

식물경작장에서의 중금속 고축적종 식물을 이용한 중금속 오염토의 정화 연구

박상헌¹ · 최상일^{1*} · 박종부² · 한하규³ · 배세달¹ · 성일종¹ · 박응렬¹

¹광운대학교 환경공학과,
²(주)한화건설 기술연구소,
³한국환경공단

Phytoremediation on the Heavy Metal Contaminated Soil by Hyperaccumulators in the Greenhouse

Sang-Hean Park¹ · Sang-Il Choi^{1*} · Jong-Bu Park² · Ha-Kyu Han³
Sei-Dal Bae¹ · Il-Jong Sung¹ · Eung-Ryeol Park¹

¹Department of Environmental Engineering, Kwangwoon University

²Research Institute of Technology, Hamwha E&C Corp.

³Korea Environment Corporation

Abstract

This study was performed to evaluate the remediation efficiency by *Helianthus annuus*, *Brassica juncea* and *Brassica campestris* on the soil contaminated with nickel, zinc and lead, respectively. The growth rates fell down under 60% in the condition of over 700 mg/kg of zinc for *Brassica campestris*, 300 mg/kg of lead for *Helianthus annuus*, and 150 mg/kg of nickel for *Brassica juncea* on the basis of heavy metal concentration in the soil, because of its toxicity. Also, the hyperaccumulators showed the maximum heavy metal contents in their biomass after 90 days of cultivation. The accumulated heavy metal content per kilogram of hyperaccumulator was 0.65 mg of nickel in *Brassica juncea*, 0.14 mg of zinc in *Brassica campestris*, and 0.06 mg of lead in *Helianthus annuus*, respectively. Additionally, 73.2% of nickel accumulated in *Brassica juncea* and 95.1% of zinc accumulated in *Brassica campestris* were concentrated in the upper site of crop like stem and leaves. However, in the case of *Helianthus annuus*, 83.7% of lead was accumulated in the root.

Keywords : Phytoremediation, Heavy metal, Toxicity, Hyperaccumulator

1. 서 론

토양의 중금속 오염은 암석, 광산이나 제련소, 산업체, 대기로부터의 침착물, 농업자재, 폐기물 등으로 부터 유래 된다. 중금속은 주기율표상 비중이 4 이상인 금속원소로 구리(Cu), 아연(Zn), 니켈(Ni), 수은(Hg), 카드뮴(Cd) 등으로 독성이 강하고 분해되지 않으며 생태계 먹이연쇄를 통해 생물농축(biological concentration)으로 인간에게까지 영향을 줄 수 있기 때문에 그 심각성이 부각되어져 왔으며 대표적 중금속 오염사고는 수은 오염에 의한 미나마타 병과 카드뮴 오염에 의한 이타이이타이병 등의 사례가 있

다. 최근, 국내의 경우 2011년까지 반환될 예정인 59개 주한 미군기지의 주변지역 토양오염은 현황 파악조차 하지 못할 정도의 심각한 문제로 부각되고 있으며 황토팩이 중금속에 오염되었다는 보도가 나오자 사회적으로 큰 파장이 일어난 바 있다(강정우, 2002).

현재, 이러한 중금속 오염 토양의 정화는 물리적·화학적 방법에 주로 의존하고 있다. 이러한 정화 방법은 장치를 이용한 정화방법으로 단시간에 높은 처리효율을 얻을 수 있지만 2차 부산물(슬러지, 대기오염물질) 및 악취의 발생으로 2차 오염이 발생하며, 고에너지 소비로 자연 친화적인 정화방법은 아니다. 따라서, 장시간이 소요된다

*Corresponding author : sichoi@kw.ac.kr

원고접수일 : 2011. 1. 19 심사일 : 2011. 4. 5 게재승인일 : 2011. 4. 7
질의 및 토의 : 2011. 12. 31 까지

하더라도 저비용으로 오염원을 처리하는 친환경적 정화기술인 식물정화기술(Phytoremediation)에 대한 관심이 증가하고 있다. 식물정화법이란 중금속을 식물체내에 축적시킨 후 수확하여 소각하거나 고가 금속을 회수하는 phytoextraction 기법이다(Kumar et al., 1997). 국외의 경우, 세계적으로 중금속 제거에 사용가능한 중금속 고축적종 식물종이 400여종 이상 존재하는 것으로 보고된 바 있으며 캐나다 환경부의 Phytorem에는 19종의 금속원소에 대응하는 식물정화용 후보 식물종 775종이 데이터베이스화 되어 있다(Baker et al., 1989). 국내의 경우는 주로 폐·후 광산지역에 적용할 목적으로 인근지역에서 생육하고 있는 초본 및 목본을 대상으로 소나무, 아카시아, 쑥, 억새, 달맞이꽃등이 토양 정화식물로서의 가치가 있는 것으로 보고되었고, 특히 쑥, 도고마리, 망초, 달맞이꽃 등이 중금속을 많이 축적하는 초본류인 것으로 보고되었다(김정규 등, 1999).

그러나, 식물정화법의 경우, 오염원 처리속도가 느려 정화기간이 장시간 소요되며 초본류의 식물뿌리가 최대 50 cm 정도로 고심도 오염토의 정화에 한계가 있고 먹이사슬에 의한 생태계 교란이 발생할 수 있다(Koopermans, 2007). 또한, 대부분의 정화가 원위치 정화(*In-situ*)로 단기 이용계획이 있는 토지에 적용하기 곤란하며 현장 적용 기술의 개발이 미흡하다.

따라서, 본 연구에서는 장기간 중금속으로 오염된 토양을 대상으로 원외(*Ex-situ*) 정화를 위해 식물경작장에서 중금속 고축적종 식물을 이용한 식물정화 실험을 수행하였으며 적용식물의 중금속 오염토양에서의 생장수준, 중금속 축적정도 등을 분석하여 식물정화기술의 현장적용 가능성에 대하여 평가하고자 한다.

2. 실험방법

2.1. 중금속 오염 토양 특성

중금속 오염토양은 50여 년 동안 사격연습장으로 사용되어 왔던 지역에서 채취하였으며 토성은 sand, silt, clay의 비가 각각 62.14%, 22.43%, 및 15.43%로 사양토에 해당한다. 토양의 이화학적 토양특성은 공극률 52.3%, 진비중 2.68 g/cm³, 가비중 1.56 g/cm³, 함수량 22.8% 및 pH 7.2이었다. 또한, TN 및 TP는 0.09-0.18% 및 0.04-0.05%였으며 양이온교환능력(CEC)은 13~15 cmol/kg이었다.

중금속 오염토양에서의 니켈(Ni), 아연(Zn) 및 납(Pb)의 초기농도는 각각 89 mg/kg, 1,030 mg/kg, 및 185 mg/kg였으며 중금속 초기 농도에 따른 영향을 검토하기 위하여

동일 지역에서 채취한 비오염토에 아연((ZnCO₃)₂, (Zn(OH)₂)₃), 납(PbCO₃), 니켈(NiSO₄ · 6H₂O)을 인위적으로 첨가하여 중금속 오염토를 제조하였다. 이 때 인공제조한 Ni의 농도는 40 mg/kg, 60 mg/kg, 144 mg/kg, 232 mg/kg이었으며 Zn은 398 mg/kg, 527 mg/kg, 717 mg/kg 및 1,506 mg/kg이었다. 또한, Pb는 107 mg/kg, 146 mg/kg, 275 mg/kg, 654 mg/kg이었다.

중금속 오염토는 30 cm 두께로 포설한 후 유기질 비료를 살포하고 선정된 식물을 식재하여 정화 실험을 수행하였다.

2.2. 중금속 고축적종 식물의 식종 및 분석방법

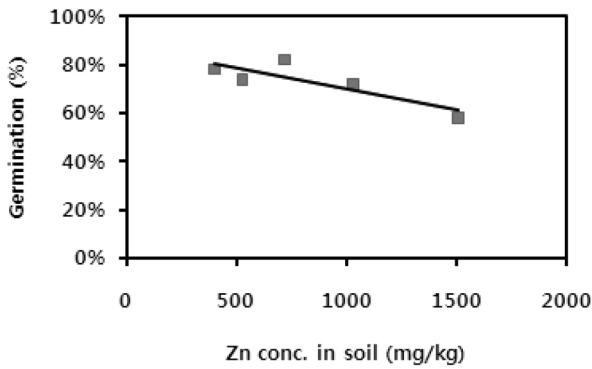
중금속 고축적종 식물(hyperaccumulators)로는 Ni 정화식물로는 적겨자(*Brassica juncea*)를, Zn 정화식물로는 유채(*Brassica campestris*), Pb 정화식물로는 해바라기(*Helianthus annuus*)를 선정하였다(Terry et al., 1992, Ebbs et al., 1997, Ensley, 1991). 오염토에서의 식물도입은 국내 종묘회사에서 구입한 살균처리된 종자를 직접 중금속 오염토에 파종하여 사용하였으며 120일간 경작한 후 수확하였다. 식재한 식물종은 15, 30, 60, 90, 120일 간격으로 씨앗의 발아율, 성장 개체수, 식물 생체량, 식물내 중금속 축적량 등을 분석하였다.

식물 생체량의 분석을 위하여 중금속 오염토별로 3 점씩 식물을 채취하여 흐르는 물에 식물체가 손상되지 않도록 씻어 흙을 제거한 후 65°C의 건조기에서 항량이 될때까지 건조시켜 생체량을 측정하였다. 또한, 중금속 등 토양이학적 특성 분석은 토양공정시험법에 따라 분석하였으며 식물체내 중금속 함량은 유도결합플라즈마 발광광도기(ICPS-730ES, Varian, AUS)로 분석하였다(동화기술, 2009).

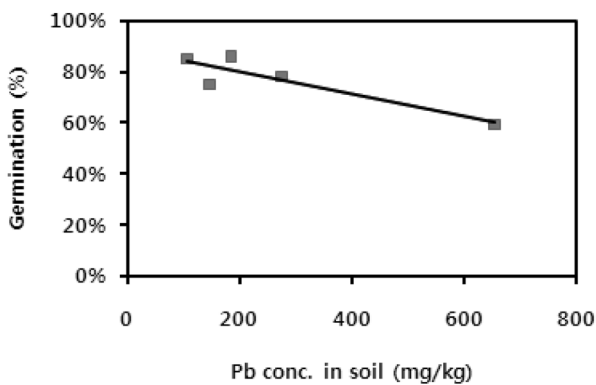
3. 결과 및 고찰

3.1. 중금속 오염토에서의 식물 발아율 및 개체 성장률 분석

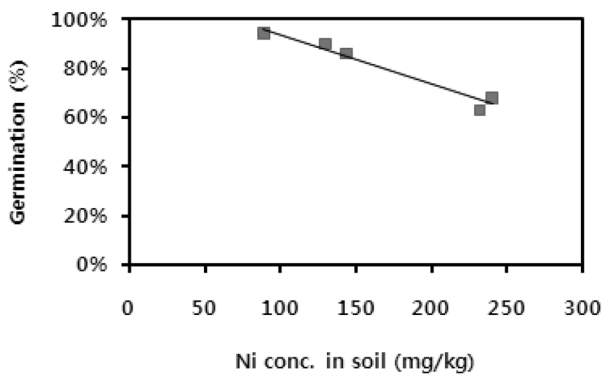
15일간 파종한 식물에 대한 발아율 분석 결과, 적겨자가 6일 전후에 발아가 시작되어 제일 빨랐으며 유채 및 해바라기는 8일 전후에 본격적인 발아가 시작되었다. 유채의 발아율은 Fig. 1과 같이 Zn 오염농도 1,030 mg/kg까지는 72%의 발아율을 보였으나 1,506 mg/kg에서는 저해를 받아 58%의 발아율을 보였다. Pb 오염농도에 따른 해바라기의 발아율은 Fig. 1에서 보듯이, Pb 275 mg/kg에서는 78%의 발아율을 보여 양호하였으나 Pb 654 mg/kg에서의 발아율은 59%로 Pb 농도 증가에 따라 발아율이



(a)



(b)

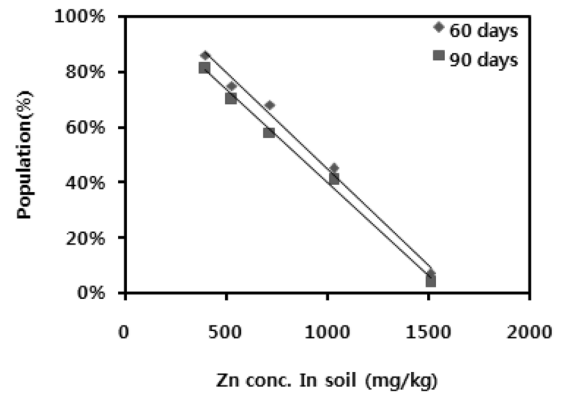


(c)

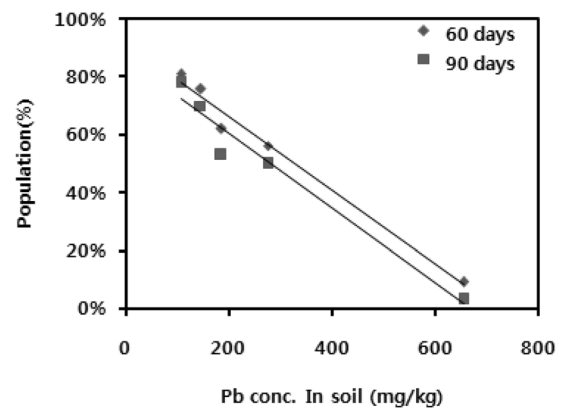
Fig. 1. Germination rate of hyperaccumulators after 15 days of seeding (a; Zn_ *Brassica campestris*, b; Pb_ *Helianthus annuus*, and c; Ni_ *Brassica juncea*).

감소하였다. 또한, Ni 오염농도에 따른 적겨자의 발아율은 Fig. 1과 같이, Ni 143.9 mg/kg에서는 86%였으나 Ni 230 mg/kg 이상에서는 63%의 발아율을 보여 Ni 농도증가에 따른 중금속 독성으로 발아율이 감소하였다.

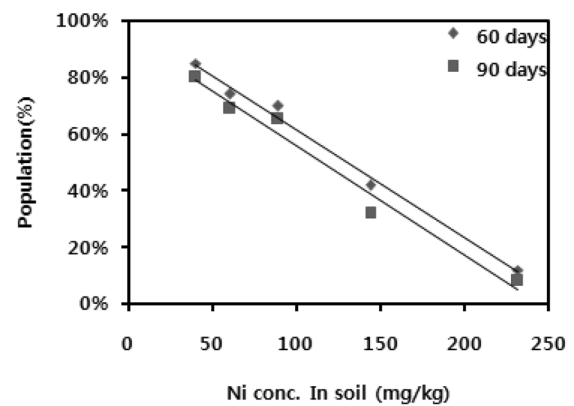
위 실험결과, 중금속 농도가 증가할수록 중금속 독성에



(a)



(b)



(c)

Fig. 2. Population ratio of hyperaccumulators after 60 and 90 days of cultivation (a; Zn_ *Brassica campestris*, b; Pb_ *Helianthus annuus*, and c; Ni_ *Brassica juncea*).

의해 발아율이 감소하였으며 발아율 60% 기준의 한계 농도는 각각 적겨자는 Ni 250 mg/kg 이상, 유채는 Zn 1,500 mg/kg 이상, 해바라기는 Pb 650 mg/kg 이상이었다. Wang에 의하면 발아기간 중에는 외부의 환경 스트레스에 매우 민감하여 이 시기의 내성 현상이 그 식물의 내성

정도를 대표할 수 있으며 내성이 좋은 종지는 불리한 환경에서도 잘 견딜 수 있다고 보고한바 있다(Wang, 1991).

60일 및 90일 경작한 식물의 중금속 오염 농도에 따른 개체성장률을 분석한 결과, Fig. 2와 같다. Zn 오염토에서의 유채의 개체성장률은 중금속 농도 증가에 모두 급격하게 감소하는 경향을 보였다. 60일 및 90일 경과한 개체성장률을 기준으로, Zn 농도 527 mg/kg에서는 각각 75% 및 70%였으나 Zn 717 mg/kg에서는 유채가 계속 성장하지 못하고 개체수가 급감하여 60일 및 90일 경과한 개체성장률은 모두 60% 이하였다. Pb 오염농도에 따른 해바라기의 60일 및 90일 개체성장률은 Pb 107.1 mg/kg에서 각각 81% 및 78%로 양호하였으나 Pb 654 mg/kg에서는 각각 9% 및 3%로 Pb 독성에 의해 개체수가 급격하게 감소하였다. 또한, Ni 오염토에서 적겨자의 경우, Ni 오염농도 89 mg/kg에서 60일 및 90일 개체 성장률은 각각 88% 및 86%로 양호하였으나 Ni 130 mg/kg 이상에서는 성장하지 못하고 도태하여 개체수가 50% 이하로 급감하였다.

위 실험결과, 중금속 농도 증가에 따라 개체성장률도 발아율과 같이 감소하는 경향을 보였으며 60일 재배 작물에 비해 90일 재배 작물의 개체수가 노화에 의해 감소하였다. 개체성장률 60% 기준의 한계 농도는 적겨자가 Ni에 대해 150 mg/kg, 해바라기가 Pb에 대해 300 mg/kg, 그리고 유채가 Zn에 대해 700 mg/kg 이상의 농도에서 중금속에 의한 생체 성장률에 대한 저해가 발생하였다. 또한, 90일 경과한 작물에서의 중금속 농도에 따른 감소곡선의 기울기는 Zn 오염토에서의 유채의 경우, (-)0.0007이었으며 Pb에서의 해바라기는 (-)0.0012이었고 Ni에서의 적겨자의 개체성장률은 (-)0.0031으로 중금속에 대한 고축적종 식물의 민감도는 Ni 오염토에서 적겨자가 높게 나타났다.

3.2. 식물 생체량 분석

중금속 초기 농도에 따른 식물 생체량을 분석한 결과, Fig. 3과 같다.

Zn 오염토에서 유채의 생체량은 파종 후 90일이 경과한 생체량이 60일 경과한 식물의 생체량보다 2배 이상 컸으며 90일 이후 최고 생체량을 보였다. 유채의 생체량은 Zn 1,030 mg/kg에서 4.96 g/개체이상의 우수하였으나 Zn 1,506 mg/kg 이상에서 1.5 g/개체로 급격하게 감소하였다. Pb 오염토에서의 해바라기 생체량은 유채와 유사하게 파종 후 90일이 경과한 생체량이 60일 경과한 식물의 생체량보다 2배 이상 컸으며 파종 후 90일에 최고 생체량을 보였다. Pb 275.3 mg/kg에서의 해바라기의 생체량은

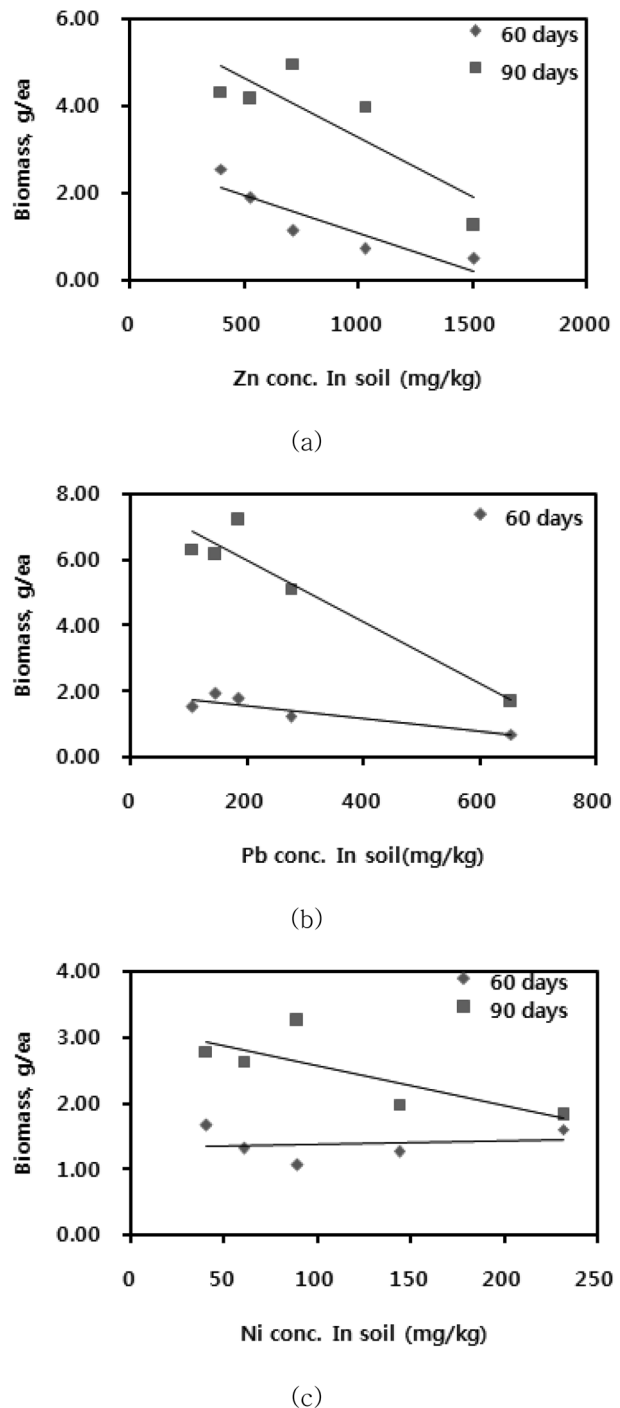


Fig. 3. Biomass of the hyperaccumulators after 60 and 90 days of cultivation (a; Zn *Brassica campestris*, b; Pb *Helianthus annuus*, and c; Ni *Brassica juncea*).

7.21 g/개체이었으며 Pb 654 mg/kg에서는 2.0 g/개체 이하로 고농도 Pb농도에 의한 성장 저해가 발생하였다. 또한, Ni 오염토에서 적겨자의 생체량은 파종 후 90일이 경과한 생체량이 60일 경과한 식물의 생체량보다 1.5배 이상 컸

Table 1. Accumulated concentration of heavy metal in the hyperaccumulators according to the initial concentration of heavy metal in the soil

Hyperaccumulator		Accumulated heavy metal in biomass				
Brassica campestris	Zn (mg/kg soil)	398	527	717	1030	1506
	Upper (mg/kg)	80.1	82.1	81.2	62.3	15.6
	Shoot (mg/kg)	30.1	30.2	42.5	23.2	20.1
	Total (mg/kg)	110.2	112.3	123.8	85.5	35.6
Helianthus annuus	Pb (mg/kg soil)	107	146	185	275.3	654
	Upper (mg/kg)	8.1	8.4	5.0	5.2	1.0
	Shoot (mg/kg)	10.1	9.5	13.8	9.1	3.1
	Total (mg/kg)	18.2	17.9	18.8	14.3	4.1
Brassica juncea	Ni (mg/kg soil)	40	60	89	143.8	231.7
	Upper (mg/kg)	14.5	14.2	17.0	15.3	14.2
	Shoot (mg/kg)	3.7	3.1	2.5	3.5	5.2
	Total (mg/kg)	18.2	17.3	19.5	18.7	19.4

으며 유채 및 해바라기와 같이 파종 후 90일이후 최고 생체량을 보였다. Ni 89 mg/kg에서 적겨자의 생체량은 3.24 g/개체이었으나 Ni 143.8 mg/kg에서는 2.0 g/개체이하로 중금속 농도 증가에 따른 독성 영향으로 생체량이 감소하였다. 생체량은 중금속 축적량과 깊은 관계를 가지는데 중금속 축적을 많이 하기 위해서는 생체량이 커야한다.

90일간 경작한 식물의 중금속 농도에 따른 생체량 증가율은 Zn 오염토에서 유채는 - 0.0033였으며 Pb 오염토에서 해바라기는 - 0.0098, Ni 오염토에서 적겨자는 - 0.0088로 해바라기가 중금속 농도 증가에 가장 민감하였다.

위의 실험 결과, 단위 면적당 생체량을 환산하면 유채는 317.44 g였고 해바라기는 461.44 g으로 노지 경작에 의한 중금속 오염토의 식물 생체량인 125~157 g/m²보다 시설재배를 실시할 경우 생체량이 2~3배 크게 나타났다 (김현희, 2003).

3.3. 식물체내 중금속 함량 분석

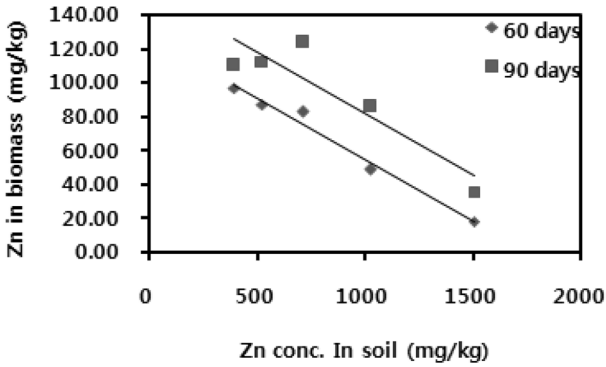
중금속 오염토에서 60일 및 90일 경작한 식물체내 중금속 함량을 분석한 결과는 Table 1과 Fig. 4와 같다.

Zn 오염농도에 따른 유채의 중금속 축적도를 보면 파종 후 60일경보다 90일이 경과한 시기에 중금속 축적능이 가장 우수하였다. 유채의 중금속 축적량은 Zn 오염농도 717 mg/kg에서 유채 생체내 축적도는 123.8 mg/kg이었으며 Zn 1,506 mg/kg에서는 35.6 mg/kg으로 고농도 Zn에 의한 중금속 농축 저해를 보였다. Fig. 5와 같이 중금속 축적도를 식물 생체량을 반영하여 개체당 축적량으로 환산할 경우 Zn 717 mg/kg에서 0.65 mg/개체였으며 Zn 1,506 mg/kg에서는 0.05 mg/개체로 Zn 축적량이 급격하게

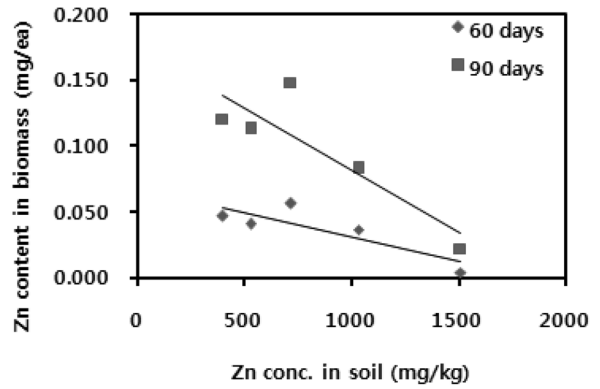
감소하였다. Fig. 6에서 보듯이 유채에서의 Zn의 축적부위는 총 중금속 축적량의 최대 73.2%까지 잎, 줄기 등 지상부에 축적되었으며 토양중 Zn 농도가 증가할수록 지상부의 축적비율이 43.7%까지 감소하였다. 유채에서의 Zn에 대한 지상부의 평균 축적율은 56.9%였다. 이는 Zn 농도 증가에 따른 축적부위의 변위에 의한 것이 아니라 지상부의 황화현상에 의해 뿌리부가 지상부에 비해 발달되어 나타난 현상으로 판단되었다.

Fig. 4와 같이 Pb 오염토에서의 해바라기의 중금속 축적량을 조사한 결과, 파종 후 60일경보다 90일이 경과한 시기에 중금속 축적능이 가장 우수하였다. 중금속 오염 농도에 따른 생체내 중금속 축적량을 비교해 보면, Pb 오염농도 185 mg/kg에서 중금속 축적량은 18.8 mg/kg이었으며 Pb 654 mg/kg에서는 4 mg/kg이었다. 이를 개체당 중금속 축적량으로 환산하면 Fig. 5와 같이, Pb 185 mg/kg에서 0.14 mg/개체였으며 Pb 654 mg/kg에서는 Pb 독성에 의해 중금속 축적량이 0.01 mg/개체으로 감소하였다. Fig. 6에서 보듯이, 해바라기에서의 Pb의 축적부위는 총 중금속 축적량의 최대 83.7%까지 뿌리 등 지하부에 축적되었으며 토양중 Pb 농도의 증가에 따라 지하부의 축적비율이 최소 73.5%로 큰 변화가 없었다. 해바라기에서의 Pb에 대한 지하부의 평균 축적율은 73.5%였다.

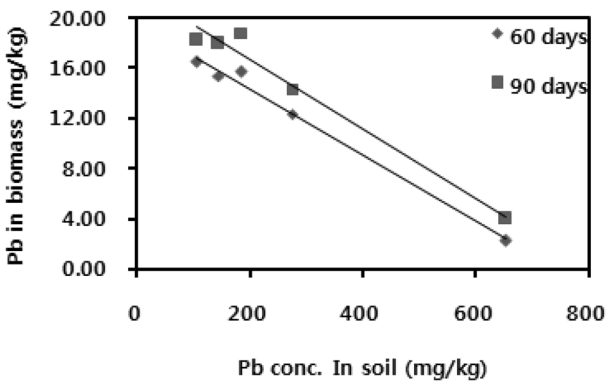
또한, Ni 오염농도에 따른 적겨자의 중금속 축적농도는 Fig. 4와 같이, 유채와 해바라기와 같이 파종 후 60일경보다 90일이 경과한 시기에 중금속 축적능이 가장 우수하였다. 오염농도별 생체내 중금속 축적농도를 보면 Ni 89 mg/kg에서 적겨자의 중금속 축적농도는 19.5 mg/kg였으며 Ni 231.7 mg/kg에서는 16.1 mg/kg이었다. 이를 생체량을



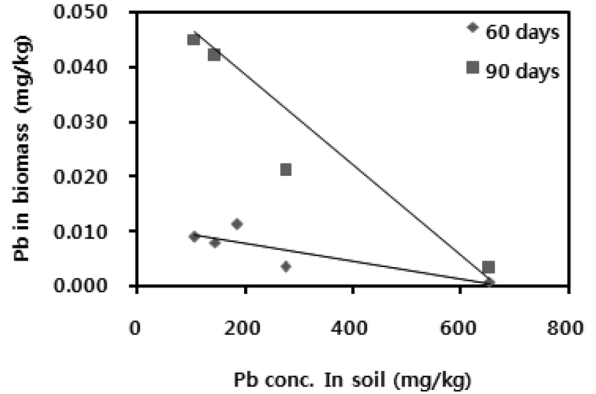
(a)



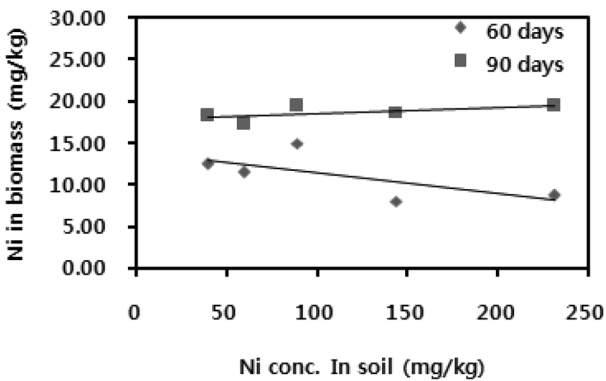
(a)



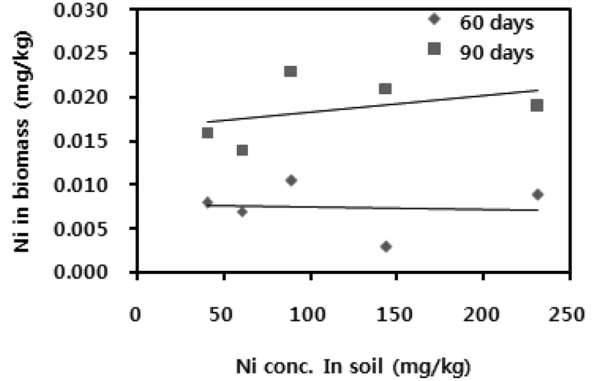
(b)



(b)



(c)



(c)

Fig. 4. Heavy metal concentrations accumulated in the hyperaccumulators (a; Zn *Brassica campestris*, b; Pb *Helianthus annuus*, and c; Ni *Brassica juncea*).

Fig. 5. Heavy metal contents accumulated in the hyperaccumulators (a; Zn *Brassica campestris*, b; Pb *Helianthus annuus*, and c; Ni *Brassica juncea*).

반영하여 개체당 중금속 축적량으로 환산할 경우, Fig. 5와 같이 Ni 89 mg/kg에서 0.06 mg/개체였으며 Ni 231.7 mg/kg에서는 0.025 mg/개체으로 나타나 유채 및 해바라기와 달리 Ni 초기 농도에 따른 중금속 축적량은 큰 차이가 없었다. 적겨자에서의 Ni의 축적부위는 총 중금속 축적량의 최대 92.0%까지 잎, 줄기 등 지상부에 축적되었으

며 토양중 Pb 농도의 증가에 따라 지상부의 축적비율이 최소 85.6%로 큰 변화가 없었다. 적겨자에서의 Ni에 대한 지상부의 평균 축적율은 89.3%였다.

따라서, 중금속 농도에 따른 생체내 최대 축적량은 각각 Zn 오염토에서의 유채의 축적량은 0.65 mg/개였으며 Pb 오염토에서의 해바라기는 0.14 mg/개, 그리고 Ni 오염

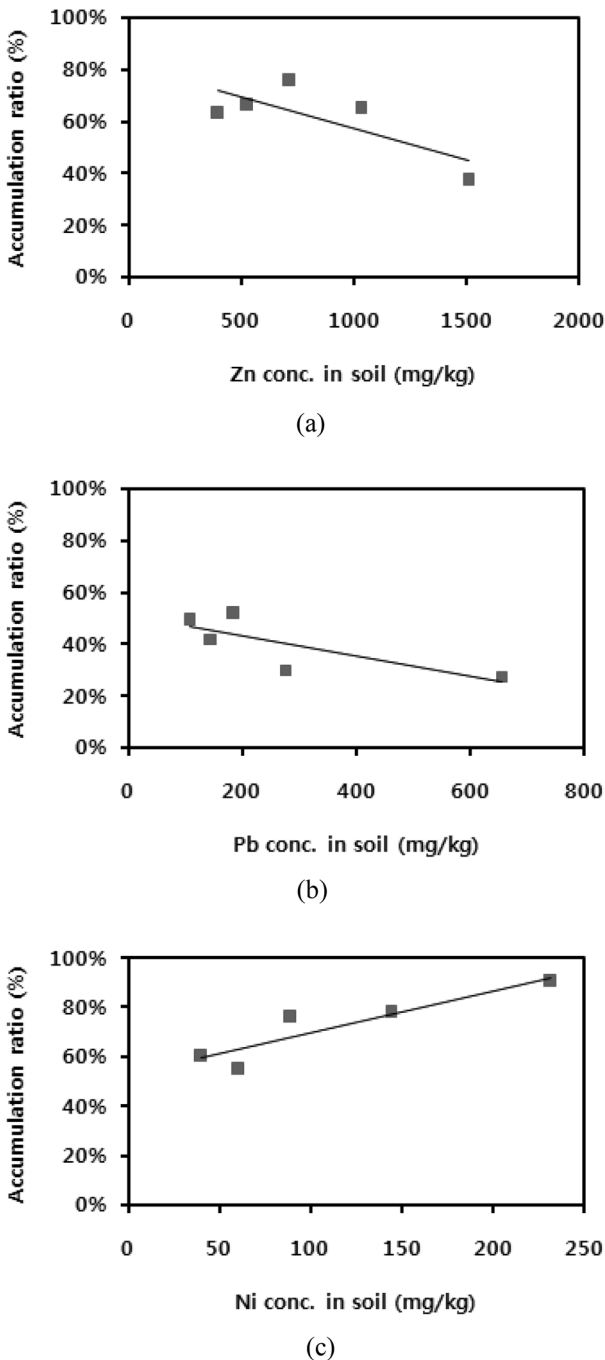


Fig. 6. Heavy metal accumulation ratio in the upper site of hyperaccumulators (a; Zn_Brassica campestris, b; Pb_Helianthus annuus, and c; Ni_Brassica juncea).

토에서 적겨자의 경우 0.06 mg/개였으며 중금속의 농도 증가에 따라 적겨자의 경우 큰 영향이 없었으나 해바라기 및 유채는 감소하는 경향을 보였다. 또한, 중금속의 주요 축적부위는 유채와 적겨자는 잎, 줄기 등 지상부였으며 해바라기는 뿌리였다.

4. 결 론

본 연구에서는 Zn, Pb 및 Ni에 각각 오염된 중금속 오염토를 대상으로 각각 유채, 해바라기, 적겨자를 식재하여 시설재배장에서 장기간에 걸쳐 원외(Ex-situ) 방식으로 식물 정화 실험을 실시한 결과, 다음과 같은 결론을 얻었다.

1) 중금속 농도에 따른 발아율을 분석한 결과, 발아율 60% 기준의 한계 농도는 각각 적겨자는 Ni 250 mg/kg 이상, 유채는 Zn 1,500 mg/kg 이상, 해바라기는 Pb 650 mg/kg 이상이었으며 개체성장율 60% 기준의 한계 농도는 적겨자가 Ni에 대해 150 mg/kg, 해바라기가 Pb에 대해 300 mg/kg, 그리고 유채가 Zn에 대해 700 mg/kg 이상의 농도에서 중금속에 의한 생체 성장률에 대한 저해가 발생하였다. 또한, 적겨자의 경우, 중금속 농도증가에 가장 민감하게 반응하였다.

2) 생체내 최대 중금속 축적량은 각각 Zn 오염토에서의 유채는 0.65 mg/개였으며 Pb 오염토에서의 해바라기는 0.14 mg/개, 그리고 Ni 오염토에서 적겨자의 경우 0.06 mg/개였으며 중금속의 농도 증가에 따라 적겨자의 경우 큰 영향이 없었으나 생체내 중금속 축적량은 해바라기 및 유채의 경우 감소하는 경향을 보였다.

3) 부위별 최대 축적비율의 기준으로 할 때 유채의 경우, 생체내 총 Zn 축적량의 73.2%를 잎, 줄기 등 지상부에 축적하였으며 적겨자의 경우, 총 Ni 축적량의 92.0%를 잎, 줄기 등 지상부에 축적하였다. 반면, 해바라기의 경우, 생체내 총 Pb 축적량의 최대 83.7%까지 뿌리 등 지하부에 축적하였다.

따라서, 본 연구에서는 현장 적용가능한 식물경작장에서 Zn, Ni, Pb으로 오염된 토양을 대상으로 중금속 고축적종 식물을 이용한 원외(Ex-situ) 정화가 가능하였다.

사 사

본 연구는 환경부의 “유해 중금속 오염부지 정화기술 개발연구단”의 지원을 받은 과제입니다.

참 고 문 헌

- 강정우, 2002, Phosphate를 이용한 군부대 중금속 오염토양의 안정화, 광운대학교 석사학위 논문, 38-42.
- 김정규, 임수길, 이상환, 이창호, 정창윤, 1999, 휴·폐광지역 오염토양의 Phytoremediation을 위한 식물자원 검색, 한국환경농학회지, 18(1), 28-34.

김현희, 2003, 포사격장의 중금속 오염도 조사 및 피 (*Echinochloa crusgalli* var. *Frumentacea*)와 해바라기 (*Helianthus annuus*)를 이용한 납의 Phytoextraction에 관한 연구, *지하수토양환경*, **8**, 30-45.

동화기술, 2009, 수질오염 · 폐기물 · 토양오염 공정시험기준.

Baker, A.J.M. and Brooks, R.R., 1989, Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - A review of their distribution, ecology and phytochemistry, *Biorecovery*, **1**, 81-126.

Ebbs, S.D., Lasat, M.M., Brady, D.J., Cornish, J., Gorden, R., and Kochian, L.V., 1997, Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil, *J. Environ. Qual.*, **26**, 1424-1430.

Ensley, B.D., 1991, Biochemical Diversity in Trichloroethylene Metabolism, *Annu. Rev. Microbiol.*, **4**, 283-299.

Koopermans, G.F.P.F.A.M., Song, J., Temminghoff, E.J.M., and Japenga, J., 2007, Predicting the phytoextraction duration to remediate heavy metal contaminated soils, *Water Air Soil Pollut.*, **181**, 355-371.

Kumar, P.B.A.N., Dushenkov, V., Motto, H., and Raskin, I., 1997, Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils, *Environmental Science and Technology*, **29**(5), 1232-1238.

Terry, N., Carlson, C., and Raab, T.K., 1992, Rates of Se volatilization among crop species, *J. Environ. quality*, **21**, 341-344.

Wang, W., 1991, Literature review on higher plants for toxicity testing, *Water Air Soil Poll.*, **59**, 381-410.