 매우 높았다. 식물의 아연 흡수능은 1,000 mg · kg⁻¹ 이하의 토양 오염 범위에서 오염농도에 비례하여 증가하며, 1,000 mg · kg⁻¹ 이상에서는 감소하는 것으로 알려졌다(Jeong *et al.*, 2010). 본 연구지의 아연 오염농도는 75.18 mg · kg⁻¹으로 낮음에도 불구하고

고 국화과 15종의 지상부 아연 축적능은 41.42~140.09 mg · kg⁻¹의 축적능을 보였다. 특히, 눈갯쭉부쟁이(140.09 mg · kg⁻¹), 쭉부쟁이(109.07 mg · kg⁻¹), 왕갯쭉부쟁이(100.21 mg · kg⁻¹) 등은 100 mg · kg⁻¹ 이상의 아연을 축적하였다.

중금속에 대한 고축적 식물종(hyperaccumulators)은 카드뮴 100 mg · kg⁻¹, 구리, 납과 비소는 1,000 mg · kg⁻¹, 아연은 10,000 mg · kg⁻¹ 이상의 축적능을 가진 종으로 정의한다(Baker and Brooks, 1989; Cunningham and Ow, 1996; Kim *et al.*, 1999; Wantanbe, 1997). 본 연구의 국화과 15종에서 확인된 고축적종은 없었다.

오염토의 중금속 함량이 적으면 식물체의 중금속 축적량 또한 적은 것으로 알려져 있다(Cui *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2005). 특히 카드뮴, 납, 아연의 경우에는 토양의 오염농도에 따라 식물체의 축적량이 비례적으로 증가한다(Jeong *et al.*, 2010). 반면, 본 연구지의 아연 오염정도는 토양환경보전법 1지역 답의 토양오염 우려수준인 300 mg · kg⁻¹에 비해 낮은 75.18 mg · kg⁻¹이었다. 그럼에도 불구하고 눈갯쭉부쟁이(140.09 mg · kg⁻¹), 쭉

Table 5. Lead and zinc accumulation contained in fifteen Compositae plants cultivated in soil contaminated with heavy metals for 8 weeks

Scientific name	Heavy metal accumulation (mg·kg ⁻¹ DW)					
	Pb			Zn		
	A ^z	U	TF ^y	A	U	TF
<i>A. alpina</i>	2.18b ^x	2.79b	0.78	99.45b-c	73.20a	1.36
<i>A. gmelini</i>	2.60b	16.74a	0.16	4.97d-h	37.69b-c	1.72
<i>A. hayatae</i>	2.05b	2.32b	0.88	140.09a	35.47bc	3.95
<i>A. hispidus</i>	2.23b	5.00b	0.45	97.31b-d	34.58bc	2.81
<i>A. incisus</i>	1.45b	2.47b	0.58	70.00c-g	58.63ab	1.19
<i>A. magnus</i>	1.43b	7.34b	0.19	100.21cb	57.24ab	1.75
<i>A. scaber</i>	2.30b	3.13b	0.74	84.64c-g	35.08bc	2.41
<i>A. yomena</i>	1.85b	3.43b	0.54	109.07bc	56.00a-c	1.95
<i>C. drumondii</i>	2.22b	3.40b	0.65	77.69b-f	40.60a-c	1.91
<i>D. coreanum</i>	3.22b	2.04b	1.57	50.56f-h	45.47a-c	1.11
<i>D. indicum</i>	2.54b	3.06b	0.83	32.06h	42.45a-c	0.76
<i>D. littorale</i>	2.44b	2.08b	1.17	58.96e-h	59.02ab	1.00
<i>D. sichotense</i>	2.86b	2.20b	1.30	52.54f-h	42.23a-c	1.24
<i>S. pulchella</i>	2.89b	3.98b	0.73	41.42gh	48.88a-c	0.85
<i>S. deltoides</i>	5.00a	3.20b	1.56	92.10b-e	19.95c	4.62

^zA: aerial part; U: underground part.

^yTF: Translocation factor (Ratio of lead and zinc in aerial parts to underground parts).

^xMean separation within columns by Duncan's multiple range test, $p < 0.05$.

부쟁이(109.07 mg · kg⁻¹), 왕갯쭉부쟁이(100.21 mg · kg⁻¹) 등의 아연 축적능 우수하였으며, 비소, 카드뮴, 납 및 구리에 대한 축적능도 확인되었다.

본 연구를 통해 눈갯쭉부쟁이, 쭉부쟁이, 왕갯쭉부쟁이는 아연의 축적능을 비롯한 다양한 중금속 축적능이 확인되었다. 특히 눈갯쭉부쟁이는 우리나라 고유종으로 보존·원예적 가치가 매우 높은 종으로 활용가치가 매우 높다. 쭉부쟁이와 왕갯쭉부쟁이 또한 우리나라 전역에서 생육이 가능하고 관상가치가 우수하여 주거지역 및 교통관련 지역 등 실생활과 밀접한 지역에서 식물상 정화법 소재로 활용가치가 매우 높다.

다만, 식물상 정화법에서 식물의 생육과 건물중 생산량은 토양정화 효과와 가장 밀접한 관계가 있다(Park *et al.*, 2003; Ju, 2011). 특히 경제적인 식물상 정화법을 위해서는 식물소재 지상부의 건물중 생산량이 우수할 때 효과적이다. 따라서 향후 눈갯쭉부쟁이, 쭉부쟁이, 왕갯쭉부쟁이 등 식물상 정화법 소재로 활용가치가 높은 식물 종의 생육 증대를 위한 다양한 연구가 필요할 것으로 생각되었다

적 요

본 연구는 중금속 오염지역의 토양정화에 적합한 식물을 선발하기 위해 국화과 15종을 중금속으로 오염된 토양에 8주 동안 재배한 다음 생육반응과 부위별 비소, 카드뮴, 구리, 납, 아연 등의 중금속의 축적능을 분석하였다. 톱풀을 제외한 가새쭉부쟁이, 금계국, 감국, 각시취 등의 생육은 비교적 양호하였다. 비소 축적능은 더위지기 지하부(25.52 mg · kg⁻¹)에서 가장 높았고 지상부는 바위구절초(3.35 mg · kg⁻¹)가 가장 우수하였다. 카드뮴은 왕갯쭉부쟁이 지상부(2.50 mg · kg⁻¹)에서 가장 높았다. 구리 축적능은 지상부와 지하부 모두 각시취(24.29, 99.92 mg · kg⁻¹)가 가장 높은 경향을 보였다. 국화과 15종의 지상부는 1.43(왕갯쭉부쟁이)~5.00 mg · kg⁻¹(수리취)의 납이 축적되었다. 눈갯쭉부쟁이(140.09 mg · kg⁻¹), 쭉부쟁이(109.07 mg · kg⁻¹), 왕갯쭉부쟁이(100.21 mg · kg⁻¹) 등의 아연 축적능은 100 mg · kg⁻¹ 이상으로 아연 오염 지역의 식물상 정화 기법 소재로 활용이 가능할 것으로 생각된다.

References

- Allaway, W.H. 1968. Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Adv. Agro.* 20:235-274.
- Baker, A.J.M. and R.R. Brooks 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1:81-126.
- Brown, S.L., R.L. Chaney, J.S. Angle and A.J.M. Baker. 1999. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc and cadmium contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 23:1151-1157.
- Chehregani, A and B.E. Malayeri. 2007. Removal of heavy metals by native accumulator plants. *Int. J. Agri. Biol.* 9: 462-465.
- Choi, M.K. and M.H. Chiang, 2003. Physiological and biochemical responses, and heavy metal accumulation of *Artemisia princeps* and *Helianthus annuus* in the abandoned zinc mine area for phytoremediation. *Korean J. Hort. Sci. Technol.* 21:451-456.
- Chung, J.C. and M.C. Lee. 1997. Environmental problems of abandoned mining sites and their recovery. *J. KORRA.* 5:71-85.
- Cunningham, S.D. and D.W. Ow. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.* 110:712-719.
- Cui, Y.J., Y.G. Zhu, R.H. Zhai, D.Y. Chen, Y.Z. Huang, Y. Qiu and J.Z. Liang. 2004. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environ. Int.* 30:1-18.
- Fitz, W.J. and W.W. Wenzel. 2002. Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *J. Biotechnol.* 99:259-278.
- Gang, J.W. 2002. Stabilization of heavy metal contaminated soils in military site using phosphate. Department of Environmental Engineering, M.S. Thesis, Kwangwoon Univ., Korea.
- Haechun, E.T.S. 2011. Development of customized enhanced phytoremediation using metal accumulating plants and mPGPR. *Korean Ministry Environ.*
- Han, J.H., H.J. Kwon and C.H. Lee. 2014. Effect of arsenic types in soil on growth and arsenic accumulation of *Pteris multifida*. *Korean J. Pant Res.* 27:344-353.
- Jeong, S.K., T.S. Kim and H.S. Moon. 2010. Characteristics of heavy metals uptake by plants: based on plant species, types of heavy metals, and initial metal concentration in soil. *Korean Soc. Soil Groundwater Environ.* 15:61-68.
- Ju, Y.K., H.J. Kwon, J.S. Cho, S.L. Shin, T.S. Kim, S.B. Choi and C.H. Lee. 2011. Growth and heavy metal absorption capacity of *Aster koraiensis* Nakai according to types of land use. *Korean J. Pant Res.* 24:48-54.
- Jung, K.C., B.J. Kim and S.G. Han. 1993. Survey on heavy metals contents in native plant near old zinc-mining sites. *Korean J. Environ. Agric.* 12:105-111.
- Jung, M.C., J.S. Ahn and H.T. Chon. 2001. Environmental contamination and sequential extraction of trace elements from mine wastes around various metalliferous mines in Korea. *Geosystem. Eng.* 4:50-60.
- Kang, B.H., S.I. Shim and S.G. Lee. 1996. Application of weed species as the diagnostic indicator plants of environment pollution. *Korean J. Environ. Agric.* 15:46-69.
- Kang, M.H., Y.H. Lee and J.W. Lee. 2003. Effects of growth responses on heavy metal early growing period in *Cosmos bipinnatus* Cav. And *Helianthus annuus* L.: the potential for phytoremediation. *J. Korean Soc. People Plants Environ.* 6:1-6.
- Kim, J.G. and S.H. Lee, 1999. Phytoremediation. *Korean J. Environ. Agric.* 29:58-88.
- Kim, J.G., S.K. Lim, S.H. Lee, Y.M. Yoon, C.H. Lee, and C.Y. Jeong. 1999. Evaluation of heavy metal pollution and plant survey around inactive and abandoned mining areas for phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Korean J. Environ. Agric.* 18:28-34.
- Korean Ministry of Environment (KME). 2009. Korean ministry of environment standard. *Korean Ministry Environ.*
- Krishnaraj, S., M.A. Dixon and P.K. Saxena. 2000. Scented geraniums: a model system for phytoremediation. *Korean J. Plant Tiss. Cult.* 27:325-337.
- Kumino, T., K. Saeki, K. Nagaoka, H. Oyaizu and S. Matsumoto. 2001. Characterization of copper-resistant bacterial community in rhizosphere of highly copper-contaminated soil. *Eur. J. Soil Biol.* 37:95-102.
- Kwon, H.J., J.S. Cho and C.H. Lee. 2014. Screening for heavy metals accumulation ability of twelve Pteridophyta species at soil contaminated with heavy metals. *J. Kor. People Plants Environ.* 17:203-210.
- _____. 2015. Effect of arsenic concentrations in soil on growth and arsenic accumulation of *Pteris multifida*. *J. Korean People Plants Environ.* 18:273-280.
- Kwon, H.J., S.A. Jeong, S.L. Shin and C.H. Lee. 2017. Effect of mixed planting ratios of *Pteris multifida* Poir. and *Artemisia*

- princeps* Pamp. on phytoremediation of heavy metals contaminated soil. Korean J. Pant Res. 30:160-166.
- Lee, B.K., I.H. Koh and H.A. Kim. 2005. The partitioning characteristics of heavy metals in soils of Ulsan by sequential extraction procedures. Korean Soc. Environ. Eng. 27:25-35.
- Lee, Y.N. 2010. New Flora of Korea II. Kyo-hak Publishing Co., Seoul, Korea. pp. 273-387.
- Muller, H.W., F. Oort, B. Gelie and M. Balabane. 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. Environmental pollution 109: 231-238.
- Nouri, J., B. Lorestani, N. Yousefi, N. Khorasani, A.H. Hasani, F. Seif and M. Cheraghi. 2011. Phytoremediation potential of native plants grown in the vicinity of Ahangaran lead-zinc mine (Hamedan, Iran). Environ. Earth Sci. 62:639-644.
- Oh, W.K, J.Y. Lee and H.J. Kim. 2006. A feasibility study on *Pteris multifida* prior. for the phytoremediation of arsenic contaminated mine soil. Korean Soc. Environ. Eng. pp. 515-519.
- Park, E.H., Y. Choi, S.G. Lee and M.H. Chiang. 2003. Effect of soil conditioners for contaminated soil of abandoned zinc mine area on growth of *Chrysanthemum zawadskii* and *Caryopteris incana* (Thunb.) Miq. J. Bio-Environ. Control 12:245-251.
- Salt, D.E., M. Blaylock, N.P.B.A. Kumar, V. Dushenkov, B.D. Ensley, I. Chet and I. Raskin. 1995. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotechnology 13:468-474.
- Von Endt, D.W., P.C. Kearney and D.D. Kaufman. 1968. Degradation of monosodium methanearsonic acid by soil microorganisms. J. Agric. Food Chem. 16:17-20.
- Wenzel, W.W. and F. Jockwer. 1999. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps, Environ. Poll. 104:145-155.
- Wild, A. 1993. Soils and the Environment: An Introduction. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK. pp. 189-210.
- Yun, S.W., H.G. Jin, S.I. Kang, S.J. Choi, Y.C. Lim and C. Yu. 2010. A comparison on the effect of soil improvement methods for the remediation of heavy metal contaminated farm land soil. Korean Geotech. Soc. 26:59-70.

(Received 3 September 2018 ; Revised 8 November 2018 ; Accepted 16 November 2018)