

ORIGINAL ARTICLE

환경정화용 녹색식물소재로서 자생 맥문동의 중금속 축적 및 토양 내 제거 특징

주진희 · 윤용한*

건국대학교 녹색기술융합학과

Characteristics of Heavy Metal Accumulation and Removing from Soil using Korean Native Plant, *Liriope platyphylla* for Phytoremediation

Jin-Hee Ju, Young-Han Yoon*

Department of Green Technology Convergence, Konkuk University, Chungju 380-701, Korea

Abstract

This study attempted to utilize various groundcover plants in phytoremediation, using shade plants, which often have a high shade tolerance for shade urban space. *Liriope platyphylla* was grown in soil containing three of heavy metals, Zn, Cd, and Pb under four different concentrations (0, 100, 250 and 500 mg/kg) to determine the heavy metal accumulation characteristics and removing from soil. Total amounts of accumulated Zn in *L. platyphylla* were increased in accordance with increasing elevated Zn concentrations in soil, but the difference was not significant between Zn250 and Zn500. Cd accumulation, sharply increased in Cd100 and Cd250, but was reduced in Cd500. Increased Pb concentration in soil resulted a continuous increase in the total amounts of Pb accumulated in *L. platyphylla*. The total content of Zn in soil decreased by almost 50% in Zn100, almost 33% in Zn250 and 20% in Zn500 through growth of *L. platyphylla* over a period of 7 months. In the case of Cd, the concentration in soil, was decreased with 10% in Cd100, 10% in Cd250 and 33% in Cd500 through growth of *L. platyphylla* over a period of 7 months. This results indicate that more Cd was removed by planting *L. platyphylla*, compared to Zn or Pb.

Key words : Heavy metal tolerance, Landscape plants, Phytoremediation, Shade plants

1. 서론

토양은 공기, 물과 더불어 생명체의 생존기반이라는 절대적인 기능을 가지고 있는 생태계의 중요 구성요소이다. 토양권은 대기권 및 수권과 함께 지구의 3대 구성요소이며, 분해자인 미생물의 서식밀도가 가장 높아 환경용량 또한 가장 크다. 반면, 토양의 환경용량을 초과하면, 환경을 유지·보존하는 물질순환기능, 유해물질에 대한 여과·완충기능 같은 생태적 기

능을 상실하게 되어 사람뿐만 아니라 살아있는 생물들에게 막대한 영향을 끼친다. 대기나 수질오염물질의 경우 상대적으로 확산·희석되기 쉽지만 토양오염물질은 인위적으로 처리하기 전에는 자연적으로 정화나 복원의 속도가 느리고 국소적 오염상태가 계속되므로 환경에 지속적인 영향을 미치게 된다.

토양오염이란 토양 내에서 난분해성물질이나 지구상의 생물체에 유해한 물질이 축적되는 것을 말하는데, 이러한 토양의 오염원으로는 산업폐수에서 유발

Received 20 May, 2013; Revised 10 July, 2013;

Accepted 15 July, 2013

*Corresponding author : Yong-Han Yoon, Department of Green Convergence, Konkuk University, Chungju 380-701, Korea
Phone: +82-43-840-3538
E-mail: yonghan7240@kku.ac.kr

© The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.
© 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.

되는 중금속과 강산 및 강알칼리성 물질, 농약과 비료에서 유발되는 난분해성 물질 그리고 생활하수에서 기인하는 질산 및 인산염 물질 등이 있다. 또한, 대기로 방출된 대기 오염원인 황 및 질소 산화물 등이 강우로 인하여 토양에 침적되어 오염원으로 작용하기도 한다. 뿐만 아니라, 토양오염은 지표면의 토양에만 국한되는 것이 아니고 수질오염에 의해 하천이나 저수지 그리고 해양 기저부의 토양이 오염되기도 한다. 이러한 오염원 중에서 토양 내에서 분해되지 않고 영구히 침적되는 물질인 중금속류 오염원은 현대 사회의 공업화가 가중됨에 따라 심각한 환경문제가 되고 있다(Kang과 Kim, 1996).

토양에는 극미량의 중금속이 자연적 원인에 의해 포함되어 있으나 인체에 유해한 정도는 아니다. 하지만, 다양한 광산개발, 산업 활동, 사고 등으로 인하여 중금속들이 토양 및 수계로 다량 유출되면서 생태계에 악영향을 미치고 있다. 뿐만 아니라 토양의 중금속 오염은 산업체, 제련소, 대기로부터의 침착물, 농약, 폐기물 등으로부터 유래된다고 알려져 있다. 중금속은 독성이 강하고 화학적으로 변화되지 않고 식물, 토양, 대기, 음료 등에 널리 분포하면서 음식물이나 식수 또는 공기를 통해 체내에 흡수되거나 농작물이나 어패류 등으로 이동되어 최종적으로는 이를 섭취한 인간에게 축적된다. 이에 따라 중금속에 오염된 토양의 문제점이 부각되면서 1996년부터 중금속 오염토양에 대한 복원이 의무화되었다(Ju 등, 2011).

중금속 오염지역의 오염원 제거는 크게 물리·화학적 또는 생물학적 처리기술로 나눌 수 있는데, 물리·화학적 토양정화기술은 막대한 자금과 노동력이 소요되고 2차오염이 발생할 수 있다. 생물학적 처리기술은 식물 및 미생물을 이용하여 토양으로부터 유해한 오염물질을 제거, 안정화, 무독화 하는 것이다. 이러한 기술은 경제적이고 친환경적일 뿐 아니라 경관상 향상이라는 다양한 장점이 있다. 이에 최근에는 환경오염문제와 더불어 오염된 환경에 내성을 가지는 수종을 선발하고 식물을 이용하여 환경을 개선하려는 Phytoremediation에 관심이 집중되고 있다(Boon과 Soltanpour, 1992).

Phytoremediation의 ‘Phyto’는 그리스어로 ‘식물’을, ‘remedium’은 라틴어로 ‘복원하다’라는 어원을 가

지고 있으며, 식물에 의해 환경을 정화하는 기술, 즉 식물환경복원을 지칭한다(Gladkov 등, 2011). 한편, 도시 내 중금속 오염지는 다양할 뿐 아니라, 소규모로 산재되어 있고, 인간의 건강과 직접적인 연관성이 높기 때문에 녹지를 이용한 복원방법을 선발하는 것은 무엇보다 중요하다. 또한 고층빌딩, 고가도로, 옹벽설치 등으로 인한 영구음영지가 증가되고 있어 내음성 수종 탐색이 요구된다. 이에 맥문동은 상록성 지피식물로 내음성이 강하며 관리가 용이해 도시 내 수림하부의 대량군식으로 광범위하게 식재되는 수종이다. 또한, 외래종보다 국내 환경에 대한 적응성이 높기 때문에 녹색기술 중 하나인 식물환경복원에 적합한 조건을 가졌다고 본다. 최근 중금속을 다량으로 축적할 수 있는 고축적식물(hyper-accumulator)에 대한 관심이 높아지고 있다고 볼 때, 자생 맥문동의 토양 중금속 축적 및 제거능을 평가함으로써, 환경정화용 녹색기술 식물소재로 이용가치를 높이고자 한다.

2. 재료 및 방법

2.1. 실험구 조성

실험구는 가로 300 mm × 세로 200 mm × 높이 250 mm의 폴리에틸렌 재질의 배수구가 없는 용기를 자체 제작하였다. 이는 토양 내 처리된 중금속이 식물생육 기간동안 외부로 용출되지 않는 것을 최소화하기 위함이다. 하지만 하단의 배수불량에 따른 습해피해를 고려하여, 인공지반식재 단면도를 참고로(Hammer, 1992), 하부에 펄라이트 50 mm의 배수층을 조성해 주었다. 중금속의 종류는 토양오염실태결과의 중금속 오염도를 기준(Ministry of Environment, 2007)으로 가장 높은 수치를 나타낸 아연(Zn)과 납(Pb), 그리고 인체의 피해정도가 가장 심한 카드뮴(Cd)으로 선정하였다. 또한 중금속 농도는 우리나라 최고 중금속 측정량(Ministry of Environment, 2007)과 선행된 연구의 중금속 농도처리를 기준으로(Anthony 등, 2006), 0, 100, 250, 500 mg/kg(이하; Control, 100, 250, 500) 등 4가지 처리구로 구분하여 펄라이트 : 인공토(1 : 1)의 배합도에 농도별로 혼합하였다(Tabel 1).

Table 1. Heavy metal mixture weight in mixed amended soil that it used for planting ground in this experiment

Plots	Heavy metal mixture weight in mixed amended soil
Control	Non-treated heavy metal in amended soil
Zn100	Zinc 100 mg + Amended soil 1 kg
Zn250	Zinc 250 mg + Amended soil 1 kg
Zn500	Zinc 500 mg + Amended soil 1 kg
Cd100	Cadmium 100 mg + Amended soil 1 kg
Cd250	Cadmium 250 mg + Amended soil 1 kg
Cd500	Cadmium 500 mg + Amended soil 1 kg
Pb100	Lead 100 mg + Amended soil 1 kg
Pb250	Lead 250 mg + Amended soil 1 kg
Pb500	Lead 500 mg + Amended soil 1 kg

2.2. 식물재료

2009년 2월에 지름 12 cm화분의 맥문동을 구입하여 1개월간 건국대학교 전공온실에서 순화시켰다. 2009년 3월에 각각의 중금속 농도로 처리된 배합토에 맥문동을 식재하여, 9월까지 약 7개월간 생육실험을 진행하였다. 실험구는 완전임의 배치법으로 각 처리구당 10본씩 정식하였다. 실험 중 온실의 환경조건은 평균온도가 22.0±4.0℃, 습도는 50±5.0%, 낮 동안의 평균 광도는 150~200 μmol·m⁻²·s⁻¹ 이었고, 관수는 일주일에 500 mL씩 총 2회 실시하였다.

2.3. 측정

2.3.1. 토양산도

실험구의 토양을 풍건시킨 후 10 g을 담아 증류수 10 mL를 가하고 교반기로 30분 동안 흔들여 완전히 섞었다. 약 30분간 정지시켜 토양을 완전히 침전시킨 후, pH meter(AZ- 85505, AZ Instrument, Japan)로 측정하였다.

2.3.2. 식물체 내 중금속측정

식물체 내 축적된 중금속 함량을 알아보기 위해, 생육실험 종료 후 각 중금속 처리구별 식물체를 채취하였다. 이물질질을 제거한 뒤 그늘에서 2주간 충분히 자연 건조시킨 후 지상부, 지하부로 구분하고 잘게 잘라 2 g씩 삼각플라스크에 담아 농질산(Conc. HNO₃) 10 mL를 가하여 24시간 용해시켰다. 이후에 분해액인 Ternarysolution (HNO₃:H₂SO₄:HClO₄=10:1:4) 20 mL를 가하여 갈색연기가 나오지 않을 때까지 열판에 가열하고 식혔다. 이 용액을 No.5 여과지(Ashless

quantitative filter paper, Advantec, USA)로 여과한 후 증류수를 넣어 부피를 50 mL로 만들어 유도결합 플라즈마 발광광도계(ICP-OES, Optima 5300DV, USA)을 이용하여 정량하였다.

2.3.3. 토양 내 중금속측정

토양 내 중금속 측정은 실험구 내 토양을 대상으로 잡초와 이물질질을 제거한 뒤 채취하여 그늘에서 2주간 충분히 풍건하였다. 건조 후 2 mm체로 쳐서 통과된 고운 흙을 폴리에틸렌 재질의 봉투에 넣어 암소에 보관하여 분석용 시료로 사용하였다. 토양의 조제와 화학성분 및 중금속 함량분석은 토양오염공정시험방법(Ministry of Environment, 2002)에 준하여 토양 10 g을 1N-NH₄OH(pH 7) 50 mL에 넣은 후 항온수평진탕기(100 회/분, 진폭 10 cm)를 사용하여 30℃를 유지하면서 1시간 진탕한 다음 No.5 여과지(Ashless quantitative filter paper, Advantec, USA)로 여과한 후, 유도결합 플라즈마 발광광도계(ICP-OES, Optima 5300DV, USA)로 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 토양 pH 변화

맥문동 식재 전 토양 pH 초기값은 대조구에 비해 카드뮴(Cd) 처리에서는 낮은 반면, 납(Pb) 처리에서는 약간 높았다. 아연(Zn) 처리에서도 대조구와 비슷한 토양 pH를 보였다. 일반적으로 카드뮴의 용해도는 토양 pH에 절대적으로 의존적이며, 이동성이 비교적 높은 편이라서 pH가 6이상인 조건에서도 유기물이나 점토광물과 Mn, Fe, Al 산화물과 다소 약하게 결합하게 된다(Hong 등, 2013). 반면 아연과 납은 토양내 불용성의 중금속으로, 토양 표면의 양하전도를 증가 시킴으로써 카드뮴보다 높게 나타난 것으로 해석된다.

한편, 맥문동 식재 후 토양 pH의 최종값은 초기값에 비해 전반적으로 낮아지는 경향을 보였다. 대조구의 경우 초기값이 pH 6.15를 보인 반면, 최종값은 5.82로 다소 저하되었다. 특히, 카드뮴 Cd100처리구에서 토양 pH 5.81로 가장 높은 값을, Pb100처리구에서 토양 pH 5.15로 가장 낮은 값을 보였다(Table 2). 토양 pH 최종값은 농촌진흥청의 원예용 상토 보증범위(National Institute of Agricultural Science and

Table 2. Comparison of soil acidity between initial value and final value in soil treated with various heavy metal concentrations grown *Liriope platyphylla*

Value	Control ^z	Zn100	Zn250	Zn500	Cd100	Cd250	Cd500	Pb100	Pb250	Pb500
Initial	6.15	5.97	6.04	6.10	5.83	5.80	5.81	6.33	6.31	6.36
Final	5.82	5.49	5.38	5.56	5.81	5.52	5.36	5.16	5.28	5.50

^zSee Table 1.

Technology, 2007)인 pH 5.5-7.0보다 다소 낮은 경향을 보였다. 토양 pH가 높아지면 토양 내 음하전도를 증대시켜 양하전의 중금속이온을 쉽게 부착시킴으로써 부동화가 되게 한다(Hong 등, 2011). 따라서, 비오염 토양의 경우, 토양 pH가 높을수록 토양 내 중금속 유효도가 낮아져 표토에 집적가능성이 높다(Jung 등, 2004). 본 결과에서 토양 pH가 최종값이 초기값에 비해 낮아진 것은 식물 내의 축적과 토양자체의 완충작용에 인한 것으로 판단된다.

3.2. 식물체에 축적된 중금속 함량

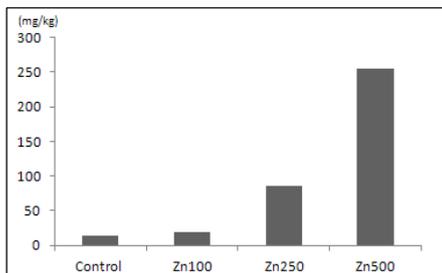
3.2.1. 아연 (Zn)

맥문동의 아연 축적량을 분석한 결과, Zn100 < Zn250 < Zn500 순으로 아연 농도가 높을수록 증가하였고, 특히 Zn500처리구에서 가장 높았다. 지상부의 경우 대조구, Zn100, Zn250, Zn500처리구에서 각각 14.3, 19.55, 85.75, 254 mg/kg로 조사되었다. 이는 맥문동의 아연축적량이 대조구보다 Zn100처리구에서는 1.36배, Zn250처리구에서는 5배, Zn500처리구에서는 16.4배 더 축적한 것으로, 아연의 처리농도가 높을수록 맥문동의 지상부에 축적되는 아연 또한 높았다.

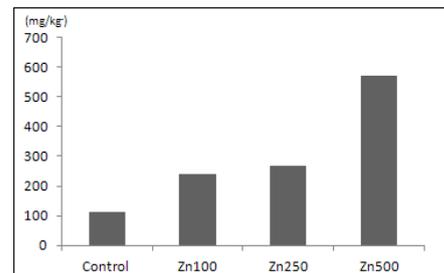
맥문동 지하부의 경우 Control, Zn100, Zn250, Zn500에서 각각 112.1, 240.8, 267.1, 571.8 mg/kg로 지상부에 비해 지하부의 축적량이 높았다. 각 처리구별 아연의 축적은 대조구에 비하여 Zn100에서는 2.14배, Zn250은 2.38배, Zn500 5.1배의 차이로 보였으며, 처리한 아연 농도가 높을수록 지하부의 아연 축적량 또한 높아졌다. 또한 측정된 중금속 함량을 기준으로 볼 때, 아연 축적은 주로 지상부보다는 지하부에서 이루어지는 것으로 조사되었다(Fig. 1).

일반적으로 식물체 내 중금속 농도는 지상부보다 지하부에서 10배 정도 높지만, 고축적식물은 지상부로의 이동이 잘 이루어져 그 차이가 거의 없거나 크지 않은 것으로 알려져 있다(Chaney 등, 1997). 이는 중금속에 대한 내성 기작 중 하나로, 가급적 많은 양의 중금속을 지하부에서 지상부로 이동 및 분배시킴으로써 중금속이 지하부에만 축적되어 초기에 독성 피해가 나타나는 것을 최소화시키기 위해서이다(Choi와 Chiang, 2003). 맥문동의 경우 아연의 이동성이 우수하지 않지만 아연 축적률은 처리 농도가 진할수록 높아진 것은 분명하였다.

3.2.2. 카드뮴 (Cd)



(a) shoots



(b) roots

Fig. 1. Zn accumulations (dry matter) in shoots and roots of *Liriope platyphylla* exposed for 7 months treated with different concentration Zn levels soil. Each value is the mean of 10 replicates.

맥문동 지상부의 카드뮴 축적량은 Cd100, Cd250, Cd500처리구에서 각각 117.7, 226.3, 278.4 mg/kg 으로 나타났다. 이는 Cd 처리농도가 높을수록 맥문동 지상부의 축적량이 증가되나 고농도로 갈수록 증가세가 둔화되었다. 이러한 결과는 Ju 등(2011)이 토지이용 형태별 벌개미취의 생육 및 중금속 축적능을 분석한 결과 토양 내 카드뮴 함량이 높을수록 축적량이 증가된 것과 일치된다고 하겠다.

맥문동 지하부의 경우, Cd100, Cd250, Cd500처리구에서 각각 304.4, 649, 1,036 mg/kg로 지상부에 비해 높은 축적량을 보였다. 이는 대조구에 비해 각각 304.4, 649, 1,036배 증가한 것으로 카드뮴 처리농도가 높아질수록 증가되어 지상부와 유사한 경향을 나타냈다. 지상부와 지하부의 축적량을 비교해볼 때, 지하부가 지상부의 약 3배정도 더 축적됨을 확인할 수 있었다. 또한 맥문동의 식물체 내 카드뮴 축적량은 아연(Zn)과 비교해 볼 때, 매우 높은 축적량을 보였다 (Fig. 2). 일반적으로 식물체 내 중금속 농도는 지상부보다 지하부에서 10배 정도 높다고 볼 때(Chaney 등, 1997), 맥문동의 지상부 축적량은 매우 뛰어나다고 판단된다.

이러한 결과는 광주지역에 자생하는 수목을 대상으로 중금속의 축적량을 연구한 결과, 뿌리의 축적량이 잎보다 많다고 한 것(Cho, 1999)과 유사하다. 또한, 정수식물인 꽃창포(*Iris pseudacorus*)와 창포(*Acorus calamus*)의 카드뮴 처리 농도가 증가하고 기간이 길어질수록 식물체 내 축적량이 증가하고, 두 종 모두 지상부보다는 지하부 축적이 두드러진 것으로 조사되었

다(Lee와 Song, 2011). 지상부의 0.01% 이상 축적시킬 수 있는 식물을 고축적식물이라고 할 때(Chaney 등, 1997), 말냉이류는 지상부에 평균 1,000 mg/kg (Brown과 Angle, 1995), 노랑꽃창포와 창포는 각각 121.4, 548.1 mg/kg으로(Lee와 Song, 2011), 매우 우수한 카드뮴 축적식물로 알려져 있다.

따라서, 추후 카드뮴 오염이 심각한 토양에 대한 Phytoremediation 적용시 맥문동은 환경정화 녹색식물로서 가치가 높을 것으로 판단된다.

3.2.3. 납 (Pb)

맥문동의 납 축적량을 분석한 결과, 처리된 납의 농도가 높을수록 식물체내 축적량 또한 증가되었다. 지상부의 경우, Pb100, Pb250, Pb500처리구에서 각각 1.85, 1.45, 1.65 mg/kg로 증가되었으나, 식물체 내 축적량은 카드뮴이나 아연에 비해 확연하지 않았다. 또한 지상부에 축적된 납의 경우 토양의 납의 농도에 따른 축적의 경향은 뚜렷하게 증가하지 않았다.

지하부에서는 Pb100에서 40.65 mg/kg, Pb250에서 95.25 mg/kg, Pb500에서 144.4 mg/kg로 대조구에 비해 14.26배, 33.42배, 50.66배로 토양 내 처리된 납의 농도가 높을수록 지하부의 축적량 또한 높았다. 이러한 값이 지하부가 지상부보다 축적량이 높았던 것을 사실이나, 아연이나 카드뮴에 비해 낮았다(Fig. 3).

중금속 고축적식물(hyper-accumulator)일수록 지상부와 지하부의 축적차이가 거의 없다고 볼 때(Chaney 등, 1997), 지하부의 축적이 뚜렷하다는 것은 뿌리로부터 흡수된 납(Pb)이 지상부로 잘 이동하지 못했음을 의미한다고 하겠다. Kang과 Kim(1996)은 식물을

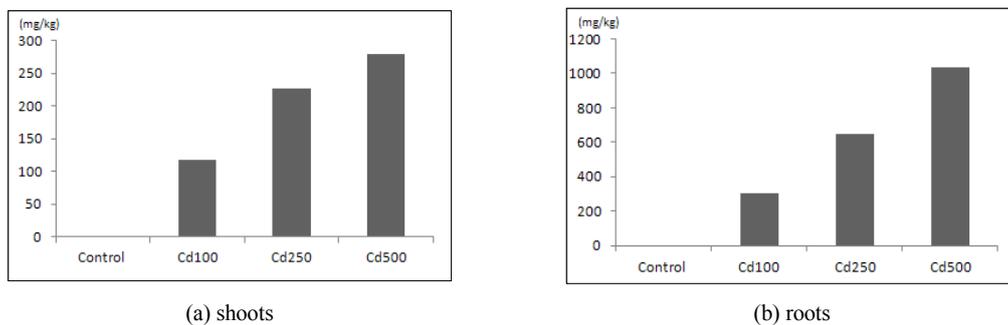


Fig. 2. Cd accumulations (dry matter) in shoots and roots of *Liriope platyphylla* exposed for 7 months treated with different concentration Cd levels soil. Each value is the mean of 10 replicates.

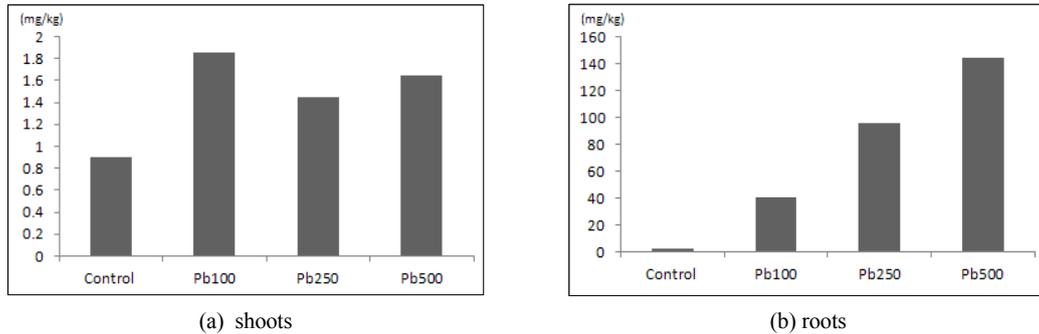


Fig. 3. Pb accumulations (dry matter) in shoots and roots of *Liriope platyphylla* exposed for 7 months treated with different concentration Pb levels soil. Each value is the mean of 10 replicates.

이용한 토양 중금속 4종에 대한 제거 연구에서 고마리가 축적한 중금속 철(Fe) > 아연(Zn) > 구리(Cu) > 납(Pb)의 순서로 나타났다. 또한 토양에 직접 접한 식물체의 뿌리부분에서의 중금속 농축량이 식물체의 다른 부분보다 월등히 높음을 알 수 있다. Park(2007)은 납에 노출된 토양에서 애기장대는 토양 내 납의 농도가 증가함에 따라 축적된 납의 함량이 증가한다고 하였다. 한편, Ju 등(2011)은 벌개미취의 납 축적능은 토양 내 농도보다는 토성이 큰 영향을 미친다고 하여, 이에 대한 추가적인 연구가 보완되어야 할 것이다.

3.3. 토양 내 중금속 제거량

3.3.1. 아연 (Zn)

맥문동 식재 전후 토양 내 아연의 제거량을 살펴본 결과, Zn100처리구에서 525에서 230.6 mg/kg로 약 1/2로 줄었다. Zn250처리구에서는 1,552에서 414 mg/kg로 약 1/3으로, Zn500처리구에서는 3,040에서 618.2 mg/kg로 약 1/5로 감소하였다(Fig. 4).

아연이 카드뮴에 비해 감소량이 확연하지 않는 이유는 토양 내 불용성 중금속으로, 식물체로의 이행성은 낮기 때문인 것으로 해석된다. 하지만 아연 또한 식물이 한계량 이상 흡수할 경우 생육장해를 일으키는 직접적인 원인이 된다(Jung 등, 2004).

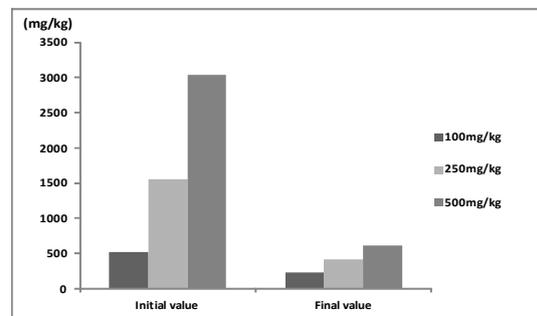


Fig. 4. Comparison of Zn accumulations between initial value and final value in soil grown with *Liriope platyphylla*.

3.3.2. 카드뮴 (Cd)

맥문동 식재토양 내 카드뮴의 초기값과 최종값을 살펴보면, Cd100처리구에서는 1,090에서 265.1 mg/kg으로, Cd250처리구에서는 2,577에서 546.7 mg/kg으로, Cd500처리구에서는 2,364에서 765.9 mg/kg으로 각 1/5, 1/5, 1/3로 감소하였다(Fig. 5). 카드뮴의 처리 농도가 높아질수록 토양 내 제거량이 저하되는 것을 확인할 수 있었으며, 고농도 처리일수록 감소세가 둔화되었다. 아연에 비해 카드뮴의 제거량이 높았던 이유는 토양 내에서 양이온의 형태로 존재하는 카드뮴이 다른 중금속에 비해 비교적 흡수가 용이해(Hong 등, 2013), 식물체로의 이행성이 높았기 때문인 것으로(Jung 등, 2004) 해석된다.

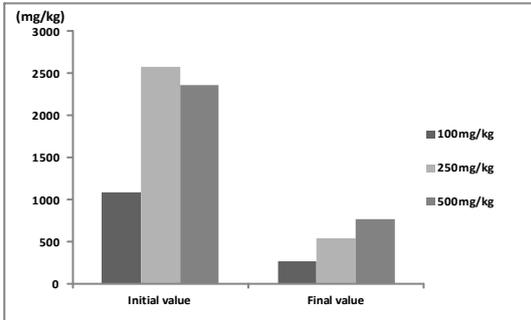


Fig. 5. Comparison of Cd accumulations between initial value and final value in soil grown with *Liriope platyphylla*.

3.3.3. 납 (Pb)

맥문동 식재토양의 납 초기값과 최종값을 비교해 본 결과, Pb100처리구의 경우, 초기값이 34.285에서 최종값이 0.85 mg/kg으로 약 1/40으로 감소하였다. Pb250처리구에서는 초기값이 79.635에서 최종값이 5.35 mg/kg으로 약 1/15로 줄어들었다. 한편, Pb500처리구에서는 초기값이 224.755에서 최종값이 9.45 mg/kg로 감소하여 약 1/24로 저감됨으로써 납 처리농도가 높을수록 제거량 또한 비례하는 경향을 보였다 (Fig. 6). 또한 카드뮴에 비해 처리농도가 높을지라도 둔화되지 않고 확연하게 제거됨을 볼 수 있었다.

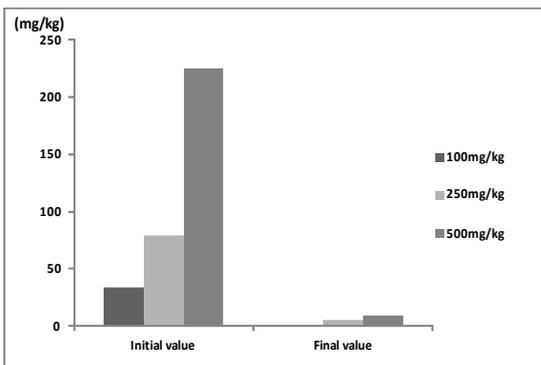


Fig. 6. Comparison of Pb accumulations between initial value and final value in soil grown with *Liriope platyphylla*.

4. 결론

본 연구는 아연(Zn), 카드뮴(Cd), 납(Pb)에 대한 자생 맥문동의 중금속 축적량과 토양 내 제거능을 평가함으로써, 녹색기술 식물재료로 이용가치를 높이고자 수행하였다. 중금속의 처리농도는 0, 100, 250, 500 mg/kg 등 4가지 농도로 배합토와 혼합하여, 맥문동을 식재 한 후 7개월 동안 재배하여 식물체내 축적량과 토양 내 제거량의 차이를 분석하였다.

맥문동의 아연 축적량을 분석한 결과, 처리된 아연 농도가 높을수록 증가하였고, 지하부가 지상부보다 상대적으로 높았다. 카드뮴 또한 처리농도가 높을수록 축적량이 증가되나 고농도로 갈수록 증가세가 둔화되었으며, 지하부가 지상부의 약 3배정도 더 축적됨으로써, 다른 식물보다 지상부의 축적량이 뛰어났다. 또한 맥문동의 식물체 내 카드뮴은 아연 축적량과 비교해 볼 때, 매우 높은 값을 나타냈다. 한편, 납 축적량은 처리된 납의 농도가 높을수록 식물체내 축적량 또한 증가된 것은 사실이나, 다른 중금속에 비해 확연하지 않았다.

맥문동 식재 후 토양 pH의 최종값은 초기값에 비해 전반적으로 낮아지는 경향을 보였다. 맥문동 식재 후 토양 내 아연의 제거량은 처리농도가 높을수록 감소세가 뚜렷하였으나 카드뮴과 같이 확연한 차이를 보이지 않았다. 납의 경우 처리 농도가 높을수록 제거량 또한 비례하였으며, 카드뮴에 비해 처리농도가 높을지라도 둔화되지 않고 확연하게 제거되었다.

따라서 맥문동을 식재한 토양 내 카드뮴과 아연, 납은 처리 농도가 높을수록 대조구에 비해 축적량 및 제거능이 높아 중금속 내성식물(metallophyte)종으로 활용이 가능하고, 특히 식물체내 카드뮴의 축적량을 고려할 때 고축적 식물로 활용이 가능할 것으로 판단된다. 한편, 본 연구에서는 맥문동은 지상부보다 지하부 축적이 두드러졌으나 단기간에 수행한 연구결과이므로, 고농도 중금속 오염지에 대한 장기적인 중금속 차단, 고정효과에 관한 연구가 필요하다. 또한 자생 맥문동의 중금속 내성정도에 대한 검증과 실질적인 현장 적용성을 높이기 위해서는 자연환경조건에서의 실증연구가 지속적으로 이루어져야 할 것이다.

참 고 문 헌

- Anthony, G. K., Singh, B., Bhatia, N. P., 2006, Heavy metal tolerance in common fern species, *Austral. J. Bot.*, 55(1), 63-73.
- Brown, S. L., Angle, J. S., 1995, Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution, *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 59, 125-133.
- Boon, D. Y., Soltanpoutr, P. N., 1992, Lead : cadmium and zinc contamination of aspen garden soils and vegetation, *J. Environ. Qual.*, 21(1), 2182-86.
- Chaney, R. L., Malik, M., Li, Y. M., Brown, S. L., Angle, J. S., Baker, A.J.M., 1997, Phytoremediation of soil metals, *Biotechnology*, 8, 279-284.
- Choi, M. K., Chiang, M. H., 2003, Physiological and biochemical responses and heavy metal accumulation of *Artemisia princeps* and *Helianthus annuus* in the abandoned zinc mine area for phytoremediation, *Kor. J. Hort. Sci. Technol.*, 12, 451-456.
- Cho, H. D., 1999, The absorption and purification of air pollutants and heavy metals by selected trees in Kwangju, *J. Korean For. Soc.*, 88(4), 510-522.
- Gladkov, E. A., Gladkova, O. N., and Glushetskaya, L. S., 2011, Estimation of heavy metal resistance in the second generation of creeping bentgrass (*Agrostis solonifera*) obtained by cell selection for resistance to these contaminants and the ability of this plant to accumulate heavy metals, *Biochemi. Microbiol.*, 47(8), 776-779.
- Hammer, N., 1992, Interior landscape design, McGraw Hill Architectural & Scientific Publications, Inc., 102-103.
- Hong, C. O., Kim, S. Y., Kim, P. J., 2011, Effect of phosphate fertilizer and manure in reducing cadmium phytoavailability in radish-grown soil, *Korean J. Environ. Agric.*, 30(3), 261-267.
- Hong, C. O., Kim, Y. G., Lee, S. M., Park, H. C., Kim, K. K., Son, H. J., Cho, J. H., Kim, P. J., 2013, Liming effect on cadmium immobilization and phytoavailability in paddy soil affected by mining activity, *Korean J Environ Agric.*, 32(1), 1-8.
- Ju Y. K., Kwon, H. J., Cho, J. S., Shin, S. L., Kim, T. S., Choi, S. B., Lee, C. H., 2011, Growth and heavy metal absorption capacity of *Aster koraiensis* Nakai according to types of land use, *Korean J. Plant Res.*, 24(1), 48-54.
- Jung, G. B., Kim, W. I., Lee, J. S., Kim, J. H., Yun, S. G., 2004, Assessment on the content of heavy metal in orchard soil in middle part of Korea, *Korean J. Environ. Agric.*, 23(1), 15-21.
- Kang, K. H., Kim, I. S., 1996, Study on the Elimination of heavy metal pollutants in the soil by vascular plant in the river area, *Journal of KoSES*, 1(2), 23-34.
- Lee, S. C., Song, W. S., 2011, Cadmium accumulation and tolerance of *Iris pseudacorus* and *Acorus calamus* as aquatic plants native to Korea, *Kor. J. Hort. Sci. Technol.*, 29(5), 413-419.
- National Institute of Agricultural Science and Technology, 2007, Chinese cabbage organically grown manual, 22.
- Ministry of Environment, 2002, Revision of soil contamination process test method, 116.
- Ministry of Environment, 2007, Soil monitoring system and survey results on 2007, 328.
- Park J. B., 2007, Accumulated concentration of lead in plant organ of *Arabidopsis thaliana* exposed to Lead, *J. Life Sci.*, 17(10), 1414-1418.