Soil Neutralizer Selection for Rehabilitation in the Acid Soil of Abandoned Metal Mine Using *Miscanthus sinensis* Anderss.

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

¹Senior Manager, Institute of Mine Reclamation Research, Korea Mine Reclamation Corporation (MIRECO), Wonju 26464, Korea²Director, Institute of Mine Reclamation Research, Korea Mine Reclamation Corporation (MIRECO), Wonju 26464, Korea³General Manager, Institute of Mine Reclamation Research, Korea Mine Reclamation Corporation (MIRECO), Wonju 26464, Korea*Corresponding author: greenidea@mireco.or.kr

ABSTRACT

Received: May 1, 2020

Revised: June 23, 2020

Accepted: June 30, 2020

ORCID

Mun Ho Jung

<https://orcid.org/0000-0001-9217-7257>

The objectives of this study were to investigate the effects of soil neutralizing treatments on soil characteristics and growth of *Miscanthus sinensis* Anderss., in the acid soil of abandoned metal mine for selection of proper neutralizer. The kinds of soil neutralizers were acid mine drainage sludge 10%, 20%, bottom ash 1%, 2%, fly ash 1%, 2%, Waste-Lime+Oyster 1%, 2% and compost. The most effective neutralizers were acid mine drainage sludge 10%, 20% and Waste-Lime+Oyster 1%. Waste-Lime+Oyster 2% was considered second effectiveness. Bottom ash 2% showed promoting shoot growth of *M. sinensis* Anderss., acid mine drainage sludge 20% for root growth. But the case of total growth, bottom ash 1%, 2% and acid mine drainage sludge 20% were the most promoting treatment. Soil pH, C/N ratio and available P showed effective to shoot growth, while root growth was influenced by soil pH and available P. In case of total, soil pH affected. After consideration to growth of *M. sinensis* Anderss., soil characteristics which affected to growth of *M. sinensis* Anderss., and soil characteristics of each treatment, it is applicable of bottom ash 1% firstly, and bottom ash 2% secondly for rehabilitation in abandoned metal mine. However, it is necessary to consider for the cost of neutralizer before the application of rehabilitation.

Keywords: Abandoned metal mine, Acid soil, *Miscanthus sinensis* Anderss., Neutralizer

Soil chemical characteristics according to treatments ($p < 0.05$).

Mine	pH	TOC	Total-N	C/N ratio	Av.P ₂ O ₅	Soil dehydrogenase activity
unit		%	%		mg kg ⁻¹	ug TPF g ⁻¹ 24 h ⁻¹
AMDS 10%	7.8a	0.49bc	0.05c	10.6a	1.0e	4.0ab
AMDS 20%	7.7a	0.44cde	0.04c	10.9a	0.4e	3.6bc
Battom Ash 1%	5.4d	0.46bcde	0.05bc	9.1ab	22.8bc	4.3a
Battom Ash 2%	5.1d	0.40ef	0.06b	7.0abc	29.0b	3.3bc
Fly Ash 1%	4.8cd	0.51b	0.05bc	10.4a	19.8bc	3.2bc
Fly Ash 2%	5.1d	0.47bcd	0.06b	8.4abc	22.3bc	3.0c
Waste-Lime+Oyster 1%	7.0bc	0.41de	0.04c	9.7ab	15.1cd	3.6bc
Waste-Lime+Oyster 2%	7.3ab	0.35f	0.04c	9.0ab	21.5bc	3.5bc
Compost	6.5c	0.79a	0.13a	6.3c	96.3a	3.7bc
Control	4.4e	0.20g	0.04c	11.0a	6.5de	3.7bc

AMDS : Acid Mine Drainage Sludge.

Introduction

한국내 휴폐금속광산은 2,110개소인데 이중 금은이 1698개소 가장 많고 Fe, Mn, Zn 광산 등이 많이 분포하고 있다. 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). 따라서 폐금속광산 산림복구시 광폐석이 유실되지 않도록 초기에 식생을 피복하여 유실을 방지하는 것이 중요하다. 하지만 광폐석은 토양 pH가 낮은 산성토양이 대부분인데(Jung et al., 2016), 토양 pH가 낮은 산성토양은 대부분 Al^{3+} 이온이 높기 때문에 토양내 양분이 쉽게 용탈되고(Park et al., 2001; Oh et al., 2012), 식물의 양분유효도 낮기 때문에(Troug, 1947) 식생생육이 원활하기 어렵다. 따라서 폐금속광산의 산림복구를 위해서 산성토양을 중화하여 식생이 생육할 수 있는 토양환경으로 조성해야 한다.

한편 억새(*M. sinensis* Anderss.)는 화본과(Poacea), 기장아과(Panicoideae), 쇠풀족(Andropogoneae), 억새속(*Miscanthus*)에 속하는 식물로(Chen and Stephen, 2006; Song et al., 2018) 한국, 중국, 일본 및 동남아시아에 분포한다(Greef et al., 1997; Lewandowski et al., 2000; Atkinson, 2009). 억새는 열악한 환경에서 생육이 양호하며 생산에 투입되는 비용대비 작물생산량도 높아서 토양피복에도 효과가 좋을 뿐만 아니라 폐광산 주변 토양에서 많이 발견되는 수종중 하나이다(Seo et al., 2005).

이에 따라 본 연구에서는 폐금속광산의 산성토양을 대상으로 토양개량제 사용에 따른 토양특성 변화와 억새의 생육특성을 평가하여 폐금속광산 산림복구에 적용하기 위한 적정 토양개량제를 선발하는데 목적이 있다.

Materials and Methods

실험 방법 실험은 충청남도 천안시 서북구 성환읍에 위치한 한국광해관리공단 광해기술연구소 부지에서 실시하였다. 실험에 사용한 공시토양은 경상북도 봉화군에 위치한 폐금속광산 광폐석장에서 채취하여 광해기술연구소 부지로 운반하여 사용하였다. 공시토양의 토성은 모래와 미사, 점토가 각각 84.7%, 5.1%, 10.2%였으며, 진비중은 2.6 g cm^{-3} 이었다. 사용한 토양 개량제는 산성광산배수슬러지(Acid Mine Drainage Sludge, AMDS), 바닥재, 비산재, 폐석회 + 굴폐각 및 퇴비였다. AMD 슬러지는 강원도 태백시에 위치한 한국광해관리공단 함태수질정화시설에서 채취하였으며, 바닥재와 비산재는 경상남도 하동군에 위치한 한국남부발전 하동발전본부, 폐석회는 강원도 영월군에 위치한 영동탄광에서 채취하였다. 퇴비와 굴폐각은 시중에서 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 + 굴폐각이 9.2로 가장 높고 AMD 슬러지가 7.6으로 가장 낮았다. TOC의 경우 비산재가 9.1%로 가장 높고 AMD 슬러지가 3.6%로 가장 낮았으며, 총질소는 0.06% (비산재) - 0.02% (바닥재)의 분포를 보였다. 공시수종은 억새(*M. sinensis* var. *purpurascens* RENDLE.)를 사용하였다. 각 중화제의 혼합비율은 폐석회 + 굴폐각의 혼합비율을 기준으로 선정하였다.

억새 식재 및 토양개량제 처리를 위해 실험을 위해 1/3000a 와그너포트를 사용하여, 각 포트당 소지광산토양 10 kg과 각각의 토양 개량제를 혼합하였다. 토양 개량제 처리수준은 폐석회 + 굴폐각과 바닥재, 비산재는 토양중량대비

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

	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	0.0	13.6	9.2	18.4
FA	8.4	9.1	0.06	13.4	0.0	17.8	10.2	23.7
WLO	9.2	5.2	0.08	0.0	0.0	15.3	42.2	31.5
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.

1% (0.1 kg) 와 2% (0.2 kg)으로 처리하였으며, AMD 슬러지는 토양중량대비 10% (1 kg)과 20% (2 kg), 퇴비는 토양 중량대비 3.4 % (0.34 kg) 수준으로 처리하였다. 토양 개량제를 처리하지 않은 폐금속광산 토양을 대조구로 사용하였다. 한국광해관리공단에서 기존에 폐석회 + 굴폐각을 통해 타지역의 산성토양 중화실험을 수행한 결과 토양 중량대 비 1%와 2%가 효과가 있었다(MIRECO, 2014). 이에 따라 폐석회 + 굴폐각과 바닥재, 비산재는 혼합비율을 1%와 2%로 선정하였다. 하지만 AMD 슬러지의 경우 사전실험에서 1%와 2%를 혼합하였을 경우 토양pH 중화효과가 없었 기 때문에 사전실험을 통해 10%와 20%로 선정하였다.

실험에 사용한 역사는 실험부지 인근 양묘장에서 포트묘로 재배 중인 1년생 역사를 사용하였다. 실험에 사용한 포트는 1/3000a 와그너포트로 각 포트당 소지광산토양 10 kg과 각각의 토양 개량제를 비율별로 혼합하고 1개월 뒤 각 포트마다 역사 1주를 식재하였다. 각 처리구 및 대조구마다 3반복으로 설치하여 총 33개 처리구를 설치하였다. 역사의 재배기간은 2015년 5월부터 10월까지 총 6개월간이었으며, 재배기간동안 관수는 주 3회 실시하였다.

조사 및 분석 각 처리구별 토양특성을 분석하기 위해 중화제 처리후 각 처리구의 토양을 채취하여 실험실에서 48시간 동안 풍건한 후 2 mm 체로 쳐 분석용 시료로 이용하였다. 분석항목은 토양 pH, 총유기탄소(TOC), 총질소 등이 었다. 토양 pH 측정은 pH meter (Orion 3STAR, THERMO, USA)를 이용하였다. 토양시료를 증류수와 1:5 비율로 혼합하여 30분 동안 진탕한 후 여과하여 측정하였다. TOC 함량은 Walkley-Black법 (Peech et al., 1947; Walkely, 1947; Grewilling and Peech, 1960)에 의해 분석하였다. 토양시료를 1N-K₂Cr₂O₇ 용액 및 진한 황산과 혼합한 다음, 지시약 (0.025M o-Phenanthroline-ferrous Complex)을 넣었다. 이를 0.5N-FeSO₄로 적정하여 총유기탄소 함량을 구 하였다. 토양내 유기물 함량은 TOC 함량에 1.724를 곱하여 계산하였다. 총질소 함량은 Micro Kjeldahl법 (Kjeldahl, 1883)으로 정량하였다. 토양시료를 K₂SO₄, CuSO₄ 혼합촉매와 진한 황산과 혼합한 뒤 약 4시간 동안 가열하여 분해 시켰다. 이후, 분해액을 증류수로 희석하고 증류 플라스크에서 증류한 다음 표준 황산용액으로 적정하여 질소함량을 구하였다. 유효인산 함량 분석을 위해 Bray No.1 방법에 따라 토양 시료를 침출액 (0.03N NH₄F + 0.025N HCl)과 혼합하여 침출한 다음 ICP (ICP-1000IV, Shimadzu, Japan)가 장착된 Optical Emission Spectrometer를 이용하여 정량 하였다. 토양 탈수소효소 활성은 비색정량법 (Sukul, 2006)을 사용하였다. 음지에서 풍건한 토양에 CaCO₃와 3% TTC 용액을 가하여 잘 혼합한 후 37°C 항온수조에서 24시간 배양하였다. 배양 후 생성된 2,3,5-Triphenylformazan (TPF)에 Methanol 용액을 2회 가하여 추출하여 No.6 Filter paper로 여과후 485 nm에서 UV-spectrophotometer를 이용하여 흡광도를 측정하였다.

역새의 생장량 분석을 위해 구입한 역새 중 일부를 식재 전에 채취하여 지상부와 지하부의 건중량을 분석하였으며, 6개월간 재배 후 각 처리구의 역새의 지상부와 지하부의 건중량을 분석하였다. 재배기간동안 역새의 생장량 계산을 위해 실험 전후의 건중량을 분석하였다. 건중량 분석은 채취한 역새 시료를 105°C에서 48시간 건조한 후 중량을 측정하였으며, 생장량 계산은 아래와 같이 하였다.

$$\text{생장량 (g plant}^{-1}\text{)} = (\text{수확 후 건중량}) - (\text{식재 전 건중량}) \quad (\text{Eq.1})$$

처리구별 토양특성과 역새의 지상부 및 지하부 건중량을 비교하기 위해 분산분석과 던컨의 다중검정을 실시하고, 토양개량제 처리에 따른 토양 특성변화가 역새의 생육에 미치는 영향을 분석하기 위해 처리구별 토양특성과 따른 지상부와 지하부 및 총 건중량과의 회귀분석을 실시하였다. 각 통계분석은 $p < 0.05$ 수준에서 처리구간 유의성을 검증하였으며, 통계분석은 SPSS 26 (Embedded on SPSS Statistics 26 Professional, SPSS Inc.) 통계 프로그램을 사용하였다.

Results and Discussion

토양개량제 처리에 따른 토양특성 변화 토양개량제 처리에 따른 토양특성을 Table 2에 나타냈다. 토양 pH는 AMD 슬러지 10%와 20%, 폐석회 + 굴패각 1%가 각각 7.8, 7.7, 7.3으로 가장 높았다. 폐석회 + 굴패각 2%가 7.0으로 두 번째로 높았으며, 퇴비 6.5, 바닥재 1% (5.4)와 2% (5.1), 비산재 1% (4.8)와 2% (5.1)가 그 다음 순이었다. 모든 처리구에서 대조구 (4.4)보다 높은 pH를 보였다. 토양 pH가 식물생육에 중요한 이유는 이에 따라 식물의 양분유효도가 달라진다. 토양 pH가 적정한 수준 (pH 5.6 - 7.3)보다 낮거나 높으면 유효도가 낮아지기 때문에 식물생육이 원활하기 어렵다 (Trouw, 1947). 특히 폐금속광산과 같은 산성토양인 경우에는 토양내 Al^{3+} 이온이 증가하고 이는 결국 양분원소를 용탈시켜 식물생육을 저해하는 원인이 된다 (Park et al., 2001; Oh et al., 2012). 따라서 폐금속광산을 산림으로 복구하기 위해서는 토양 pH를 적정 수준으로 중화하는 작업이 선행되어야 한다. 다만 바닥재 1%의 경우 Jeong, et al. (2002)이 연구한 경북지역 일반산림 A층 토양의 평균 pH인 5.41과 거의 같은 값을 보여 중화제로서의 역할은 가능할 것으로 판단된다.

각 처리구별 TOC는 퇴비가 0.79%로 가장 높았다. 가장 낮은 처리구는 대조구로 0.20%였으며, 폐석회 + 굴패각 2%는 0.35%로 두 번째로 낮았다. AMD 슬러지 10%와 20%, 비산재 1%와 2%, 바닥재 1%는 유의한 차이를 보이지 않았다. 토양개량제를 처리한 모든 처리구가 대조구보다 높았다.

총질소 역시 퇴비처리구에서 0.13%로 높았으며, 바닥재 1%와 2%, 비산재 1%와 2%가 두 번째로 높았다. AMD 슬러지 10%와 20%, 폐석회 + 굴패각 1%와 2%는 대조구와 차이를 보이지 않았다. 탄질률은 TOC나 총질소와는 다르게 퇴비처리구에서 6.3으로 가장 낮았으며, 다른 처리구는 7.0 - 11.0의 범위를 보였는데 유의한 차이는 없었다.

토양내 유기물의 역할은 식생에 양분을 공급하고 보온·보습의 효과가 있을 뿐만 아니라 식물생육에 이로운 각종 토양소동물과 미생물의 서식처 역할도 하고 있다 (Jin, et al., 1994). 산림에서 자연적인 유기물 공급은 주로 낙엽낙지에 의해 이루어지는데 (Jung et al., 2016), 폐금속광산과 같이 산림이 훼손된 지역이나 산림복구가 이루어진지 얼마 안 된 지역은 낙엽낙지량이 적어서 유기물 공급이 부족할 수 있으며 (Šourková et al., 2005; Jung et al., 2012), 이로 인해 식물생육이 원활하지 않을 수 있다.

Table 2. Soil chemical characteristics according to treatments.

Mine	pH	TOC	Total-N	C/N ratio	Av.P ₂ O ₅	Soil dehydrogenase activity
unit		%	%		mg kg ⁻¹	ug TPF g ⁻¹ 24 h ⁻¹
AMDS 10%	7.8a	0.49bc	0.05c	10.6a	1.0e	4.0ab
AMDS 20%	7.7a	0.44cde	0.04c	10.9a	0.4e	3.6bc
Battom Ash 1%	5.4d	0.46bcde	0.05bc	9.1ab	22.8bc	4.3a
Battom Ash 2%	5.1d	0.40ef	0.06b	7.0abc	29.0b	3.3bc
Fly Ash 1%	4.8cd	0.51b	0.05bc	10.4a	19.8bc	3.2bc
Fly Ash 2%	5.1d	0.47bcd	0.06b	8.4abc	22.3bc	3.0c
Waste-Lime+Oyster 1%	7.0bc	0.41de	0.04c	9.7ab	15.1cd	3.6bc
Waste-Lime+Oyster 2%	7.3ab	0.35f	0.04c	9.0ab	21.5bc	3.5bc
Compost	6.5c	0.79a	0.13a	6.3c	96.3a	3.7bc
Control	4.4e	0.20g	0.04c	11.0a	6.5de	3.7bc

*AMDS: Acid Mine Drainage Sludge.

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

또한 유기물과 더불어 총질소는 식생생육을 제한하는 중요한 요소이다 (Jin, et al., 1994; Jung et al., 2012; Jung et al., 2016). Lee (2001)에 따르면 식생의 질소 요구량은 생장속도와 비례한다. 따라서 임령이 어린 임분 일수록 생장속도가 빠르며, 질소 요구량도 증가한다. 산림복구사업지는 식재된 수목의 수령이 1 - 2년에 불과하여 질소 요구량이 특히 많을 수밖에 없으나, 낙엽낙지가 분해되어 축적되는 토양내 유기물이 총질소의 주된 공급원이기 때문에 식생생육에 부족하기 쉽다.

Jeong, et al. (2002)에 따르면 경북지역 일반 산림 토양 A층의 평균 유기물 함량은 3.7%, 이를 TOC 함량으로 계산하면 2.0%가 된다. 또한 총질소는 0.17%로 알려졌다. 본 연구에서 토양개량제 처리에 따른 토양특성을 이와 비교하면 TOC 함량은 65% 이하, 총질소는 75% 이하의 값을 보였다. 따라서 본 연구에서의 토양개량제를 실제 사업에 적용할 경우 유기물과 질소를 공급하기 위한 시비를 고려해야 할 것으로 판단된다.

토양내 탈수소효소활성을 분석한 결과 바닥재 1%와 AMD 슬러지 10%가 각각 4.3 ug TPF g⁻¹ 24 h⁻¹, 4.0 ug TPF g⁻¹ 24 h⁻¹으로 가장 높았으나 처리구간 차이는 두드러지지 않았다. 다만 산림토양이 0.9 ug TPF g⁻¹ 24 h⁻¹ 유의하게 낮은 값을 보였다. 식생이 토양으로부터 양분을 공급받기 위해서는 토양내 미생물의 활동에 의해 유기물이 분해되어야 한다. 토양 탈수소효소활성은 이러한 미생물 활동의 평가지표로 많이 사용된다 (Garcia-Gil, 2000; Tomoyoshi et al., 2005; Wyszowska et al., 2005; Joa et al., 2010). 따라서 같은 양의 양분이 공급되더라도 토양 탈수소효소활성에 따라 실제 식물이 이용할 수 있는 양분은 차이를 보이게 된다. 본 연구결과에서 토양개량제 처리구가 대조구에 비해 토양 탈수소효소활성의 유의적인 개선 효과는 보이지 않았다. 하지만 본 연구결과에서의 토양 탈수소효소활성이 산성 토양에서 식물생육에 미치는 영향에 대해서는 추가적인 연구를 통해 규명할 필요가 있다.

토양개량제 처리에 따른 억새 생육 개량제 처리후 6개월간 생육한 억새의 지상부와 지하부 건중량을 분석한 결과를 Table 3에 나타냈다. 지상부와 지하부 대조구를 포함한 모든 처리구에서 초기보다 건중량이 증가하였다. 중금속 오염토양에서 생육현황은 수종마다 다르다. Jung et al. (2016)은 본 실험과 동일한 조건에서 벌개미취의 생육현황

Table 3. Dry weight (unit : g plant⁻¹) of *M. sinensis* Anderss. used in the study after 6 months from planting.

Treatment	Shoot	Root	Shoot+Root
AMDS 10%	2.6def	7.9cd	10.5c
AMDS 20%	2.2ef	9.8a	12.1abc
Battom Ash 1%	5.4b	8.5bc	13.9a
Battom Ash 2%	7.0a	6.2de	13.2ab
Fly Ash 1%	3.3de	7.7cd	11.0bc
Fly Ash 2%	4.9bc	5.4d	10.3cd
Waste-Lime+Oyster 1%	3.9cd	6.3de	10.2cd
Waste-Lime+Oyster 2%	2.7def	5.0de	7.8d
Compost	2.7def	7.6cd	10.4c
Control	1.6g	3.5f	5.2e
Reference [†]	0.0h	0.5g	0.6f

*AMDS: Acid Mine Drainage Sludge.

**Reference : Before treatment.

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

을 고찰한 바 있는데, 이때 토양개량제를 처리하지 않은 산성토양에서의 벌개미취의 건중량은 오히려 초기보다 낮은 결과를 보였다. 이와 비교하면 역사는 열악한 토양환경에서도 생육이 타 수종에 비해 원활한 것으로 판단된다. 이는 중금속 오염토양에서 역사 생육을 분석한 기존 연구결과 (Zub and Brancourt Hulmel, 2010; Nsanganwimana et al., 2014; Souki, et al., 2017)와도 부합되는 결과로, 이로 미루어 볼 때 토양환경이 열악한 폐금속광산의 식생복원을 위해 역사를 도입하는 것이 타수종보다 유리할 것으로 판단된다.

지상부 건중량이 가장 많은 처리구는 바닥재 2%로 7.0 g이었으며, 바닥재 1% (5.4 g)와 비산재 2% (4.9 g)가 두 번째로 많았다. 지하부는 지상부와는 다르게 AMD 슬러지 20% (9.8 g)에서 가장 많았으며, 바닥재 1%가 두 번째로 많았다. 지상부와 지하부를 합한 전체 건중량의 경우 바닥재 1% (13.9 g), 2% (13.2 g), AMD 슬러지 20% (12.1 g)가 가장 많은 건중량을 보였다.

토양특성이 역사생장에 미치는 영향 토양개량제를 선정하기 위해 역사의 생육에 토양특성이 미치는 영향을 우선적으로 분석해야 한다. 이를 위해 각각의 토양특성과 역사의 지상부, 지하부 및 지상부 + 지하부 건중량에 대해 회귀분석을 실시하였다 (Table 4). 그 결과, 지상부에 대해서는 토양 pH와 탄질률, 유효인산이, 지하부는 토양 pH와 유효인산이 영향을 미치는 것으로 나타났고, 지상부와 지하부를 합한 값은 토양 pH에 의해 영향받는 것으로 나타났다. 그리고 이중에서 지상부에 대한 토양 pH와 유효인산의 회귀분석 결과와 지상부 + 지하부에 대한 토양 pH는 이차 함수의 경향을 보여 토양 pH의 일정값까지는 토양 pH가 증가함에 따라 성장량이 증가하지만, 토양 pH가 일정값을 초과한 이후에는 감소하는 경향을 보였다. 탄질률이 증가할 경우 지상부 성장량은 감소하는 경향을 보였다. 지하부는 유효인산이 증가하면 오히려 감소하는 경향을 보였으나, 토양 pH가 증가할 경우 같이 증가하는 경향을 보였다. TOC와 총질소는 역사 생육에 영향을 미치지 않는 것으로 나타났는데 이는 역사의 생육 특성에 기인한 것으로 판단된다. 역사는 바이오매스 수량이 많고 체내에 다량의 탄소를 저장한다. 또한 역사는 C₄ 식물로 질소 이용효율도 높은 것으로 알려졌다 (Christian et al., 2001; Moon, et al., 2010). 따라서 본 실험에서 토양개량제 처리에 따른 TOC와 총질소 개량 효과는 역사 생육에 영향을 미치지 못한 것으로 사료된다.

Table 4. Relationship between dry weight (shoot, root and shoot+root) of *M. sinensis* Anderss.) and Soil chemical characteristics according to treatments.

	Shoot	Root	Shoot+Root
soil pH	$y = -0.67x^2 + 7.898x - 18.592$ (standard : 5.894)	$y = (-21.646)/x + 10.749$	$y = -1.109x^2 + 13.855x - 30.874$ (standard : 6.246)
TOC	n.s	n.s	n.s
Total-N	n.s	n.s	n.s
C/N ratio	$y = 9.508\{\exp(-0.115)x\}$		n.s
Av.P ₂ O ₅	$y = -0.001x^2 + 0.130x + 2.293$ (standard : 65.000)	$y = 1.287/x + 6.275$	n.s
Soil dehydrogenase activity	n.s	n.s	n.s

*standard : x value when y value shows maximum.

**n.s : not significantly.

토양개량제 선정 토양개량제 선정을 위해 각 처리구별 역새의 지상부와 지하부, 그리고 지상부 + 지하부를 합한 전체 생육, 각 처리구별 토양 특성, 그리고 각각의 토양 특성이 역새의 지상부와 지하부, 지상부 + 지하부를 합한 전체 생육에 미치는 영향을 조합하여 순위를 부여하였다. 순위부여 방식은 다음과 같다. 우선 처리구별 역새의 지상부와 지하부, 그리고 지상부 + 지하부를 합한 전체 생육 등 3개 인자는 가중치 1을 부여하였다. 역새 생육에 대한 순위는 Table 3에 나타난 토양개량제 순위를 그대로 반영하였다.

토양 특성의 경우 우선 회귀분석결과(Table 4) 역새 생육에 영향을 미치는 것으로 나타난 6개 인자에 대해 가중치 1을 동일하게 부여하였으며, 영향을 미치지 않는 토양 특성의 경우는 제외하였다. 6개 인자 중 역새 생장에 양의 영향을 끼친 토양 pH (지하부)는 Table 2에 나타난 토양개량제 순위를 그대로 반영하였으며, 지상부에 음의 영향을 끼친 탄질물과 지하부에 음의 영향을 끼친 유효인산의 경우에는 역순으로 반영하였다.

역새 생육에 2차 함수의 경향을 보인 인자는 각각의 인자에 대해 별도의 순위를 선정하였다(Table 5). 2차 함수의 경향을 보인 인자들은 인자 값이 0에서 기준치까지는 역새 생육이 증가하여 기준치일 때 역새의 생육이 최대치를 보이지만, 기준치를 초과한 이후에는 인자 값이 증가함에 따라 역새 생육이 감소하는 경향을 보인다. 따라서 기준치에 대해 가장 차이가 적은 순서로 점수를 부여하였다. 이를 위해 우선 Table 4에 표기한 기준치와 각각의 토양개량제가 나타난 값의 차이를 계산한 다음 각각의 차이 값에 대해 다시 분산분석과 던컨의 다중검정을 실시하여 순위를 순정하였다. 이에 따라 지상부에 대한 토양 pH는 바닥재 1%와 2%, 비산재 1%와 퇴비가 기준치와의 차이가 가장 적어 1순위로 나타났으며, AMD 슬러지 10%와 20%가 순위가 가장 낮았다. 지상부에 대한 유효인산의 경우에는 바닥재 1%와 2%, 비산재, 퇴비가 1순위였으며, 지상부 + 지하부에 대한 토양 pH는 바닥재 1%와 폐석회 + 굴폐각 1%, 퇴비가 1순위로 나타났다.

역새 생육 3개 인자와 토양특성 6개 인자 등 총 9개 인자에 대한 각각의 토양개량제 순위를 선정하고 이를 합산한 점수를 Table 6에 나타냈다. 이 결과는 순위의 합산이기 때문에 가장 값이 낮은 경우가 역새 생육에 가장 좋은 효과를 의미한다. 이에 따라 최종점수가 17점인 바닥재 1%가 폐금속광산 산림복구를 위해 역새를 식재할 경우 가장 효과적인 토양개량제로 선정되었다. 2순위로는 19점을 기록한 바닥재 2%가 선정되었으며, AMD 슬러지 10%가 가장 효과가 떨어지는 것으로 나타났다. 다만 본 우선순위에서는 각 토양개량제 처리에 필요한 비용은 반영되지 않았으므로, 실제 사업에 적용시 비용측면에 대한 고려가 필요하다.

Table 5. Difference values between standard and value of each treatment for each soil characteristics.

Treatment	Shoot		Shoot+Root
	soil pH	Av.P ₂ O ₅ (unit : mg kg ⁻¹)	soil pH
AMDS 10%	1.9c	64.0e	1.5cd
AMDS 20%	1.8c	64.6e	1.5cd
Battom Ash 1%	0.7a	42.2abc	0.8ab
Battom Ash 2%	0.8a	36.0ab	1.2bc
Fly Ash 1%	1.1ab	45.2bc	1.4bc
Fly Ash 2%	0.8a	42.7abc	1.2bc
Waste-Lime+Oyster 1%	1.1ab	49.9cd	0.8ab
Waste-Lime+Oyster 2%	1.4bc	43.5bc	1.1bc
Compost	0.6a	31.3a	0.3a
Control	1.5bc	58.5de	1.9d

*AMDS: Acid Mine Drainage Sludge.

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

Table 6. Total score of each treatment according to relationship between dry weight (shoot, root and shoot+root) of *M. sinensis* Anderss.) and soil chemical characteristics.

Treatment	Growth of <i>M. sinensis</i>			Soil Characteristics						Total
	Anderss.			soil pH			C/N ratio	Av.P ₂ O ₅		
	Shoot	Rhoot	Shoot+ Root	Shoot	Root	Shoot+ Root	Shoot	Shoot	Root	
AMDS 10%	4	3	3	3	1	3	3	5	1	26
AMDS 20%	5	1	1	3	1	3	3	5	1	23
Battom Ash 1%	2	2	1	1	4	1	2	1	3	17
Battom Ash 2%	1	4	1	1	4	2	1	1	4	19
Fly Ash 1%	4	3	2	1	3	2	3	2	3	23
Fly Ash 2%	2	4	3	1	4	2	1	1	3	21
Waste-Lime+Oyster 1%	3	4	3	1	2	1	2	3	2	21
Waste-Lime+Oyster 2%	4	4	4	2	1	2	2	2	3	24
Compost	4	3	3	1	3	1	1	1	5	22
Control	7	6	5	2	5	4	3	4	1	37

*AMDS: Acid Mine Drainage Sludge.

Conclusions

본 연구는 폐금속광산 산성토양 산림복구를 위해 토양개량제 처리가 토양특성과 식생생육에 미치는 영향을 규명하여 적정 토양개량제를 선별하기 위해 수행하였다.

1. AMD 슬러지 10%와 20%, 폐석회 + 굴폐각 1%가 산성토양을 중화하는데 가장 효과적이었으며, 폐석회 + 굴폐각 2%가 두 번째로 효과적이었다.
2. 억새 생육 촉진에 효과적인 토양개량제는 지상부는 바닥재 2%, 지하부는 AMD 슬러지 20%, 지상부 + 지하부를 합한 경우에는 바닥재 1%와 2%, AMD 슬러지 20%였다.

3. 역새의 생육에 미치는 토양 인자는 지상부는 토양 pH와 탄질률, 유효인산, 지하부는 토양 pH와 유효인산, 그리고 지상부 + 지하부는 토양 pH가 영향을 미치는 것으로 나타났다.
 4. 각 처리구별 역새의 생육, 역새의 생육에 미치는 토양 인자, 각 처리구별 토양 특성을 고려한 결과 바닥재 1%가 폐금속광산의 산성토양을 중화하고 역새를 식재하여 산림복구를 하기 위한 최적 토양개량제로 선정되었다. 2순 위로는 바닥재 2%가 선정되었다.
- 다만, 실제 사업에 적용할 경우 토양개량제 처리 방법 및 재료비 등 시공비용에 대한 고려가 필요하다.

Acknowledgement

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

References

- Atkinson, C.J. 2009. Establishing perennial grass energy crops in the UK: A review of current propagation options for *Miscanthus*. *Biomass Bioenerg.* 33:752-759.
- Chen, S. and A.R. Stephen. 2006. *Miscanthus Anderson*. Flora of China. 22. Science Press and Missouri Botanical Garden, Beijing, China.
- Christian, D.G. and E. Haase. 2001. Agronomy of *Miscanthus*. in : Jones, M.B., Walsh, M. (Eds.), *Miscanthus for Energy and Fiber*. James & James (Science Publishers) Ltd., London, U.K
- De Bartolomeo, A., L. Poletti, G. Sanchini, B. Sebastiani, and G. Morozzi. 2004. Relationship among parameters of lake polluted sediments evaluated by multivariate statistical analysis. *Chemosphere*. 55:1323-1329.
- Garcia-Gil, J.C., C. Plaza, P. Soler-Rovira, and A. Polo. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol. Bioch.* 32:1907-1913.
- Greef, J.M., M. Deuter, C. Jung, and J. Schondelmaier. 1997. Genetic diversity of European *Miscanthus* species revealed by AFLP fingerprinting. *Genet. Resour. Crop Ev.* 44:185-197.
- Grewilling, T. and M. Peech. 1960. Chemical soil tests. Bull. no. 960. Cornell Univ. Agric. Exp. Stn., New York, U.S.A.
- Jeong, J.H., K.S. Koo, C.H. Lee, and C.S. Kim. 2002. Physio-Chemical Properties of Korean Forest Soil by Regions. *Jour. Korean For. Soc.* 91(6):694-700.
- Jin, H.O., M.J. Lee, Y.O. Shin, J.J. Kim, and S.K. Jun. 1994. *Forest Soil*. Hyangmoonsa, Seoul, Korea.
- Joa, J.H., D.G. Moon, H.Y. Won, S.W. Koh, H.N. Hyun, and C.E. Lee. 2010. Effect of Consequent Application of Pig Manure Compost on Soil Chemical Properties and Dehydrogenase Activity in Volcanic Ash Soil. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 43(3):283-288.
- Jung, M.H., S.H. Lee, Y.S. Kim, and M.J. Park. 2016. Effects of soil neutralizing treatments to soil characteristics and growth of *Aster koraiensis* in the acid soil of abandoned metal mine. *Jour. Korean J. Soil. Sci. Fert.* 49(3):287-292.
- Jung, M.H., Y.S. Shim, T.H. Kim, J.Y. Oh, and Y.S. Jung. 2012. Characteristics of Soil Chemical Properties in Abandoned Coal Mine Forest Rehabilitation Areas in Mungyeong, Gyeongsangbuk-do. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 45(5):733-737.
- Kim, H.J., J. Yang, J.Y. Lee, and H.J. Sang. 2006. Leaching characteristics of heavy metals from abandoned mines

- wastes in the Namhan River shore. Korean Soc. of Soil Ground water Environ., Annu. Meet. 201-207.
- Kjeldahl, J. 1883. Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in Organischen Körpern. *Z. Anal. Chem.* 22:366-382.
- Lee, K.J. 2001. *Tree Physiology* (2nd ed.). Seoul Univ., Seoul, Korea.
- Lewandowski, I., J.C. Clifton-Brown, J.M.O. Scurlock, and W. Huisman. 2000. *Miscanthus*: European experience with a novel energy crop. *Biomass Bioenerg.* 19(4):209-227.
- MIRECO (Korea Mine Reclamation Corporation). 2014. Development of neutralization and improvement technology for acidic soil. Research Report. Mine Reclamation Corp., Wonju, Korea.
- Miro, M., J.M. Estela, and V. Cerda, 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* 63:201-223.
- Moon, Y.H., B.C. Koo, Y.H. Choi, S.H. Ahn, S.T. Bark, Y.L. Cha, G.H. An, J.K. Kim, and S.J. Suh. 2010. Development of “*Miscanthus*” the Promising Bioenergy Crop. *Kor. J. Weed Sci.* 30(4):330-339.
- Nsanganwimana, F., B. Pourrut, M. Mench, and F. Douay, 2014. Suitability of *Miscanthus* species for managing inorganic and organic contaminated land and restoring ecosystem services. A review. *Journal of Environmental Management*. 14:123-134.
- Oh, S.J., S.C. Kim, R.Y. Kim, Y.S. Ok, H.S. Yun, S.M. Oh, J.S. Lee, and J.E. Yang. 2012. Change of bioavailability in heavy metal contaminated soil by chemical amendment. *Soil Sci. Fert.* 45(6):973-982.
- Park, B.Y., Y.W. Uh, S.Y. Yang, S.M. Jang, J.H. Kim, and D.H. Lee. 2001. A study on the acidification of soil. *J. of the Korean Envi. Sci. Soc.* 10(4):305-310.
- Peech, M., L.A. Dean, and J. Reed. 1947. *Methods of soil analysis for soil fertility investigation*. Dep. Agric. Circ., Washington, D.C, U.S.A.
- Seo, S.W., S.G. Moon, C.M. Choi, and Y.K. Park. 2005. Concentration of Zn, Cu, and Pb in Soils and Accumulation of Its in Plants around Abandoned Mine Vicinity. *J. Lif. Sci.* 15(5):826-833.
- Song, Y.S., Y.H. Moon, G.D. Yu, I.S. Choi, Y.L. Cha, and K.S. Kim. 2018. Changes of Morphological and Growth Characteristics Collected *Miscanthus* Germplasm in Korea. *Weed Turf. Sci.* 7(1):22-34.
- Souki, K.S.A., B. Louvel, F. Douay, and B. Pourrut. 2017. Assessment of *Miscanthus x giganteus* capacity to restore the functionality of metal-contaminated soils: Ex situ experiment. *Appl. Soil. Ecol.* 115:44-52.
- Šourková, M., J. Frouz, and H. Šantrůčková. 2005. Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma*. 124:203-214.
- Sukul, P. 2006. Enzymatic activities and microbial biomass in soil as influenced by metalaxyl residues. *Soil Biol. Biochem.* 38:320-326.
- Tomoyoshi, M., K.K. Masami, and T. Takejiro. 2005. Effects of Pb, Cu, Sb, In and Ag contamination on the proliferation of soil bacterial colonies, soil dehydrogenase activity, and phospholipid fatty acid profiles of soil microbial communities. *Water Air soil poll.* 164:103-118.
- Troug, E. 1947. Soil reaction influence on availability of plant nutrients. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 11:305-308.
- Walkely, A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63:251-263.
- Wyszkowska, J., J. Kucharski, and W. Lajszner. 2005. Enzymatic activities in different soils contaminated with copper. *P. J. Environ. Stu.* 14:659-664.
- Yun, E.S., S.H. Park, J.Y. Ko, K.Y. Jung, K.D. Park, J.B. Hwang, and C.Y. Park. 2010. Vertical distribution of the heavy metal in paddy soils of below part at Gundong mine in Ilyang, Korea. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 43(5):468-473.
- Zub, H.W. and M. Brancourt Hulmel. 2010. Agronomic and physiological performances of different species of *Miscanthus*, a major energy crop. A review. *Agron. Sust. Dev.* 30:201-214.