

폐금속광산 중금속오염토양에서 억새를 이용한 식물안정화공법을 위한 토양개량제 선정

정문호* · 지원현 · 이진수 · 양인재

강원도 원주시 세계로2, 한국광해관리공단 기술연구소

Soil Neutralizer Selection for Phytostabilization Using *Miscanthus sinensis* Anderss. in Heavy Metal Contaminated Soil of Abandoned Metal Mine

Mun Ho Jung*, Won Hyun Ji, Jin Soo Lee and In Jae Yang

Institute of Mine Reclamation Technology, Mine Reclamation Corporation 2, Wonju 26464, Republic of Korea

(Received: 21 August 2020 / Revised: 22 September 2020 / Accepted: 5 October 2020)

The objectives of this study were to select optimal soil amendments through analysis of heavy metal availability in soil and uptake to *Miscanthus sinensis* Anderss. for phytostabilization in heavy metal contaminated soil of abandoned metal mine. *M. sinensis* was cultivated for 6 months at contaminated soil with several soil treatments (bottom ash 1 and 2%, fly ash 1 and 2%, waste lime+oyster 1 and 2%, acid mine drainage sludge (AMDS) 10 and 20%, compost 3.4%, and control). The analysis results of heavy metal concentrations in the soil by Mehlich-3 method, growth and heavy metal concentrations of *M. sinensis* showed that AMDS 20% was more effective than other amendments for phytostabilization, and AMDS 10% showed second effectiveness. Waste lime+oyster, bottom ash and fly ash were also improved compared to control. Mobility of some heavy metal was increased by treatments. Therefore, it is necessary of preparatory investigation of soil condition to select soil amendment to apply on-site phytostabilization.

Key words : abandoned metal mine, heavy metal contaminated soil, *Miscanthus sinensis* Anderss., phytostabilization, soil amendmet

본 연구는 폐금속광산의 중금속 오염 토양에서 억새를 이용한 식물안정화공법을 적용하기 위해 토양개량제 처리에 따른 토양내 중금속 이동성과 억새내 중금속 축적형태 등을 분석하여 적정 토양개량제를 선발하고자 수행하였다. 이를 위해 중금속 오염토양을 바닥재 1, 2%, 비산재 1, 2%, 폐석회+굴패각 1, 2%, AMDS 10, 20%, 퇴비 3.4% 등으로 처리하고, 비교를 위해 아무 처리를 하지 않은 대조구에 억새를 식재한 후 6개월을 재배하였다. Mehlich-3에 의한 토양내 중금속 함량, 억새 체내 중금속 이동형태 등을 분석한 결과 AMDS 20%가 식물안정화공법에 가장 효과적인 개량제로 선정되었으며, 2순위는 AMDS 10%가 선정되었다. 폐석회+굴패각, 바닥재와 비산재도 식물안정화공법 적용 효과가 대조구에 비해 개선된 것으로 나타났다. 개량제 처리에 따라 일부 중금속의 토양내 이동성이 증가하는 결과를 보여, 실제 사업 적용을 위해 사전에 대상지역의 토양오염 특성을 분석하여 현장특성에 적합하게 토양개량제를 선정해야 할 것으로 사료된다.

주요어 : 폐금속광산, 중금속 오염토양, 억새, 식물안정화공법, 토양개량제

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 original work is properly cited.

*Corresponding author: jungmh2@mireco.or.kr

1. 서 론

한국 내 휴폐금속광산은 2,106개소인데 이중 금은이 1692개소로 가장 많고, 그 밖에 철, 망간, 연, 아연 광산 등이 많이 분포하고 있다(MIRECO, 2019). 이들 광산을 개발하면서 발생하는 광폐석은 중금속(As, Cd, Cu, Pb, Zn) 함량이 높기 때문에 광폐석이나 광폐석에서 발생하는 침출수가 주변 농경지나 하천 등으로 유입되면 토양과 수질을 오염시켜 생태계를 파괴하게 된다(De Bartolomeo *et al.*, 2004; Miro *et al.*, 2004). 또한 오염된 농경지에서 재배되는 경작물은 중금속을 체내에 축적하게 되고 결국 이를 섭취하는 인체의 건강을 해칠 위험이 크다(Kim *et al.*, 2006; Yun *et al.*, 2010; Souki, *et al.*, 2017).

이러한 위험성으로 휴폐광산지역의 오염토양을 복원하기 위해 여러 방법이 개발되었는데, 가장 쉽게 적용되는 방법은 외부에서 비오염토양을 유입하여 복토를 하는 방법이다. 하지만 이 방법은 비오염토양을 외부에서 채취해야 하기 때문에 채취 현장에서 토양 유실 등 2차적인 문제에 대한 우려가 제기 되는 한편, 채취 및 운반 비용이 증가하는 문제가 있다(Ju *et al.*, 2011; Jung *et al.*, 2016; Oh *et al.*, 2012). 이에 따라 외국에서는 토양복원 방법으로 중금속 이온의 이동성을 낮추어 토양내 고정하여 오염확산을 방지하는 공법이나, 원위치 토양세정공법 또는 토양세척법과 같이 원천적으로 제거하는 공법 등을 주로 적용하고 있다(Ok, *et al.*, 2004). 하지만 이러한 기술들은 장비와 기술에 드는 비용이 고가이기 때문에 사업비용이 상승하는 단점이 있다(Ok *et al.*, 2004). 최근에는 이를 대체하기 위한 공법으로 식물을 이용한 복원기술인 식물정화공법에 대한 연구가 많이 이루어지고 있다(Cunningham and Berti, 1997; Cunningham *et al.*, 1995; Cunningham *et al.*, 1996; Gomez-Sagasti *et al.*, 2012; Hong and Cho, 2007; Jung *et al.*, 2016a; Ju *et al.*, 2011; Park, *et al.*, 2010; Ok *et al.*, 2004; Viana, 2021; Wei, *et al.*, 2021; Wong, 2003; Wu, 2021). 식물정화공법은 식물을 이용하여 토양내 중금속을 처리하는 방법으로 식물의 생장기간과 중금속 흡수 능력에 따라 소요기간이 길기 때문에 오염의 정도가 심각한 지역은 적용하기 어려우나(Ok *et al.*, 2004) 다른 정화공법에 비해 비용이 저렴하고, 식물을 이용하기 때문에 친환경적인 장점이 있는 기술이다(Kim *et al.*, 2010; Nagendran *et al.*, 2006; Ok *et al.*, 2004).

식물정화공법은 처리방법에 따라 식물추출공법, 식

물휘발공법, 식물안정화공법 등으로 구분된다. 식물휘발공법은 식물이 토양내 중금속을 흡수한 후 대사과정을 통해 휘발성산물로 변화시켜 대기로 방출하여 중금속을 제거하는 방식으로(Moreno *et al.*, 2005) 중금속의 원천적인 제거가 가능하다. 다만 중금속을 체내에서 휘발성산물로 변화시켜야 하기 때문에 적용할 수 있는 수종이 제한적일 뿐만 아니라 적용가능한 중금속 역시 As, Hg, Se 등 몇몇 원소로 제한적이어서 실제 사업에 적용하기에 많은 제약이 따른다.

식물추출공법은 식물이 토양내 중금속을 흡수하여 체내에 축적하면 식물체를 제거하여 중금속을 제거하는 방식으로 식물휘발공법과 마찬가지로 토양내 중금속을 원천적으로 제거하는 방법이다. 다만 이 방법은 식물체 내에 중금속이 축적되어야 하기 때문에 식물의 중금속 흡수능이 뛰어나야 하는데, 이는 토양내 중금속의 유효태 함량과 밀접한 관계가 있으며(DIN, 1995; Kim *et al.*, 2010; Krishnamurti and Naidu, 2000), 식물정화 촉진제 처리를 통해 식물체의 중금속 흡수를 촉진시킬수 있다. 다만 적용하고자 하는 식물의 생육이 토양개량제를 처리한 중금속 오염토양에서 원활해야 하며, 흡수한 오염물질 지상부보다 지하부에 축적되어야 오염물질의 확산방지에 유리하다. 따라서 토양개량제와 수종 선택시 이러한 점을 고려해야 한다(Kumpiene *et al.*, 2007; Park *et al.*, 2011; Vangronsveld *et al.*, 1995).

식물안정화공법은 중금속이 식물체의 근권 주변에서 비활성의 상태로 축적되거나 식물체에 의해 이동이 차단되기 때문에 앞의 두 방식처럼 중금속을 원천적으로 제거하진 못하지만 확산을 방지하는 효과가 있다(Berti and Cunningham, 2000). 중금속 확산을 방지하기 위한 방법으로는 크게 두가지 방법이 있다. 하나는 칼사이트나 제강슬러그, 폐각 등 석회물질을 이용하여 오염토양의 토양 pH를 증가시킴으로써 토양수내 중금속 이온을 토양에 흡착시키는 방법이다(Cheng and Hseu, 2002; Hong *et al.*, 2007, Kim *et al.*, 2010; Ok *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2006). 다른 하나는 유·무기질이 자체적으로 가지는 흡착력을 통해 중금속 이온을 안정화시키는 방법이다(Baldantoni *et al.*, 2010; Kim *et al.*, 2010; Panayotova and Velikox, 2002). 이 방법에는 주로 표면적이 넓고 작용기가 많은 퇴비나 제올라이트가 주로 사용된다. 식물안정화공법은 이미 여러 연구를 통해 중금속으로 오염된 토양을 안정화시키는 효과가 있음이 밝혀졌다(Kim *et al.*, 2010; Oh *et al.*, 2011; Oh *et al.*, 2012; Nsanganwimana

et al., 2014; Souki, et al., 2017).

식물추출공법과 식물안정화공법의 공통점은 토양개량제를 사용한다는 점이다. 따라서 중금속으로 오염된 토양에 여러 종류의 토양개량제를 처리한 후 식물의 생장과 중금속 흡수량, 토양내 중금속 유효태 함량을 분석함으로써 오염된 토양을 복원하기 위한 적합한 식물정화공법 방법을 찾을 수 있을 것으로 기대된다.

본 연구는 식물정화공법 중 식물안정화공법을 목적으로 하여 이를 위한 대상수종으로 다년생 초본인 억새를 선정하였다. 억새는(*M. sinensis* Anders.)는 화본과(Poacea), 기장아과(Panicoideae), 쇠풀족(Andropogoneae), 억새속(Miscanthus)에 속하는 식물로(Chens and Stephen, 2006; Song et al., 2018) 한국, 중국, 일본 및 동남아시아에 분포한다(Greef et al., 1997; Lewandowski et al., 2000; Atkinson, 2009). 중금속으로 오염된 토양에서도 생장이 양호할 뿐만 아니라, 중금속의 이동성을 감소시키고 지하부에 중금속을 축적시키는 능력이 높기 때문에(Nsanganwimana et al., 2014; 퇴비Souki, et al., 2017) 기존의 여러 연구에서 식물정화공법에 적합한 수종으로 알려져 왔다(Zub and Brancourt Hulmel, 2010). 이에 따라 본 연구에서는 중금속으로 오염된 폐금속광산의 중금속 오염토양을 대상으로 토양개량제 사용에 따른 토양내 중금속의 이동성과 억새의 중금속 축적형태 등을 평가하여 식물안정화공법을 위한 적정 토양개량제를 선정하는데 목적이 있다.

2. 재료 및 방법

2.1. 실험 방법

실험은 충청남도 천안시 서북구 성환읍에 위치한 한국광해관리공단 광해기술연구소 부지에서 실시하였다. 실험에 사용한 공시토양과 개량제 종류 및 분석방법은 Jung et al. (2016)의 연구와 동일하였다. 실험에 사용한 공시토양은 경상북도 봉화군에 위치한 폐금속광산

광폐석적치장에서 채취하여 광해기술연구소 부지로 운반하여 사용하였다. 사용한 토양 개량제는 광산배수슬러지(Acid Mine Drainage, AMDS), 바닥재(Bottom ash, AB), 비산재(Fly ash, FA), 폐석회+굴패각(Waste lime + oyster, WLO) 및 퇴비였다. AMDS는 강원도 태백시에 위치한 한국광해관리공단 함태수질정화시설에서 채취하였으며, 바닥재와 비산재는 경상남도 하동군에 위치한 한국남부발전 하동발전본부, 폐석회는 강원도 영월군에 위치한 영동탄광에서 채취하였다. 퇴비와 굴패각은 시장에서 판매하고 있는 비료를 각각 사용하였다. Table 1에 개량제와 공시토양의 화학적특성을 나타냈다(Jung et al., 2016). 공시토양의 pH는 4.1이었으며, 총유기탄소와 총질소는 각각 0.2와 0.04%였다. 각 개량제의 pH는 7.6 ~ 9.2의 분포를 보였는데, 폐석회+굴패각이 9.2로 가장 높고 AMDS가 7.6으로 가장 낮았다. TOC의 경우 비산재가 9.1%로 가장 높고 AMDS가 3.6%로 가장 낮았으며, 총질소는 0.08%(폐석회+굴패각) ~ 0.02%(바닥재)의 분포를 보였다.

토양개량제 처리수준은 폐석회+굴패각과 바닥재, 비산재는 토양중량대비 1%와 2% 수준으로 처리하였으며, AMDS는 10%와 20%, 퇴비는 3.4%수준으로 처리하였다. 비교를 위해 토양개량제를 처리하지 않은 폐금속광산 광폐석사면 토양을 대조구로 사용하였다.

실험에 사용한 억새는 실험부지 인근 양묘장에서 포트묘로 재배 중인 1년생 억새를 사용하였다. 실험에 사용한 포트는 1/3000a 와그너포트로 각 포트당 공시토양 10 kg과 각각의 토양 개량제를 비율별로 혼합하고 1개월뒤 각 포트마다 억새 1주를 식재하였다. 각 처리구 및 대조구마다 3반복으로 설치하여 총 33개 처리구를 설치하였다. 억새의 재배기간은 6개월간이었으며, 재배기간동안 관수는 주 3회 실시하였다.

2.2. 조사 및 분석

각 처리구별 토양특성을 분석하기 위해 개량제 처리 후 각 처리구의 토양을 채취하여 실험실에서 48시간

Table 1. Chemical characteristics of materials ([†]Jung, et al., 2016)

Mine	pH [†]	TOC [†]	Total-N [†]	As	Cd	Cu	Pb	Zn
unit		%				mg kg ⁻¹		
AMDS	7.6	3.6	0.04	8.4	0.8	11.7	22.0	129.0
BA	8.6	8.1	0.02	6.8	N.D	13.6	9.2	18.4
FA	8.4	9.1	0.06	13.4	N.D	17.8	10.2	23.7
WLO	9.2	5.2	0.08	0.0	N.D	15.3	42.2	31.5
Abandoned Metal Mine	4.1	0.2	0.04	2,133.4	4.3	257.6	4,233.0	1,367.5

AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster

동안 풍건한 후 2 mm 체로 쳐 분석용 시료로 이용하였다. 중금속 5종(As, Cd, Cu, Pb, Zn)의 토양내 전 함량을 분석하기 위해 토양오염공정시험기준에 따라 (Ministry of environment, 2016) ICP(ICP-OES, Perkin Elmer Optima 4300 DV, USA)를 이용하여 유도결합플라즈마-원자발광분광법에 의해 실시하였다. 또한 개량제 처리에 따른 토양내 중금속의 식물로의 전이성을 평가하기 위해 Mehlich-3 용출법(Mehlich, 1984)을 적용하여 중금속 5종을 분석하였다. 역세 체내 중금속 함량을 분석하기 위해 105°C에서 48시간 건조한 역세 시료를 Ball Mill을 이용하여 분쇄하였다. 분석항목은 중금속 5종(As, Cd, Cu, Pb, Zn)이었으며, ICP (ICP-1000IV, Shimadzu, Japan)를 이용하여 유도결합플라즈마-발광분광법에 의해 분석하였다. 토양분석은 광해기술연구소에서 실시하였으며, 역세 체내 중금속 함량 분석은 서울대학교 농생명과학공동기기원에서 실시하였다.

역세의 중금속 축적형태와 개량제에 의한 토양내 중금속 안정화 효과를 나타내기 위해 식물체가 흡수한 중금속의 지상부와 지하부 간의 농도비(Translocation factor, TF)와 식물체내 중금속 농도와 토양내 중금속

농도비(Bioaccumulation factor, BF)를 아래와 같이 계산하였다.

$$TF = \text{지상부 중금속 함량} / \text{지하부 중금속 함량} \quad (\text{Ju, et al., 2011})$$

$$BF = \text{역세 지상부 중금속 함량} / \text{Mehlich-3 함량} \quad (\text{Rezvani and Zaefarian, 2011})$$

처리구별 토양특성과 역세 지상부 및 지하부 중금속 함량 및 축적량을 비교하기 위해 분산분석과 던컨의 다중검정을 실시하고 $p < 0.05$ 수준에서 처리구간 유의성을 검증하였다. 통계분석은 SPSS 26 (Embedded on SPSS Statistics 26 Professional, SPSS Inc.) 통계 프로그램을 사용하였다.

3. 결과 및 해석

3.1. 토양중금속 함량

각 처리구별 토양 중금속 5종(As, Cd, Cu, Pb, Zn)의 전함량과 Mehlich-3 용출에 의한 함량(Mehlich-3 함량)을 각각 Figure 1과 Figure 2에 나타냈다. 중금속 전함량의 경우 모든 처리구에서 거의 차이가 없었

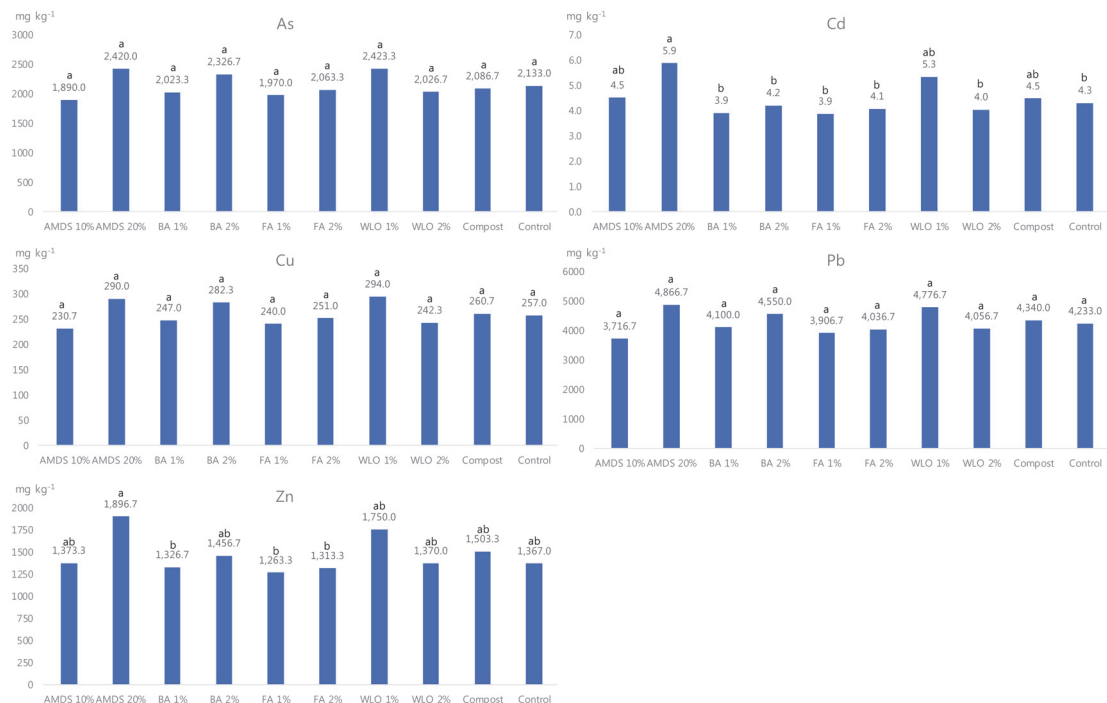


Fig. 1. Soil total heavy metal concentrations in treatments (unit : mg kg⁻¹).

*AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster

**Different letters (a and b) indicate significant difference at 5% (Duncan's multiple range test)

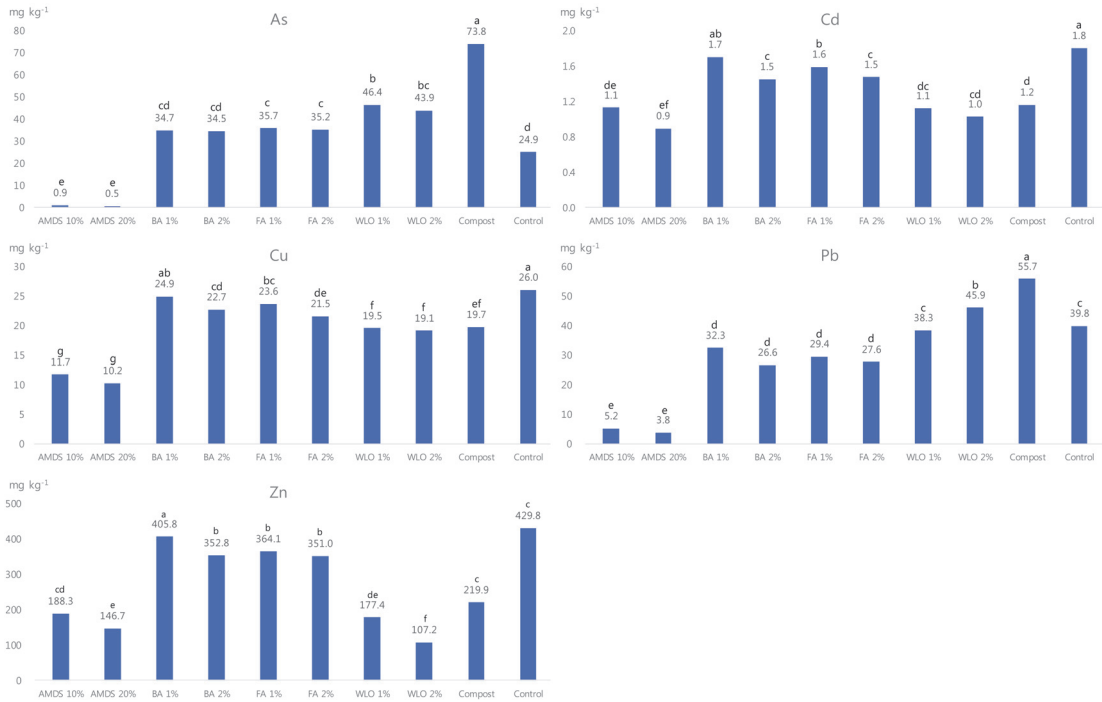


Fig. 2. Soil heavy metal concentrations by Mellich-3 in treatments (unit : mg kg⁻¹).

*AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster

**Different letters (a, b, c, d, e and f) indicate significant difference at 5% (Duncan's multiple range test)

다. 이에 비해 Mehlich-3 함량은 중금속 종류에 따라 처리구간 유의한 차이를 보였다. 대조구는와 바닥재는 Cd, Cu, Zn 등 3개 중금속에서 가장 높은 함량을 보였다. 이에 따라 바닥재 1%는 다른 처리구에 비해 중금속 안정화 효율이 떨어지는 것으로 나타났다. AMDS 10%와 20%는 다른 개량제에 비해 모든 중금속에서 Mellich-3 함량이 낮아 안정화 효율이 높았다. 폐석회+굴패각의 경우 1%와 2% 모두 중금속 3종 (Cd, Cu, Zn)에서 다른 개량제에 비해 다소 낮은 Mellich-3 함량을 보였다. Mehlich-3 함량은 토양내 원소에 대한 식물의 유효도를 뜻한다(Mehlich, 1984; Walworth, *et al.*, 1992). 따라서 Mehlich-3 함량이 낮으면 토양내 중금속이 안정화되어 토양으로부터 식물로의 이동성이 낮아지기 때문에 식물안정화공법에 더 유리하다. 이러한 점을 고려한다면 AMDS 20%는 모든 중금속에서, AMDS 10%는 Zn을 제외한 나머지 중금속 4종에서, 폐석회 굴패각 1%와 2%는 Cd, Cu, Zn 등 3종에 대해 효과적인 것으로 판단된다. 이에 비해 바닥재 1%와 2%, 비산재 1%와 2% 및 퇴비는 중금속 3종 이상에서 다소 높은 Mehlich-3 함량을 보

여 중금속의 이동성을 낮추는데 효과적이지 못한 것으로 나타났다. 다만 As의 경우 AMDS를 제외한 다른 개량제 처리에 따라 Mehlich-3 함량이 오히려 대조구보다 증가하였다. 따라서 As 오염토양에서 식물안정화 공법 적용할 경우 AMDS가 적용가능하며, 다른 개량제는 적합하지 않을 것으로 사료된다.

3.3. 토양개량제 처리에 따른 역새 체내 중금속 함량

토양개량제 처리에 따른 역새 지상부와 지하부내 중금속 함량을 각각 Figure 3과 Figure 4에 나타냈다. 모든 처리구의 지상부와 지하부에서 식재 초기에 비해 중금속 함량이 증가하였다. 지상부의 경우 모든 중금속이 대조구에서 함량이 가장 높았다. As는 처리구 별로 대조구 (31.6mg kg⁻¹) > 비산재 1% (9.9mg kg⁻¹), 바닥재 1% (9.5mg kg⁻¹), 2% (9.2mg kg⁻¹), 폐석회+굴패각 1% (9.6mg kg⁻¹) ≥ 폐석회+굴패각 2% (8.1mg kg⁻¹), 비산재 2% (7.0mg kg⁻¹), 퇴비 2% (8.3mg kg⁻¹) > AMDS 10% (3.5mg kg⁻¹), 20% (5.6mg kg⁻¹) > 식재 초기 (0.8mg kg⁻¹) 순이었으며, Cd는 대조구 (7.7mg kg⁻¹) > 바닥재 1% (5.1mg kg⁻¹),

2% (5.0mg kg⁻¹), 비산재 1% (4.9mg kg⁻¹), 2% (4.6mg kg⁻¹) > 폐석회+굴패각 1% (1.0mg kg⁻¹), 퇴비 (0.6mg kg⁻¹) ≥ 폐석회+굴패각 2% (0.5mg kg⁻¹) 이었다. Cu는 대조구 (37.2mg kg⁻¹) > 폐석회+굴패각 2% (13.1mg kg⁻¹) > 비산재 1% (8.5mg kg⁻¹), 폐석회+굴패각 1% (8.5mg kg⁻¹) ≥ 바닥재 2% (8.1mg kg⁻¹) ≥ 바닥재 1% (7.2mg kg⁻¹) ≥ 비산재 2% (7.0mg kg⁻¹) ≥ 퇴비 (6.8mg kg⁻¹) > AMDS 10% (4.0mg kg⁻¹), 20% (4.8mg kg⁻¹) 순이었다. Pb는 대조구 (71.2mg kg⁻¹) > 폐석회+굴패각 2% (55.1mg kg⁻¹) > 바닥재 2% (19.5mg kg⁻¹) > 바닥재 1% (13.7mg kg⁻¹) ≥ 폐석회+굴패각 1% (13.2mg kg⁻¹) > 비산재 1% (12.3mg kg⁻¹), 2% (12.4mg kg⁻¹), > AMDS 20% (8.0mg kg⁻¹) > AMDS 10% (3.8mg kg⁻¹) 순으로 높았으며, Zn은 대조구 (1,126mg kg⁻¹) > 바닥재 2% (761.1mg kg⁻¹) ≥ 비산재 1% (727.8mg kg⁻¹) ≥ 바닥재 1% (670.6mg kg⁻¹), 비산재 2% (602.2mg kg⁻¹) > AMDS 20% (56.2mg kg⁻¹), 폐석회+굴패각 2% (55.0mg kg⁻¹) ≥ AMDS 10% (47.3mg kg⁻¹), 폐석회

+굴패각 1% (45.6mg kg⁻¹) ≥ 퇴비 (38.0mg kg⁻¹) 순으로 높았다. 지상부를 기준으로 볼 때 중금속 함량이 높은 토양개량제는 폐석회+굴패각 2%로 As, Cu, Pb 등 3개 원소에서 높았으며, 바닥재 2%와 비산재 1%가 Cd와 Zn 등 2개 원소에서 함량이 높았다. 반면에 AMDS 10%와 20%,는 As, Cu, Pb 등 3개 원소에서 낮은 함량을 보였다.

지하부는 지상부와는 다소 다른 결과를 보였는데, As, Cu, Pb에서 토양개량제 처리가 대조구에 비해 중금속 함량이 높았다. 중금속별로는 As에서는 퇴비 (926.0mg kg⁻¹) > AMDS 10% (315.8mg kg⁻¹), 폐석회+굴패각 1% (311.4mg kg⁻¹), 2% (375.1mg kg⁻¹) > AMDS 20% (234.0mg kg⁻¹), 바닥재 2%, (203.1mg kg⁻¹) 비산재 1% (255.1mg kg⁻¹), 비산재 2% (213.2mg kg⁻¹) > 바닥재 1% (106.0mg kg⁻¹) > 대조구 (51.5mg kg⁻¹) 순으로 높았으며, Cd는 비산재 2% (9.1mg kg⁻¹) ≥ 바닥재 2% (7.3mg kg⁻¹), 대조구 (7.1mg kg⁻¹) ≥ AMDS 10% (6.5mg kg⁻¹) ≥ 폐석회+굴패각 1% (4.7mg kg⁻¹) ≥ AMDS 20% (3.6mg kg⁻¹), 바닥재

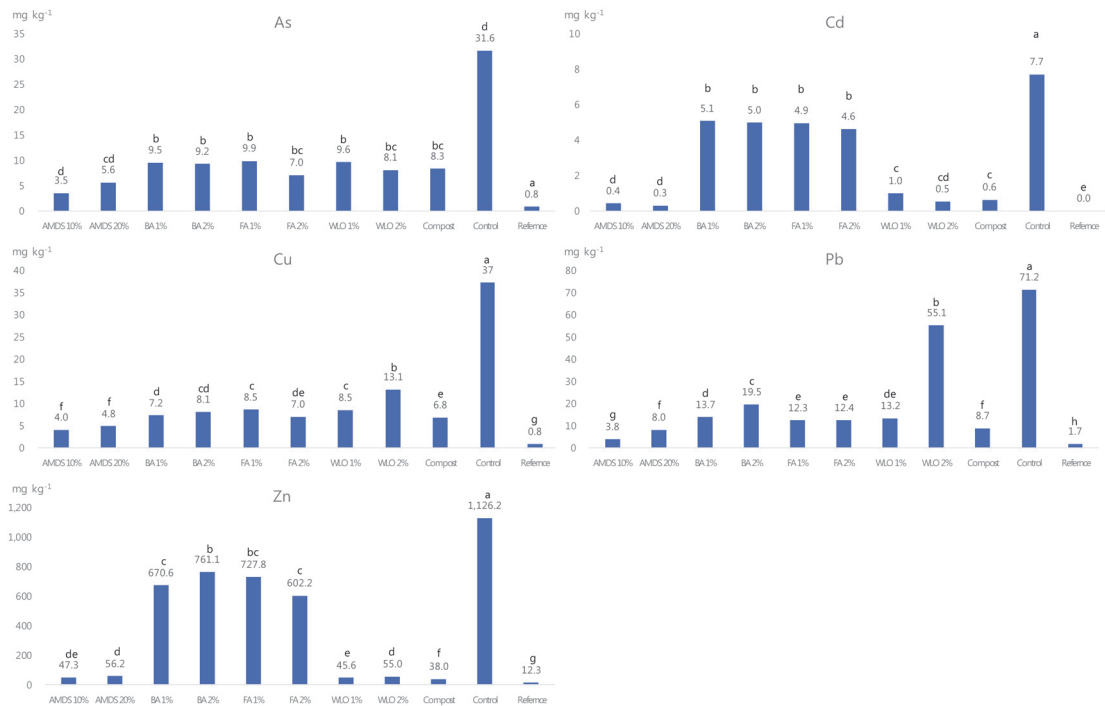


Fig. 3. Heavy metal concentrations in shoots of *M. sinensis* Anderss. in the study after 6 months from plating (unit : mg kg⁻¹).
 *AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster
 **Different letters (a, b, c, d, e, f and g) indicate significant difference at 5% (Duncan's multiple range test)
 †Before treatment

1% (3.6mg kg⁻¹), 비산재 1% (3.1mg kg⁻¹), 폐석회+굴패각 2% (3.6mg kg⁻¹) > 퇴비 (2.1mg kg⁻¹) 순이었다. Cu의 경우 비산재 2% (85.1mg kg⁻¹), 퇴비 (83.9mg kg⁻¹) ≥ AMDS 20% (79.7mg kg⁻¹), 폐석회+굴패각 2% (79.4mg kg⁻¹) ≥ 폐석회+굴패각 1% (73.1mg kg⁻¹) ≥ AMDS 10% (63.7mg kg⁻¹) > 바닥재 2% (58.8mg kg⁻¹) > 비산재 1% (46.5mg kg⁻¹), 바닥재 1% (41.4mg kg⁻¹) > 대조구 (37.5mg kg⁻¹), Pb는 폐석회+굴패각 1% (598.5mg kg⁻¹) > AMDS 20% (412.7mg kg⁻¹) > AMDS 10% (334.6mg kg⁻¹), 퇴비 (333.5mg kg⁻¹) ≥ 비산재 2% (307.3mg kg⁻¹) ≥ 비산재 1% (280.7mg kg⁻¹), 바닥재 2% (246.4mg kg⁻¹) > 대조구 (109.1mg kg⁻¹), Zn은 AMDS 10% (1,378.3 mg kg⁻¹), 비산재 2% (1,327.8mg kg⁻¹) > 바닥재 2% (1,160.1mg kg⁻¹), 대조구 (1,157.4mg kg⁻¹) > 바닥재 1% (791.5mg kg⁻¹) > 폐석회+굴패각 1% (564.2mg kg⁻¹), 비산재 1% (457.5mg kg⁻¹) ≥ AMDS 20% (257.3 mg kg⁻¹), 폐석회+굴패각 2% (243.3mg kg⁻¹), 퇴비 (247.8mg kg⁻¹) 순이었다.

3.4. 토양개량제 처리에 따른 역새 체내 중금속 이동계수

지상부와 지하부 중금속 함량을 토대로 각 처리구별 역새의 중금속 이동계수를 산출하였다(Table 2). As의 경우 유일하게 대조구가 1.4로 이동계수가 1.0 이상이 었다. Cd에서는 바닥재 1%와 2%, 비산재 1%가 1.0 이상이었으며, Cu와 Pb에서는 모든 처리구에서 이동 계수 1이하를 보였다. Zn의 경우 유일하게 비산재 1% 가 1보다 높은 이동계수를 보였다. 식물체의 중금속 축 적에 대한 기존 연구결과를 살펴보면 수목이 중금속을 체내에 축적할 때 일반적으로 뿌리가 다른 부위보다 축적량이 더 많다고 하였으며(Adriano 1986; Han *et al.*, 1998), Ju *et al.* (2011)이 연구한 결과에 따르면 역새는 As와 Cu가 지상부보다 지하부에 주로 축적한 다고 하여, 본 연구도 이와 비슷한 결과를 보였다. 다 만, Shin *et al.* (2001)이 중금속 오염토양에서 역새의 중금속 축적을 분석한 연구결과와 Cho *et al.* (2010) 의 연구에 따르면 Cd와 Zn는 식물의 지하부보다 지상 부에서 더 많이 축적되는 것으로 나타났는데, 본 연구

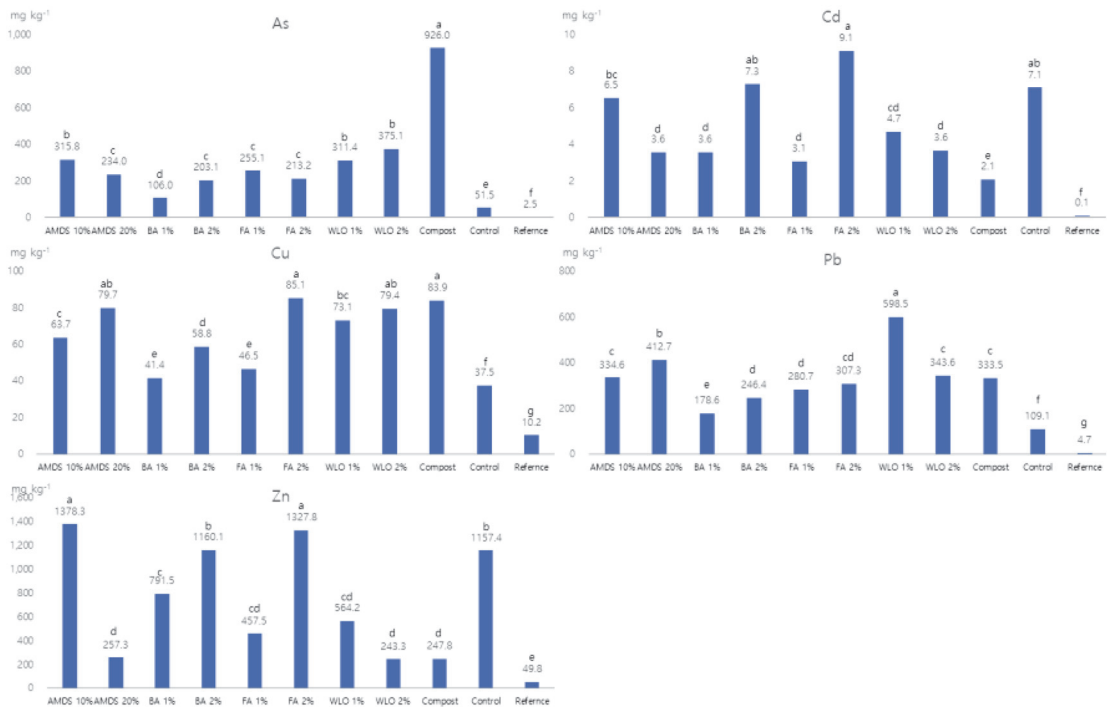


Fig. 4. Heavy metal concentrations in roots of *M. sinensis* Anderss. in the study after 6 months from plating (unit : mg kg⁻¹).

*AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster

**Different letters (a, b, c, d, e, f and g) indicate significant difference at 5% (Duncan's multiple range test)

†Before treatment

는 이와는 상반된 결과를 보였다. 이는 수종이 중금속에 대해 가지는 내성이나 흡수 기작과 같은 특성, 토성이나 토양 pH와 같은 토양특성, 주변 환경조건 등에 따라 차이에 기인한 것으로 판단된다(Adriano, 1986; Han *et al.*, 1998; Ross, 1994). Table 2에 나타난 Mehlich-3에 의한 토양 중금속 함량을 보면 Cd와 Zn 모두 대조구보다 토양개량제 처리구에서 낮아져 중금속의 이동성이 낮아진 것을 알 수 있으며, 이러한 특성으로 Shin *et al.* (2001)과 Cho *et al.* (2010)의 연구결과와 다른 결과를 보인 것으로 사료된다. 식물체내 중금속을 축적한 후 식물체 자체를 제거하여 중금속을 제거하는 방식인 식물추출공법의 경우 지하부보다 지상부 축적이 많을수록 유리하다. 하지만 중금속 제거가 아닌 확산 방지를 위한 식물안정화공법의 경우 반대로 중금속이 지상부에 축적되지 않는 것이 유리하다. 지상부에 중금속이 축적될 경우 지상부를 인위적으로 제거하지 않으면, 식물체가 고사하여 분해된 후 축적되어 있던 중금속이 강우나 바람 등에 의해 유실되어 인근 지역으로 오염이 확산될 우려가 있기 때문이다. 이를 고려한다면 AMDS 10%와 20%, 비산재 2%, 폐석회+굴폐각 1%와 2%, 그리고 퇴비는 모든 중금속에서 이동계수가 1이하로 나타나 식물안정화공법에 유리한 것으로 나타났다. 비산재 1%와 바닥재 1% 및 2%는 Cd에서 1이상으로 Cd 오염토양에서는 비효율적일 것으로 사료된다.

Table 2. Translocation factors (ratio of heavy metal concentrations in the shoot to that in the root of *M. sinensis* Anders.)

Treatment	As	Cd	Cu	Pb	Zn
AMDS 10%	0.013 ^c	0.111 ^c	0.063 ^c	0.012 ^c	0.084 ^d
AMDS 20%	0.034 ^c	0.151 ^c	0.084 ^{bc}	0.034 ^c	0.326 ^c
BA 1%	0.105 ^b	1.434 ^a	0.192 ^b	0.090 ^c	0.827 ^{bc}
BA 2%	0.059 ^{bc}	1.510 ^a	0.171 ^b	0.074 ^c	0.896 ^{bc}
FA 1%	0.053 ^{dc}	1.678 ^a	0.194 ^b	0.044 ^c	2.132 ^a
FA 2%	0.035 ^c	0.648 ^b	0.094 ^b	0.040 ^c	0.462 ^{cd}
WLO 1%	0.032 ^c	0.278 ^{bc}	0.117 ^b	0.026 ^c	0.119 ^d
WLO 2%	0.025 ^c	0.184 ^c	0.188 ^b	0.222 ^b	0.295 ^{cd}
Compost	0.021 ^c	0.304 ^{bc}	0.096 ^b	0.036 ^c	0.159 ^{cd}
Control	1.414 ^a	1.097 ^a	1.239 ^a	1.478 ^a	0.990 ^{bc}

*AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster

**Different letters (a, b, c, and d) indicate significant difference at 5% (Duncan's multiple range test)

[†]Before treatment

3.5. 토양개량제 처리에 따른 역대 중금속 축적비

역세의 체내 중금속 농도와 토양내 중금속의 Mehlich-3함량을 토대로 역세의 중금속 축적비 (Bioaccumulation factor, BF)를 분석하였다(Table 3). 모든 중금속에서 대조구는 1.0 이상을 보여 중금속이 토양에서 역세 체내로 쉽게 이동하는 것으로 나타났다. 대조구를 제외하면 As에서 가장 높은 축적비를 보인 처리구는 AMDS 20% (10.2) 였으며, AMDS 10%가 4.1로 두 번째로 높았다. 바닥재 1%와 2%, 비산재 1%와 2%, 폐석회+굴폐각 1%와 2% 및 퇴비는 1.0 이하로 축적비가 낮았다. Cd는 As와 다소 상이한 결과를 보였는데, 바닥재 1, 2%와 비산재 1, 2%가 3.0~3.4로 높은 축적비를 보인 반면, 폐석회+굴폐각 1, 2%는 각각 0.9와 0.5, AMDS 10, 20%는 각각 4와 0.3으로 낮았다. Cu는 폐석회+굴폐각 2%가 다른 처리구에 비해 높았으나 축적비는 0.7로 1.0 미만으로 나타났다. Pb에서는 AMDS 20%가 축적비 2.1로 유일하게 대조구보다 높았으며, 폐석회+굴폐각 2%가 1.2로 1.0을 초과하였다. Zn은 이와 다른 경향을 보였는데, 바닥재 2%가 2.2로 가장 높았으며, 비산재 1% (2.0), 바닥재 1% (1.7), 비산재 2% (1.7)로 두 번째로 높았다. 나머지 처리구에서는 1.0 미만을 보였다. 식물정화공법에서 BF에 따라 식물을 구별할 때 1이상인 식물은 Accumulator로, 1이하이면 Excluder로 구별한다 (Cluis, 2004; Mac *et al.*, 2001; Rezvani and Zaefarian, 2011). 토양내 중금속의 이동성이 크면 식물에 의한 중

Table 3. Bioaccumulation factors (ratio of heavy metal concentrations of Melich-3 in soil to shoot in *M. sinensis* Anders.)

Treatment	As	Cd	Cu	Pb	Zn
AMDS 10%	4.1 ^b	0.4 ^d	0.3 ^b	0.8 ^c	0.3 ^c
AMDS 20%	10.2 ^a	0.3 ^d	0.5 ^b	2.1 ^a	0.4 ^c
BA 1%	0.3 ^d	3.0 ^b	0.3 ^b	0.4 ^c	1.7 ^b
BA 2%	0.3 ^d	3.4 ^b	0.4 ^b	0.7 ^c	2.2 ^a
FA 1%	0.3 ^d	3.1 ^b	0.4 ^b	0.4 ^c	2.0 ^b
FA 2%	0.2 ^d	3.1 ^b	0.3 ^b	0.5 ^c	1.7 ^b
WLO 1%	0.2 ^d	0.9 ^c	0.4 ^b	0.4 ^c	0.3 ^c
WLO 2%	0.2 ^d	0.5 ^d	0.7 ^b	1.2 ^b	0.5 ^c
Compost	0.1 ^d	0.5 ^d	0.3 ^b	0.2 ^d	0.2 ^c
Control	1.3 ^c	4.3 ^a	1.4 ^a	1.8 ^a	2.6 ^a

*AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster

**Different letters (a, b, c, and d) indicate significant difference at 5% (Duncan's multiple range test)

금속 흡수효과가 상승하여 식물추출공법이나 식물휘발공법에는 효과적이지만, 식물안정화공법을 위해서는 반대로 토양내 중금속의 유동성이 작아야 효과적이다. 따라서 식물안정화공법을 위해서는 식물체가 Excluder의 특성을 보이는 경우가 더 유리하다(Pulford and Watson, 2003). 이러한 점을 고려한다면 중금속 5종에서 BF 1 미만을 보인 폐석회+굴패각1%와 퇴비가 식물안정화공법에 가장 효율적인 것으로 나타났으며, 그 다음으로는 AMDS 10%와 폐석회+굴패각 2%가 식물안정화공법에 유리할 것으로 판단된다.

식물체가 토양으로부터 중금속을 흡수하여 축적할 때 영향을 미치는 인자는 여러 가지가 있지만 토양내 중금속의 유동성이 큰 역할을 한다. 토양내 중금속의 유동성이 크면 흡수 효과가 상승하여 식물추출공법이나 식물휘발공법에는 효과적이지만, 식물안정화공법을 위해서는 토양내 중금속의 유동성이 작아야 효과적이다. 본 연구에서 개량제 처리에 따른 토양 중금속 유동성 변화가 중금속의 역새 지상부 축적에 어떠한 영향을 미치는 지를 확인하기 위해 토양내 중금속 Melich-3 농도와 역새 지상부내 중금속 농도 간 회귀 분석을 실시하였다. 그 결과 중금속 5종 모두 Melich-3 농도가 증가함에 따라 역새 지상부내 중금속 농도도 증가하는 것으로 나타났다. 다만 증가 패턴에는 다소 차이가 있었는데, As는 (-)역함수 형태로 증가하여 Melich-3 농도가 낮은 경우에는 체내에 축적하는 속도가 급격히 증가하지만, 체내 중금속 농도가 일정수준에 도달하면 증가속도가 현저히 감소하는 경향을 보였다.

다. 하지만 다른 4가지 중금속의 경우에는 지수함수 형태로 증가하여 오히려 Melich-3 농도가 증가함에 따라 축적량이 현저히 증가하는 경향을 보였다. 이러한 경향은 특히 Cd와 Zn에서 두드러졌다. 따라서 식물안정화공법을 적용하고자 하는 토양이 As를 제외한 4가지 중금속, 특히 Cd와 Zn에 의해 고농도로 오염되어 있는 경우에는 우선적으로 토양내 중금속의 유동성을 낮추기 위한 작업이 이루어져야 식물안정화공법이 효과가 있을 것으로 사료된다.

3.6. 토양개량제 선정

식물안정화공법을 적용하기 위한 고려사항은 다양하다. 식물의 중금속 내성에 대한 검토가 필요하며, 식물의 중금속 흡수능, 축적형태 등도 중요한 요인이다 (Bolan *et al.*, 2011). 이러한 요인들에 대한 복합적인 검토가 뒷받침 되어야 식물안정화공법이 성공할 수 있다. 본 연구에서 Mehlich-3 분석을 통한 토양내 중금속의 생물학적 유효도와 지상부와 지하부의 체내 중금속 함량 분석에 의해 산출된 체내에서의 중금속 이동 계수 및 중금속 축적비와 Jung *et al.*(2020)에 나타난 개량제별 역새의 부위별 성장량(지상부, 지하부, 총합) 등 6개 항목에 대해 식물안정화공법을 위한 토양개량제의 순위를 선정하고 이를 합산한 점수를 Table 4에 나타냈다. 각각의 항목에 대한 가중치는 Jung *et al.* (2020)이 역새를 이용하여 폐금속광산 산성토양을 중화하기 위한 개량제 선정 연구에서 역새 성장량, 토양 pH 및 양분 특성 등 각각의 항목에 점수를 부여하여

Table 4. Total score of each treatment according to soil heavy metal concentrations by Melich-3, translocation factors and bioaccumulation factors

Treatment	Growth of <i>M. sinensis</i> Anders. [†]			As			Cd			Cu			Pb			Zn			Total
	S	R	T	TF	BF	M	TF	BF	M	TF	BF	M	TF	BF	M	TF	BF		
	AMDS 10%	4	3	3	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	2	3	1	1	
AMDS 20%	5	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	4	2	1	1	28	
BA 1%	2	2	1	2	2	1	4	3	3	6	2	1	2	1	2	5	1	2	42
BA 2%	1	4	1	2	1	1	3	3	3	4	2	1	2	1	2	4	1	3	39
FA 1%	4	3	2	3	1	1	4	3	3	5	2	1	2	1	2	4	3	2	46
FA 2%	2	4	3	3	1	1	3	2	3	3	2	1	2	1	2	4	1	2	40
WLO 1%	3	4	3	4	1	1	2	1	2	2	2	1	3	1	2	2	1	1	36
WLO 2%	4	4	4	3	1	1	2	1	1	2	2	2	4	2	3	1	1	1	39
Compost	4	3	3	5	1	1	2	1	1	2	2	1	5	1	1	3	1	1	38
Control	7	6	5	2	3	3	6	3	4	7	3	2	3	3	3	6	2	3	71

*AMDS: Acid Mine Drainage Sludge, BA : Bottom Ash, FA : Fly Ash, WLO : Waste Lime + Oyster

**S : Shoot, R : Root, T : Total (Shoot + Root), M : Melich-3

[†]Jung *et al.* (2020)

개량제의 우선순위를 선정한 방식을 차용하였다. 이 방식에 따르면 Table 4에 부여된 점수의 합산이 낮은 개량제가 식물안정화공법에 적합한 개량제를 의미한다. 이에 따라 최종 점수가 28인 AMDS 20%가 가장 효과적인 개량제로 선정되었으며, 2순위는 30점인 AMDS 10%였다. 폐석회+굴폐각 1%는 36점으로 3순 위였다. 모든 개량제가 대조구(72점)에 비해 순위가 높아 개량제에 의해 식물안정화공법 효과가 개선된 것으로 나타났다. 다만, As에서는 AMDS를 제외한 토양개량제 처리에 따라 Melich-3에 의한 토양내 중금속 함량이 높게 나타나는 등 개량제 처리에 따라 일부 중금속의 유동성이 상승하는 결과를 보여 추후 사업에 적용할 경우 사전에 대상지역의 토양오염 특성을 분석하여 현장특성에 적합하게 토양개량제를 선정해야 할 것으로 사료된다.

4. 결 론

본 연구는 폐금속광산 산성토양에서 역새를 이용한 식물안정화공법을 적용하기 위해 토양개량제에 따른 중금속 유동성, 역새내 중금속 축적형태 등을 규명하여 적정 토양개량제를 선발하기 위해 수행하였다.

1. 개량제 처리에 따른 중금속 안정화 효율은 AMDS 10%와 20%가 가장 높았으며, 폐석회+굴폐각 1%와 2%는 Cd, Cu, Zn에 대해 효율적이었다.

2. 역새 체내 중금속 축적형태는 대부분 지상부보다 지하부에 축적되는 것으로 나타났으며, 토양내에서 역새 체내로의 이동성을 분석한 결과 폐석회+굴폐각 1%와 퇴비가 이동성이 가장 낮았고, AMDS 10%와 폐석회+굴폐각 2%가 그 다음으로 낮은 결과를 보였다.

3. 역새의 생육과 토양내 생물학적 유호도, 역새의 중금속 축적형태 등을 종합적으로 고려한 결과 식물안정화공법에 AMDS 20%가 가장 효과적이었으며, AMDS 10%가 2순위로 선정되었다.

다만, 실제 사업에 적용할 경우 대상지역의 토양오염 특성을 분석하여 현장특성에 적합하게 토양개량제를 선정해야 할 것으로 사료된다.

Acknowledgement

This work was financially supported by Mine Reclamation Corp. funded by the Ministry of Trade, Industry, and Energy.

References

- Adriano, D.C. (1986) Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York, 533p.
- Atkinson, C.J. (2009) Establishing perennial grass energy crops in the UK: A review of current propagation options for Miscanthus. *Biomass Bioenergy*, v.33, p.752-759.
- Baldaotoni, D., Leone, A.N., Iovieno, P., Morra, L., Zaccardelli, M. and Flfani, A. (2010) Total and available soil trace element concentrations in two Mediterranean agricultural systems treated with municipal waste compost or conventional mineral fertilizers. *Chemosphere*, v.80, p.1006-1013.
- Berti, W.R. and S.D. Cunningham. (2000). Phytostabilization of metals. In "Phytostabilization of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment" (I. B. Raskin and D. Ensley, Eds.), Wiley, New York, pp.71-88.
- Bolan, N.S., Park, J.H., Robinson, Naidu, B.R. and Huh, K.Y. (2011) Phytostabilization: A Green Approach to Contaminant Containment. *Adv. Agron.*, v.112, p.145-204.
- Cheng, S.F. and Hseu, Z.Y. (2002) In-situ immobilization of cadmium and lead by different amendments in to contaminated soils. *Water Air Soil Pollut.*, v.140, p.73-84.
- Chens, S. and Stephen. A.R. (2006) MISCANTHUS Andersson. *Flora of China*, v.22, p.581-583.
- Cho, J.S., Ju, Y.K., Chang, Y.D. and Lee, C.H. (2010) Screening of useful plants for zinc phytoremediation in upland soils contaminated with heavy metals. *Kor. J. Pnat Res. Abstr.*, v.5, p.114.
- Cluis C. (2004) Junk-greedy greens: phytoremediation as a new option for soil decontamination. *Biotech. J.*, v.2, p.60-67.
- Cunningham, S.D. and Berti, W.R. (1997) Phytoextraction or phytostabilization: technical, economic and regulatory considerations of the soil-lead issue. In N. Terry (de.) *Proceedings of the 4th international conference on biogeochemistry of trace elements*, Berkeley, California, USA.
- Cunningham, S.D., Berti, W.R. and Huang, J.W. (1995) Agronomics remediation of contaminated soils. *Trends Bio. Sci.*, v.13, p.393-397.
- Cunningham, S.D., Anderson, T.A., Schwab, A.P. and Hsu, F. (1996) Phytoremediation of soils contaminated with organic compounds. *Adv. Agron.*, v.56, p.55-114.
- DIN (Deutsches Institut für Normung). (1995) Soil quality extraction of trace elements with ammonium nitrate solution. DIN 19730. Beuth Verlag, Berlin, Germany.
- De Bartolomeo, A., Poletti, L., Sanchini, G., Sebastiani, B. and Morozzi, G. (2004) Relationship among parameters of lake polluted sediments evaluated by multivariate statistical analysis. *Chemosphere*, v.55, p.1323-1329.
- Greef, J.M., Deuter, M., Jung, C. and Schondelmaier, J. (1997) Genetic diversity of European Miscanthus species revealed by AFLP fingerprinting. *Genet. Resour. Crop Ev.*, v.44, p.185-197.

- Gómez-Sagasti, M.T., Alkorta, I., Becerril, J.M., Epelde, L., Anza, M. and Garbisu, C. (2012) Microbial monitoring of the recovery of soil quality during heavy metal phytoremediation. *Water Air Soil Pollut.*, v.223, p.3249-3262.
- Han, S.H., Hyun, J.O., Lee, K.J. and Cho, D.H. (1998) Accumulation of heavy metals (Cd, Cu, Zn, Pb) in five tree species in relation to contamination of soil near two closed-Zinc mining sites. *Jour. Korean For. Soc.*, v.87, p.466-474.
- Hong, S.H. and Cho, K.S. (2007) Effect of plants rhizobacteria and physicochemical factor on the phytoremediation of contaminated soil. *Kor. J. Microbiol. Biotechnol.*, v.35, p.261-271.
- Ju, Y.K., Kwon, H.J., Cho, J.S., Shin, S.L. and Kim, T.S. (2011) Growth and heavy metal absorption capacity of *Miscanthus sinensis* var. *purpurascens* RENDLE according to types of land use. *Korean J. Plant Res.*, v.24, p.48-54.
- Jung, M.H., Lee, J.S. and Ji, W.H. (2020) Soil Neutralizer Selection for Rehabilitation in the Acid Soil of Abandoned Metal Mine Using *Miscanthus sinensis* Anderss. *Jour. Korean J. Soil. Sci. Fert.*, v.53, p.237-246.
- Jung, M.H., Lee, S.H., Ji, W.H., Park, M.J. and Jung, K.H. (2016) Study for Phytostabilization using Soil Amendment and *Aster koraiensis* Nakai in Heavy Metal Contaminated Soil of Abandoned Metal Mine. *Jour. Korean J. Soil. Sci. Fert.*, v.49, p.627-634.
- Kim, H.J., Yang, J.E., Lee, J.Y. and Sang, H.J. (2006) Leaching characteristics of heavy metals from abandoned mines wastes in the Namhan River shore. *Korean Soc. Soil Ground Water Evt., Annual Meetings*, p.201-207.
- Kim, K.R., Park, J.S., Kim, M.S., Koo, N.I., Lee, S.H., Lee, J.S., Kim, S.C., Yang, J.E. and J.G. Kim. (2010) Changes in heavy metal phytoavailability by application of immobilizing agents and soil cover in upland soil nearby abandoned mining area subsequent metal uptake by red pepper. *Soil Sci. Fert.*, v.43, p.864-871.
- Kim, K.R., Naidu, R. and Kim, J.G. (2010) Utilization of biosolid for enhanced heavy metal removal and biomass production in contaminated soils. *Korean J. Soil Sci. Fert.*, v.43, p.436-442.
- Krishnamurti, G.S.R. and Naidu, R. (2000) Speciation and phytoavailability of cadmium in selected surface soils of South Australia. *Aust. J. Soil Research*, v.38, p.991-1004.
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A. and Maurice, C. (2007) Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soils using amendments—A review. *Waste Manage.*, v.28, p.215-225.
- Lewandowski, I., Clifton-Brown, J.C., Scurlock, J.M.O. and Huisman, W. (2000) *Miscanthus*: European experience with a novel energy crop. *Biomass Bioenerg.*, v.19, p.209-227.
- Mac L.Q., Komarc, K.M., Tuc, C., Zhang, W. and Cai, Y. and Kenelly, E.D. (2001) A fern that hyper accumulates arsenic. *Nature*, v.409, p.579-582.
- Mehlich, A. (1984) Mehlich-3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, v.15, p.1409-1416.
- Ministry of environment. (2016) Standard analytical methods for heavy metals in soils. <http://www.law.go.kr/DRF/lawService.do?OC=jaa806&target=admrul&ID=2100000036851&type=HTML&mobileYn=>.
- Miro, M., Estela, J.M. and Cerda, V. (2004) Application of flowing stream techniques to water analysis Part III. Metal ions: Alkaline and alkaline-earth metals, elemental and harmful transition metals, and multielemental analysis. *Talanta*, v.63, p.201-223.
- MIRECO. (2019) 2018 YEAR BOOK OF MIRECO STATISTICS MINE RECLAMATION CORP. Wonju-si, Kangwon-do, 354p.
- Moreno, F.N., Anderson, C.W.N., Stewart, R.B. and Robinson, B.H. (2005) Mercury volatilisation and phytoextraction from base-metal mine tailings. *Environ. Pollut.*, v.136, p.341-352.
- Nagendran, R., Selvam, A., Joseph, K. and Chiemchaisri, C. (2006) Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dump sites: A brief review. *Waste Manage.*, v.26, p.1357-1369.
- Nsanganwimana, F., Pourrut, B., Mench, M. and Douay, F. (2014) Suitability of *Miscanthus* species for managing inorganic and organic contaminated land and restoring ecosystem services. A review. *J. Environ. Manage.*, v.14, p.123-134.
- Oh, S.J., Kim, S.C., Kim, T.H., Yeon, K.H., Lee, J.S. and Yang, J.E. (2011) Determining kinetic parameters and stabilization efficiency of heavy metals with various chemical amendments. *Soil Sci. Fert.*, v.44, p.1063-1070.
- Oh, S.J., Kim, S.C., Kim, R.Y., Ok, Y.S., Yun, H.S., Oh, S.M., Lee, J.S. and Yang, J.E. (2012) Change of bioavailability in heavy metal contaminated soil by chemical amendment. *Soil Sci. Fert.*, v.45, p.973-982.
- Ok, Y.S., Kim, J.G., Yang, J.E., Kim, H.J., Yoo, K.Y., Park, C.J. and Chung, D.Y. (2004) Phytoremediation of heavy metal contaminated soil using transgenic plants. *Korean J. Soil Sci. Fert.*, v.37, p.396-406.
- Panayotova, M. and Velikov, B. (2002) Kinetics of heavy metal ions removal by use of natural zeolite. *J. Environ. Sci. Health*, v.37, p.139-147.
- Park, J.H., Panneerselvam, P., Lamb, D., Choppala, G. and Bolan, N.S. (2011) Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *J. Hazard. Mater.*, v.185, p.549-574.
- Park, J.Y., Kim, J.Y., Lee, B.T., Kim, K.W. and Lee, J.S. (2010) Enhanced Phytoremediation by *Echinochloa crus-galli* in Arsenic Contaminated Soil in the Vicinity of the Abandoned Mine. *Econ. Environ. Goel.*, v.43, p.101-107.
- Pulford, I.D. and Watson, C. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—A review. *Environ. Int.*, v.29, p.529-540.
- Rezvani, M. and Zaefarian, F. (2011) Bioaccumulation and translocation factors of cadmium and lead in *Aeluropus litoralis*. *AJAE*, v.2, p.114-119.
- Ross, S.M. 1994. *Toxic Metals in Soil-Plant System*. John Wiley and Sons Ltd. New York, 469p.
- Shin, S.G., Park, J.H., Jeon, J.O., Yun, T.L. and Yun, J.S. (2001) Effects of planting density on the growth of *Miscanthus sinensis* var. *purpurascens* RENDLE in the flat bare land. *J. Kor. Soc. People Plants Environ.*

- v.4, p.15-20.
- Seo, S.W. Moon, S.G., Choi, C.M. and Park. Y.K. (2005) Concentration of Zn, Cu, and Pb in soils and accumulation of Its in Plants around Abandoned Mine Vicinity. *Journal of Life Science*, v.15, p.826-833.
- Song, Y.S., Moon, Y.H., Yu, G.D., Choi, I.S., Cha, Y.L. and Kim, K.S. (2018) Changes of Morphological and Growth Characteristics Collected *Miscanthus* Germplasm in Korea. *Weed Turf. Sci.*, v.7, p.22-34.
- Souki, K.S.A., Louvel, B., Douay, F. and Pourrut, B. (2017) Assessment of *Miscanthus x giganteus* capacity to restore the functionality of metal-contaminated soils: Ex situ experiment. *Appl. Soil. Ecol.*, v.115, p.44-52.
- Vangronsveld, J., V.F. Assche, and H. Clijsters. 1995. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: In situ metal immobilization and revegetation. *Environ. Pollut.*, v.87, p.51-59.
- Viana, D.G., Pires, F.R., Ferreira, A.D., F. F.B.E., De Carvalho, C.F.M., Bonomo, R. and Martins, L.F. (2021) Effect of planting density of the macrophyte consortium of *Typha domingensis* and *Eleocharis acutangula* on ohytoremediation of barium from a flooded contaminated soil. *Chemosphere*, v.262, 127869.
- Walworth, J.L., Gavlak, R.G. and Panciera. M.T. (1992) Mehlich 3 extractant for determination of available B, Cu, Fe, Mn, and Zn in cryic Alaskan soils. *Can. J. Soil. Sci.*, v.72, p.517-526.
- Wei, Z., Le, Q.V, Peng, W., Yang, Y., Yang, H., Gu, H., L, S.S. and S. C. (2021) A review on phytoremediation of contaminants in air, water and soil. *J. Hazardous Materials*, v.403, 123658.
- Wong, M.H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, v.50, p.775-780.
- Wu, Z.Z., Yang, J.Y., Zhang, Y.X., Wang, C.Q., Guo, S.S. and Yu, Y.Q. (2021) Growth responses, accumulation, translocation and distribution of vanadium in tobacco and its potential in phytoremediation. *Ecotox. Environ. Safe*, v.207, 111297.
- Yang, J.E., Skousen. J.G. Ok. Y.S., Yoo, K.Y. and Kim, H.J. (2006) Reclamation of abandoned coal min waste in Korea using lime cake by-products. *Mine Water Environ.*, v.25, p.227-232.
- Yun, E.S., Park, S.H., Ko, J.Y., Jung, K.Y., Park, K.D. Hwang, J.B. and Park, C.Y. (2010) Vertical distribution of the heavy metal in paddy soils of below part at Gundong mine in milyang, Kora. *Korean J. Soil Sci. Fert.*, v.43, p.468-473.
- Zub, H.W. and Brancourt-Hulmel, M. (2010) Agronomic and physiological performances of different species of *Miscanthus*, a major energy crop. A review. *Agron. Sust. Dev.*, v.30, p.201-214.