



Bio-solids의 토양 안정화제 활용 가능성에 대한 연구 A Study on Bio-solids Applicability as Soil Stabilizer

양주경* · 강선홍 · 이춘원

Joo Kyung Yang* · Seon Hong Kang · Chun Won Lee

광운대학교 환경공학과

(2011년 3월 7일 접수 ; 2011년 4월 12일 수정 ; 2011년 4월 14일 채택)

Abstract

Recycling of industrial products as the stabilizers can be proper handling of industrial products and has positive side in terms of recycling of wastes. In this study, the final aims were to evaluate the usability as stabilizer of Bio-solids which was generated from contaminated soil with heavy metals after primary process and to compare the treatment efficiency with slag being currently applied in many existing sites. Soluble and exchangeable forms have closely related to pollution of groundwater and plant growth and they can be used to determine the effect of the stabilization efficiency. Slag and Bio-solids were tested to investigate the capacity of stabilizing arsenic. Slag treatment process 4 (PS-ball 5%) showed higher leachate concentration rather to 0.84% compared to treatment 1 (blank) based on an average of 0.63%. The other hand treatment 4 (Bio-solids 5%) showed the lowest soluble and exchangeable forms to 0.57% when Bio-solids was applied to stabilize arsenic.

Thus, the leaching of arsenic will be more reduced if the Bio-solids are used as stabilizer in stead of slag which is being currently used in many fields.

Key words : Stabilization, Arsenic, PS-ball, Bio-solids, Sequential extraction

주제어 : 안정화, 비소, 제강슬래그, 유기성 고화물, 연속추출

1. 서론

국내 광산의 90% 이상이 휴·폐광되어 자연 방치되어 있는 경우가 많다. 자연 방치된 폐 광산에서는 폐석, 지반침하, 광산배수, 광산폐기물 등에 의해 토양 및 지하수가 중금속에 오염되고 주변의 농작물이나 자연경관이 훼손되는 등의 광해가 발생하고 있다.

중금속 오염토양의 정화와 관련하여 다양한 기술들이 개

발되고 있으나, 정화기술의 대부분은 물리화학적 처리를 통해 토양 중 중금속의 농도를 낮추는 기술들로서 처리비용이 비교적 고가이며 처리과정에서 2차 부산물이 발생하며, 생태계의 교란을 야기시킬 수 있다는 등의 문제점들이 있다. 이런 문제점들 때문에 화학적 재제를 이용하여 토양내에 존재하는 중금속 침전, 흡착, 이온교환 등의 반응을 유도하여 안정화하는 방법이 적용되고 있다.

토양 중 유해물질을 안정화시키기 위해 유기물, pH 교정

* Corresponding author Tel:+82-10-9212-6815, Fax:+82-2-6211-7530, E-mail: yjk0806@hanmail.net(Yang, J.K.)

제, 인산염 등을 포함한 다양한 안정화제들에 대한 다수의 연구들이 수행되어 왔는데(이상환 등, 2008) 제강슬래그, Bio-solids 등 산업부산물의 재활용도 적극적으로 검토되고 있으며, 이는 산업부산물의 적절한 처리 및 폐자원의 재활용이라는 점에서 긍정적인 측면이 있다고 할 수 있다.

그러나 그동안 토양오염의 안정화 현장에서 주로 사용되고 있는 제강슬래그는 제철소에서 제강작업시 발생하는 부산물로 도로의 보조기층용재 등 토목용으로 재활용되고 있어 비교적 고가에 거래되고 있는 단점이 있다. 따라서 본 연구는 제강슬래그의 대체 안정화제로 유기성슬러지에 생석회 등의 고화제를 혼합하고 안정화시켜 환(丸)상태로 제조한 Bio-solids의 활용가능성을 평가하면서 제강슬래그와의 효율성 등을 비교 분석하였다.

2. 연구내용 및 방법

2.1. 시료채취

오염된 토양시료는 강원도 00지역의 폐광산 주변 토양을 채취하였으며 표토로 사용한 토양은 충남 00군 내의 농경지에서 채취하였고, 시료 채취가 가능한 위치를 10곳 선정하였으며, 동일한 위치에서 3지점 연속으로 시료를 채취한 후 혼합하여 총 400kg을 채취하였다. 표토층(0~15cm) 또는 필요에 따라 표토층 하부의 토양을 모종삽을 이용하여 채취하였으며, 채취 시 토양 표면의 잡초나 유기물 등 이물질 층을 제거하였다.

2.2. 실험재료

오염토양 내 오염성분을 처리하기 위한 안정화 처리제로는 제철소에서 제강작업시 발생하는 부산물인 제강슬래그와 Bio-solids라는 T사의 유기성 고화물을 사용하였다.

Bio-solids는 하수슬러지, TS-101(생석회, 무수석고, 실리카, 산화철 등을 혼합한 고화제), TS-103(탈취제)을 혼합기에서 혼합하여 만들어지는데 우선 TS-101 투입시 흡수발열반응에 의해 수분 절감 및 하수슬러지 표면의 개질

이 일어나 입자의 단결화를 이루어 암밀촉진 효과를 얻을 수 있고, 생석회 내 CaO와 TS-101 내 SiO₂ 성분에 의해 칼슘실리케이트 반응이 유도되어 강도를 확보할 수 있는 고화 반응이 일어난다. 혼합 I 단계에서 고화반응의 유도가 일어나고 동시에 발생하는 암모니아 가스를 흡착 제거하기 위해 혼합 II 단계에서는 미세한 다공성 공극을 가진 TS-103을 투입하여 혼합한다. 위의 I-II 단계 혼합과정을 거쳐 생산된 1차 고화물을 안정화단계로 이송시킴으로써 입자의 균질화를 도모한 고화물(2007, 김민길)을 이용하여 지름 0.5~1cm의 환(丸)상태로 제조하였다.

2.2.1. 제강 슬래그(PS Ball)

제강슬래그(PS Ball)의 pH를 측정된 결과 일반적인 제강슬래그의 pH인 11~12보다 다소 낮은 9.43으로 약염기성을 나타냈으며, EPA 3501a법에 따라 제강슬래그(PS ball)의 중금속 함유량을 분석한 결과, 비소는 0.2mg/kg으로 나타났고, 기타 나머지 중금속도 0.08~2.98mg/kg으로 측정되었다. SEM 분석결과, 입자는 큰 구형으로 결정이 뚜렷하고 표면은 다소 울퉁불퉁하여 거친 모습을 나타내며, 미세입자들이 부착되어 있음을 알 수 있다.

XRD 분석결과, 30°, 35°, 43°, 57°, 62° 근처에서 Magnesioferrite(MgFe₂+3O₄), Iron Oxide(Fe₃O₄), Iron Silicon Oxide(Fe_{2.95}SiO_{0.05}O₄)의 Peak를 찾아볼 수 있다. XRF 분석결과, Fe₂O₃가 59.86%로 가장 높게 나타났고 다음으로 CaO가 23.66%로 나타나 Fe₂O₃와 CaO가 전체의 84% 정도를 차지하고 있음을 알 수 있으며, 그 외에 MnO, SiO₂, Al₂O₃가 6.03%, 5.51%, 2.39%를 차지하고 있다. XRD와 XRF 분석결과, 제강슬래그(PS Ball)를 이루고 있는 주성분은 중금속을 흡착하는데 큰 역할을 하는 Fe₂O₃를 포함한 철산화물들로 이루어져 있음을 알 수 있었다.

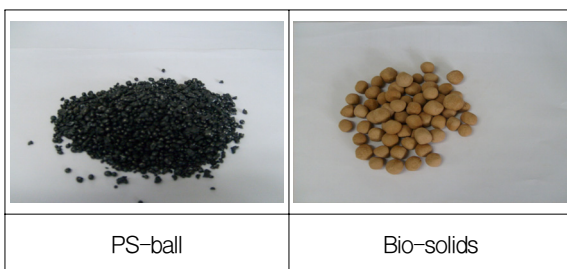


Fig. 1. Shape of stabilizer

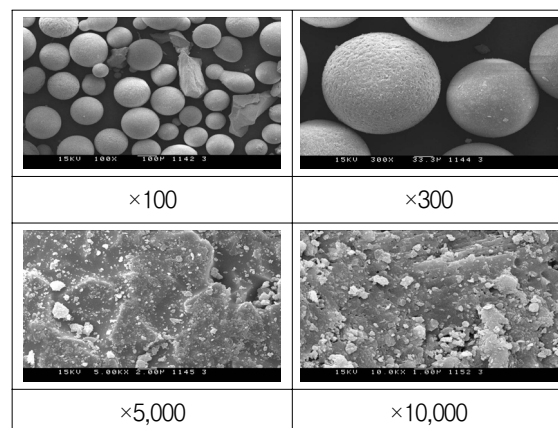


Fig. 2. SEM picture of PS-ball

2.2.2. 유기성 고화물(Bio-solids)

유기성 고화물(Bio-solids)의 pH를 측정된 결과 생석회
의 첨가로 인해 pH 범위는 12.1 정도로서 강알칼리 상태를
유지하고 있는 것으로 나타났다.

SEM 분석결과, 입자는 침상결정과 벌집형의 반응생성물
이 다수 관찰되며 결정이 뚜렷하고 표면은 다소 울퉁불퉁하
여 거친 모습을 나타내고 있음을 알 수 있다.

XRD 분석을 실시한 결과 검출된 주요성분은 Ca(OH)₂,
SiO₂, FeO, Al₂O₃ 등 이었으며 CaO, SiO₂, Al₂O₃, H₂O가
반응하여 생성되는 CSH 등과 같은 수화물임을 알 수 있었
다. XRF 분석결과, CaO 19.82%, Fe₂O₃ 5.50%, P₂O₅
13.31%, Al₂O₃ 16.17%, SiO₂ 10.62%를 차지하고 있다.
XRD와 XRF 분석결과, 유기성 고화물(Bio-solids)을 이
루고 있는 주성분은 비소 및 중금속 등과 흡착 및 공침을
유도하는 역할을 하는 칼슘산화물, 알루미늄산화물, 철산화
물들로 이루어져 있음을 알 수 있었다.

2.3. 실험방법

실제 현장 오염토양에 2종류의 안정화제를 주입하여 적용
할 경우 비소의 안정화 효율을 측정하기 위해 Pilot scale로
실험하였다. 시험장치는 가로:세로:높이를 30cm:
30cm:100cm로 제작하였으며, 불투수성(합판) 재료로 기
본틀을 제작하여 Figure 4와 같이 오염토양에 안정화 처리
재료를 혼합한 안정화층이 30cm 그리고 그 상부에 비오염
토를 40cm 높이로 충분히 복토할 수 있도록 하였다. 이 때
처리구 맨 하부 지점에 배출구와 처리구 설치시 바닥 기울
기를 5%로 적용하여 각 처리구 토양 내 침출수의 채취가
용이하도록 하였다.

또한, 안정화제 투입량은 현재 토양오염 현장에서 주로
사용되고 있는 제강슬래그(PS Ball)의 투입율이 대부분
5% 이내이기 때문에 이와 비교하기 위하여 제강슬래그(PS
Ball)와 유기성 고화물(Bio-solids)의 첨가비율을 각각

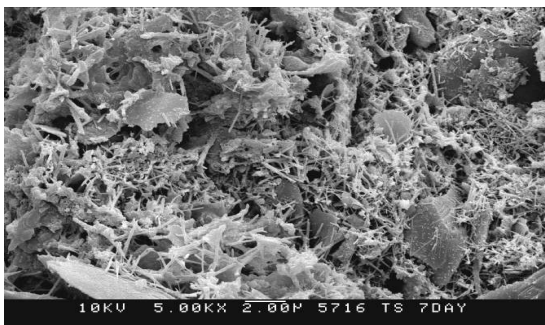


Fig. 3. SEM picture of Bio-solids(×5000)

1%, 3%, 5%(무게로는 3.2kg, 9.6kg, 16kg)로 하였으며,
각각의 실험결과를 통해 제강슬래그(PS Ball)와 유기성 고
화물(Bio-solids)의 안정화 효율을 비교 평가하였다.

시험장치의 개요도는 Figure 5에 제시된 바와 같으며, 건
물 옥상에 두어 비와 바람에 노출시킴으로써 일반적인 환경
과 유사하게 하였으며, 장기간 비가 오지 않아 건조해질 경
우에는 미리 받아둔 빗물을 주기적으로 주입하여 토양이 포
화된 상태를 유지하도록 하였다.

실증시험 처리구를 설치한 후 5개월 동안 1개월에 1회씩
각 4개 처리구 내 안정화층인 하부 토양을 총 5회를 채취하
여 비소 및 중금속 성분을 분석하였으며, 중금속 농도는 회
당 3회씩 반복 실험한 후 그 평균값을 나타내었다.

3. 연구결과 및 토의

3.1. 오염 및 복토 토양 특성

3.1.1. 중금속 용출시험

토양오염공정시험방법에 따라 분석한 결과를 Table 1에
나타내었는데 복토토양의 경우 토양오염우려기준 2지역 기
준을 모두 만족하였으며 비소는 불검출 되었다. 반면 광산
토의 경우 비소는 토양오염우려기준 2지역 기준인
50mg/kg의 약 1.6배인 79.3mg/kg으로 높게 나타났으며,
기타 나머지 중금속은 토양오염우려기준 2지역 기준을 만
족하는 것으로 조사되었다.



Fig. 4. Shape of pilot

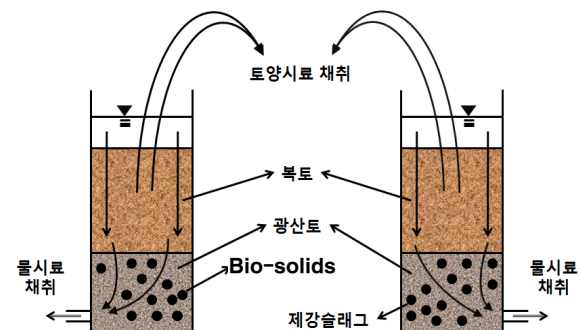


Fig. 5. Schematic diagram of pilot test

Table 1. Heavy metals concentration of a mine soil

(unit : mg/kg)

Heavy metals		As	Cd	Cr ⁶⁺	Cu	Ni	Pb	Zn
토양오염우려기준(2지역)		50	10	15	500	200	400	600
conc.	mine soil	79.3	2.29	0.11	3.41	14.9	24.1	417
	surface soil	ND	0.07	0.06	4.15	30.8	5.05	99.8

Table 2. Heavy metals concentration of a mine soil(Flushed by rain water)

(unit : mg/L)

Heavy metals		As	Cd	Cr ⁶⁺	Cu	Ni	Pb	Zn
Concentration		3.04	0.038	0.057	1.242	1.972	2.317	3.516
먹는물의 수질기준 ^{a)}		0.01	0.005	0.05	1 ^{c)}	-	0.01	3 ^{d)}
지하수 수질기준(생활용수) ^{b)}		0.05	0.01	0.05	-	-	0.1	-

a) 먹는물 수질기준 및 검사 등에 관한 규칙 [별표1] 먹는물의 수질기준(건강상 유해영향 무기물질에 관한 기준)

b) 지하수의 수질보전 등에 관한 규칙 [별표4] 지하수의 수질기준

c), d) 먹는물 수질기준 및 검사 등에 관한 규칙 [별표1] 먹는물의 수질기준(심미적 영향물질에 관한 기준)

Table 3. Heavy metals concentration of a mine soil

(unit : mg/kg)

Heavy metals	As	Cd	T-Cr	Cu	Pb	Zn	Ni	Mn	Hg
surface soil	N.D	7.4	58.2	33.9	26.5	124	40.1	730	0.041
mine soil	442	9.1	23.6	30.6	276	499	21.1	1748	0.060

강우시 광산토와 접촉한 빗물의 중금속 농도와 이 빗물에 의한 주변 환경으로의 오염여부를 판단하기 위해 우수에 의한 용출실험을 추가로 수행하였으며, 그 결과를 Table 2에 제시하였다.

Table 2에 나타난 바와 같이 비소의 경우 3.04mg/L로 우수에 의해 발생한 침출수가 주변토양이나 지하수로 이동될 경우 토양 및 지하수의 오염 가능성이 우려된다. 나머지 중금속의 경우도 농도가 0.038~3.516mg/L로 측정되어 Cd, Cr⁶⁺, Cu, Pb, Zn 항목에 대해서 먹는물의 수질기준과 지하수 수질기준을 초과하는 것으로 나타났다.

3.1.2. 중금속 함유량 시험

토양중에 함유되어 있는 중금속 량을 분석하기 위하여 함유량 분석을 실시하였으며, 분석방법은 미국 EPA에 규정되어 있는 EPA3051a 방법을 적용하였다. Table 3에 나타난 바와 같이 함유량 분석결과 복토토양에서는 비소가 검출되지 않았으며 오염토양에서는 비소가 442mg/kg 수준으로 나타났다. 특히, 오염토양의 경우 폐광산 주변 토양으로

일반적인 농경지 토양인 복토토양에 비해 납, 아연, 망간의 함유량이 2.4~10.4배 이상 높게 조사되어 주변환경으로의 오염 잠재성을 크게 갖고 있는 것으로 판단된다.

3.1.3. 토양의 pH 및 이화학적 특성

토양의 pH 및 이화학적 특성은 Table 4에 나타내었는데 토양의 화학적 성질을 나타내는 가장 중요한 인자 중의 하나인 토양의 pH는 토양 시료 5g을 달아 50mL 비이커에 취하고 증류수 25mL를 넣어 때때로 유리막대로 저어주면서 1시간 방치 후 pH 미터를 시판되는 pH 표준액으로 보정한 후 측정(환경부 2010)한 결과, 복토토양의 경우 5.41로 논토양의 pH 적정범위인 6.0~6.5보다 다소 낮으며, 오염토양의 경우 7.24로 중성을 나타내었다.

특히 유기물 함유량(O.M)의 경우 복토토양 7.11%, 오염토양 5.39%로 오염토양에 비해 복토토양이 약간 높게 나타났는데 이는 복토토양이 농경지 토양으로 식물재배 등에 따른 유기물이 포함되어 있었기 때문으로 생각된다. 따라서 복토토양의 유기물이 비교적 많으므로 차후 오염토양을 안정화

Table 4. Physicochemical characteristics of a mine soil

구분	pH	EC (dS/m)	CEC (cmol ⁺ kg ⁻¹)	Av.P ₂ O ₅ (mg Kg ⁻¹)	O.M (%)	Ex.cation(cmol ⁺ kg ⁻¹)		
						Ca	Mg	Na
surface soil	5.41	0.05	4.25	105.98	7.11	1.30	0.45	0.32
mine soil	7.24	0.15	14.25	303.88	5.39	9.17	1.55	0.23

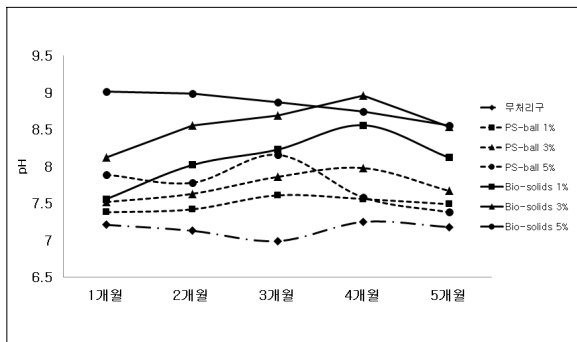


Fig. 6. pH change of a mine soil in pilot test

시킨 후 복토토양으로 사용하여도 중금속 등에 오염되어 있지 않으므로 식물재배에 부정적인 영향은 없을 것으로 판단된다.

전기전도도(EC)는 토양중에 존재하는 염류의 농도를 알 수 있는 지표로서 염류가 토양속에 쌓이게 되면 삼투압을 증가시켜 물의 흡수를 막아 물속에 녹아 있는 각종 양분의 흡수를 방해하는데 복토토양은 0.05dS/m, 오염토양은 0.15dS/m로 복토토양에 비해 오염토양이 높게 나타났다.

양이온교환능력(CEC)는 건조토양 1kg이 교환할 수 있는 양이온의 총량을 cmol로 나타낸 것으로서 복토토양은 4.25cmol/kg, 오염토양은 14.25cmol/kg로 나타났으며, Av.P₂O₅는 평균 인광물로서 비료의 3대영양소 중 인의 함유량을 나타낸 것으로 복토토양은 105.98mg/kg, 오염토양은 303.88mg/kg로 나타났다. Ex.cation은 토양의 나트륨 흡착비(SAR)를 구하기 위한 농도로서 토양에 흡착하는 Na⁺의 양이온 교환 용량 점유율 추정에 이용된다.

3.2. 각 처리구별 오염토양 및 안정화층

3.2.1. 오염토양 및 안정화층 토양의 pH

현장실증시험 처리구 설치 후부터 각 처리구 내 오염토양 및 안정화층 토양 pH를 Figure 6에 나타내었다.

처리구 내 토양의 pH는 1처리구(무처리)보다 안정화 처리재료를 적용시킨 처리구에서 모두 뚜렷하게 높은 경향을 나타내었으며, 혼합비가 증가할수록 높은 pH를 보여 각 처

리구내 오염토양과 안정화재료가 적절하게 혼합된 것으로 예상된다. 대부분의 양이온성 중금속 성분들이 토양의 pH가 상승되면 토양 내 상대 음이온과 침전하여 토양 내 이동성 및 식물의 이용도가 낮은 형태로 전환된다는 점을 고려하여 볼 때(Basta, N.T, 2004), 대조구(무처리)에 비해 각 처리구별로 안정화재료를 적용시킨 처리구들은 상대적으로 높아진 pH에 의해 토양 내 양이온의 중금속 오염성분들의 안정화가 예상되었다.

3.2.2. 각 처리구별 오염토양 및 안정화층의 중금속 분석 결과

Table 5에 토양오염공정시험결과를 나타내었다. 5개월 동안 1개월에 1회씩 각 처리구의 오염토양과 안정화층 토양의 중금속농도를 분석 실험한 결과, 시료채취일 마다 처리구 토양 내 중금속 성분들의 비균질적인 분포에 기인하여 중금속 농도가 시험기간 경과에 따라 일정한 경향을 보이지 않고 있는 것으로 예상되나, 각 처리구내 오염토양 및 안정화층 토양은 대상지역의 중금속 오염성분인 비소가 토양오염우려기준 이상을 대부분 초과하였고, 비소와 카드뮴 성분들이 안정화재료 처리전과 처리후 차이가 거의 없는 것으로 나타났다.

우리나라의 토양오염공정시험방법은 가용성 분석물질에 대해서는 0.1N염산추출법(As는 1N염산추출법)을 이용하고, 전함량 분석물질에 대해서는 왕수(염산+질산)를 이용하여 토양을 완전 분해한 후 그 농도를 분석하도록 되어 있다. 가용성 분석대상물질을 용출하는 0.1N 염산용액과 1N 염산용액은 그 pH의 이론적 농도가 각각 pH=1과 pH=0으로 아주 낮은 편이며, 특히 가용성분석대상물질(Cd, Cu, Pb, As) 중 카드뮴(Cd)는 0.1N 염산추출법에 의하여 전함량의 최대 85%까지 용출될 수 있다고 보고되었다.

또한 전함량 분석을 위해 이용하는 왕수(염산+질산)도 토양을 분해할 정도로 강한 산(acid)이라고 할 수 있다. 이러한 강산성용액을 사용하는 토양 중금속 추출방법은 실제 지하수로 용출될 수 있는 토양 내 오염성분들의 이동성과 식물이용도를 나타내기에는 어렵다는 Hartley(2004)의 연구내용을 고려하여 볼 때, 우리나라 토양공정시험법으로

Table 5. Heavy metals concentration change of a mine soil in pilot test

(unit : mg/kg)

구 분	Blank	PS-ball			Bio-solids			
		1%	3%	5%	1%	3%	5%	
1개월	As	77.59	57.23	55.29	61.57	50.32	45.89	40.56
	Cd	2.49	2.10	2.83	2.78	2.53	2.31	2.38
	Zn	339.4	301.2	305.4	289.4	298.4	299.5	287.5
2개월	As	78.53	48.57	51.32	58.24	42.87	50.34	61.23
	Cd	2.45	2.43	2.39	2.12	2.32	2.22	2.29
	Zn	320.5	278.5	303.4	342.7	301.4	311.4	316.9
3개월	As	68.72	63.21	60.41	47.23	49.34	54.58	50.38
	Cd	2.89	2.38	2.10	2.32	2.24	2.20	2.37
	Zn	397.4	319.5	328.5	345.3	298.4	289.4	299.4
4개월	As	63.27	69.54	41.25	50.24	67.43	62.89	48.32
	Cd	2.39	2.23	2.21	2.18	2.39	2.40	2.30
	Zn	278.5	267.4	270.6	289.5	256.4	278.3	265.6
5개월	As	67.52	49.83	32.57	70.34	64.56	70.12	67.29
	Cd	2.48	2.30	2.26	2.28	2.20	2.34	2.31
	Zn	261.5	241.5	308.4	307.5	287.4	254.5	249.2

토양 내 여러 가지 형태로 존재하는 오염성분 중 용해도가 높은 형태를 상대적으로 낮은 용해도를 갖는 형태로 전환시키는 안정화 공법의 효과를 검토하기에는 어려울 것으로 판단되었다.

따라서 다음 절에서 다루는 연속추출법에 의한 분석결과를 살펴봄으로써 안정화처리에 의한 오염도층의 처리효과를 살펴보는 것이 타당할 것으로 판단된다.

3.2.3. 오염토 및 안정화층 토양의 분획특성

(1) 토양내 중금속 물질의 존재형태

오염물질의 종류와 농도에 못지 않게 주요한 특성이 존재 형태이다. 토양 내 오염물질의 존재형태는 토양의 pH, 산화 환원조건, 유기물함량, 토양의 광물학적 조성(산화물, 탄산 화물, 점토광물)에 영향을 받는다.

토양 내 존재하는 중금속 오염물질들의 존재형태는 이온 교환형태(Exchangeable fraction), 환원형태(Reducible fraction), 산화형태(Oxidizable fraction), 그리고 잔류형태(Residual fraction) 등으로 나눌 수 있다.

따라서 안정화제(PS-ball 및 Bio-solids) 적용으로 인한 대상오염토양 내 중금속 오염성분의 처리효과를 검토하기 위해 각 처리구별 채취한 오염토 및 안정화층 토양시료들에 대해서 중금속 연속추출법을 실시하여 중금속의 존

재형태 특성을 카드뮴과 비소 위주로 알아보아 안정화층에 대한 안정화를 평가하였다.

(2) 카드뮴 분획 특성

관측기간동안 각 처리구별로 채취한 오염토 및 안정화 처리도에 대해서 연속추출법을 실시한 결과 대상오염토양의 주요 오염성분인 카드뮴의 중금속 결합형태 중 수용성 및 교환성 형태의 카드뮴은 각 처리구에 대한 1~5차 측정 값을 평균한 결과 7.17%의 1처리구(무처리) 기준으로 안정화 처리를 적용한 2~4처리구에서 감소하는 경향을 나타내었다.

Figure 7에 제시된 바와 같이 PS-ball을 안정화제로 적용한 경우 평균적으로 2처리구(PS-ball 1%)는 5.90%, 3처리구(PS-ball 3%)는 5.56%, PS-ball의 혼합비가 가장 높은 4처리구(PS-ball 5%)는 5.10%로 가장 낮은 수용성 및 교환성 카드뮴 효율을 나타내었다.

반면에 Figure 8에 제시된 바와 같이 Bio-solids를 안정화제로 적용한 경우 수용성 및 교환성 형태의 카드뮴은 평균 7.17%의 1처리구(무처리) 기준으로 2처리구(Bio-solids 1%)는 3.79%, 3처리구(Bio-solids 3%)는 3.53%, Bio-solids의 혼합비가 가장 높은 4처리구(Bio-solids 5%)는 2.92%로 가장 낮은 수용성 및 교환

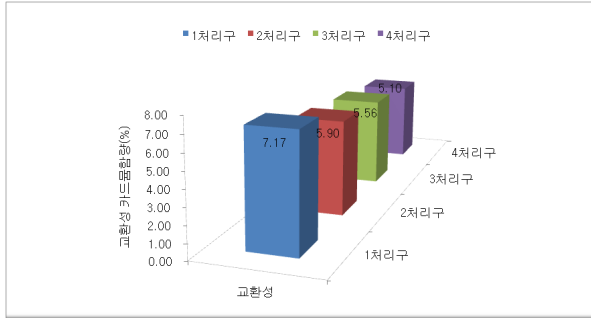


Fig. 7. Cd conc. in mime tailings by sequential extraction method (PS-ball)

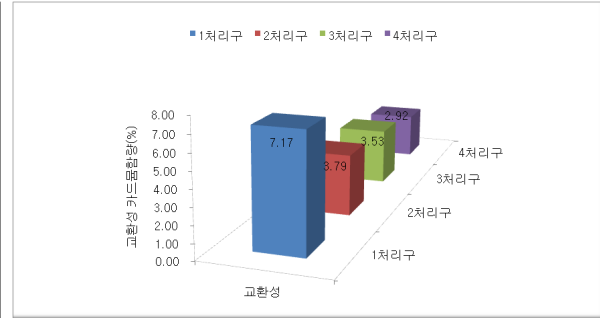


Fig. 8. Cd conc. in mime tailings by sequential extraction method (Bio-solids)

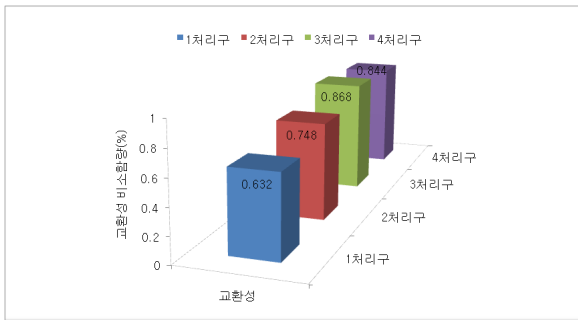


Fig. 9. As conc. in mime tailings by sequential extraction method (PS-ball)

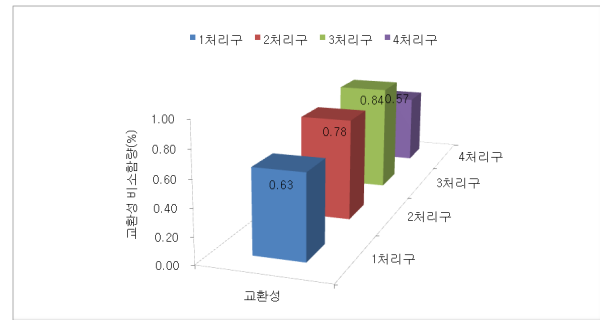


Fig. 10. As conc. in mime tailings by sequential extraction method (Bio-solids)

성 카드뮴 효율을 나타내었다.

종류별 안정화제 비교시 PS-ball보다 Bio-solids가 안정화 판단지표인 수용성 및 교환성 형태가 평균 약 2배 정도 감소하는 경향을 보임으로서 수용성 및 교환성 카드뮴에 대한 안정화 효과가 더 우수한 것으로 판단된다.

(3) 비소 분획 특성

비소의 경우에는 안정화 처리제의 반응에 따른 영향으로 pH가 증가하여 초기에는 1처리구(무처리)에 비해 안정화 재료로 처리한 2~4처리구에서 약간 증가하는 경향을 나타내었으나, 그 정도가 미미하여 큰 문제가 없을 것으로 예상된다.

Figure 9, 10은 토양 내 오염성분의 이동성 및 식물이용도에 가장 영향이 큰 수용성 및 교환성 비소에 대하여 전함량을 기준으로 나타낸 것이다. 그림에서 보는 바와 같이 관측기간 동안 처리구 토양 내 수용성 및 교환성 형태의 비소는 평균 0.63%의 1처리구(무처리) 기준으로 PS-ball을 안정화제로 적용한 경우 2처리구(PS-ball 1%)는 0.75%, 3처리구(PS-ball 3%)는 0.87%, PS-ball의 혼합비가 가

장 높은 4처리구(PS-ball 5%)는 0.84%로 무처리에 비해 다소 증가한 수용성 및 교환성 비소 효율을 나타내었다.

반면에 Bio-solids를 안정화제로 적용한 경우 수용성 및 교환성 형태의 비소는 평균 0.63%의 1처리구(무처리) 기준으로 안정화 처리를 적용한 2~3처리구에서 각 처리구마다 다소 증가경향을 나타내었는데 2처리구(Bio-solids 1%)는 0.78%, 3처리구(Bio-solids 3%)는 0.84%로 다소 증가하였으며 Bio-solids의 혼합비가 가장 높은 4처리구(Bio-solids 5%)는 0.57%로 가장 낮은 수용성 및 교환성 카드뮴 효율을 나타내었다.

안정화제로 PS-ball를 적용할 경우 비소가 1처리구에 비해 증가한 2~4처리구의 경우 CaO 성분이 일반적으로 pH를 증가시켜 비소의 용출성을 높이는 특성이 있고 처리구 내 토양 pH가 1처리구에 비해 상대적으로 2~4처리구에서 높게 나타난 것을 감안할 때 본 연구에서 안정화 처리재료로 사용된 PS-ball 성분중 CaO에 의해 토양의 pH가 상대적으로 증가되어 비소의 용출성을 증가시켰기 때문인 것으로 판단되었다.

반면에 안정화 처리재료로 Bio-solids를 적용할 경우 비

소의 증가율은 Bio-solids 3%를 적용한 3처리구에서 가장 높았고 5%로 가장 높은 혼합비를 적용시킨 4처리구에서는 다소 감소하는 경향을 나타내었는데 이는 Bio-solids에 다량 함유하고 있는 비소흡착성분인 철과 칼슘의 영향을 받은 것으로 예상되었다.

따라서 현재 안정화제로 많이 현장에 적용되고 있는 제강슬래그보다 본 연구에서 적용한 Bio-solids를 사용할 경우 비소의 용출성을 감소시킬 수 있을 것으로 판단되었다.

4. 결 론

산업부산물의 안정화제로서 재활용은 산업부산물의 적절한 처리라는 측면과 폐자원의 재활용이라는 점에서 긍정적인 측면이 있다고 할 수 있다. 본 연구는 다양한 중금속 등으로 오염된 토양에서 폐기물로 발생하는 Bio-solids를 1차 가공 처리하여 안정화제로서의 활용가능성을 평가하며 기존 현장에서 적용되고 있는 제강슬래그와의 효율을 비교 분석 하기 위해 수행하였다. 수용성 및 교환성 형태는 지하수 및 식물의 오염과 밀접한 관계가 있으며 안정화 처리공법의 처리효과를 판별할 수 있는 결합 형태로서 비소를 살펴보면 제강슬래그를 사용하였을 때 평균 0.63%의 1처리구 기준으로 4처리구(PS-ball 5%)는 0.84%로 다소 증가한 반면 Bio-solids를 안정화제로 적용한 경우 4처리구(Bio-solids 5%)는 0.57%로 가장 낮은 수용성 및 교환성 형태를 나타내었다. 따라서 현재 안정화제로 많이 현장에 적용되고 있는 제강슬래그보다 본 연구에서 적용한 Bio-solids를 사용할 경우 오염토양에 약 5%의 중량비로 혼합하여 적용한다면 비소 등의 용출성을 감소시킬 수 있을 것으로 판단된다.

그러나 Bio-solids의 토양 안정화제에 대한 평가는 토양 중금속의 분획특성 뿐만 아니라 토양수와 침출수에 의한 평가도 병행되어야 할 것으로 사료되며, 이에 대한 추가적인 연구를 진행중에 있다.

사 사

본 연구는 환경부의 “토양지하수복원관리 환경기술교육 혁신지원사업단”의 지원을 받은 과제입니다.

참고문헌

1. 이상환, 고주인, 이진수(2008) 중금속 오염토양 처리에 있어 안정화제의 효율평가, *2008 광해방지심포지엄*, pp 99~104
2. 김민길(2007) 정수장 슬러지를 활용한 하수슬러지의 고화처리 및 복토재 제조방안, *충남대학교 공학박사학위논문*
3. 남영우, 박태욱, 박주양, 박경태(2001) 성토재로의 재활용을 위한 하수슬러지의 석회계 고화제를 이용한 안정화 연구, *한국폐기물학회지 Vol 18*, No 7, pp 612~618
4. 남영우, 박태욱, 박주양(2000) 매립지 복토재로의 재활용을 위한 하수슬러지의 부산석회계 고화제를 이용한 안정화 연구, *한국폐기물학회지 Vol 17*, No 5, pp 658~664
5. 정하익, 송봉준, 김상근, 윤희철, 강석주, 강진수, 이재영(2004) 하수슬러지 고화물의 일일복토재 재활용을 위한 공학적 및 환경적 특성분석, *한국폐기물학회지 추계학술발표논문집* pp 359~362
6. 환경부(2010) 토양공해공정시험법
7. Bhumbra, D.K. and Keefer, R.F.(1994) Arsenic mobilization and bioavailability in soils, in Niragu, J.O(ed) Arsenic in the environment, *Advances in environmental science and technology*, Vol 26, pp 51~81
8. Basta, N.T and McGowen, S.L(2004) Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smlter contaminated soil, *Environmental pollution* 127(1), pp 73~82
9. Hartley, W.(2004) Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short and long term leaching test, *Environmental pollution* 131, pp 495~504