

삼산제일광산 광미 내 유해 미량원소의 오염 및 이동도

연규훈¹ · 이평구^{1*} · 염승준¹ · 최상훈²

¹한국지질자원연구원 지질환경재해연구부, ²충북대학교 지구환경과학과

Contamination and Mobility of Toxic Trace Elements in Tailings of Samsanjeil Mine

Kyu-Hun Yeon¹, Pyeong-Koo Lee^{1*}, Seung-Jun Youm¹ and Sang-Hoon Choi²

¹Department of Geological and Environmental Hazards, Korea Institute of Geoscience & Mineral Resources, Daejeon 305-350, Korea

²Department of Earth and Environmental Sciences, Chungbuk National University, Cheongju 361-763, Korea

In order to examine the extent of environmental contamination at abandoned Samsanjeil Cu mines in Kosung-kun, Kyeongsangnam-do, we have investigated the contaminations and mobility of toxic trace elements from mine wastes including about 280,000 tonnages of tailings by chemical experiments (total extraction, partial extraction by 0.1N HCl and sequential extraction procedure). Total concentrations of trace elements showed that Cu, As, Co, Zn, Pb, and Cd concentrations in tailings were 14.0, 3.6, 3.1, 2.1, 2.1 and 1.6 times greater than those in background soil, respectively. From the proportion of metals bound to the exchangeable and carbonate fractions, the comparative mobility of metals decrease in order of Zn(29.0%)>Cu(12.3%)>Pb(9.6%)>Cd(3.0%)>As=Co(0.0%). Based on the concentrations, chemical speciations of tailings, waste rock and nearby soil, it was revealed that Cu and Zn were the most possible elements to contaminate the surrounding environment in Samsanjeil mine area. In addition, the tailings had total trace metal concentrations below Dutch guideline values except Cu, and they might not affect adverse impact on environment.

Key words : Samsanjeil Mine, tailings, toxic trace elements, mobility

경상남도 고성군 삼산제일 동광산 주변 지역에 방치되어 있는 약 28만 톤의 광미를 포함한 광산폐기물에 의한 주변 환경의 오염정도를 평가하기 위하여 광미, 폐광석, 주변토양을 대상으로 화학분석(전함량분석, 토양오염공정시험법, 연속추출)을 통하여 유해 미량원소의 함량 및 이동도를 알아보았다. 광미 내 유해 미량원소의 전함량을 배경토양과 비교했을 때, 부화도가 높은 순서는 Cu(14.0배)≫As(3.6배)>Co(3.1배)>Zn(2.1배)=Pb(2.1배)>Cd(1.6배) 순이다. 광미 내 유해 미량원소의 존재형태(fraction I+fraction II)를 알아본 결과, 이동이 가능한 존재형태가 많은 순서는 Zn(29.0%)>Cu(12.3%)>Pb(9.6%)>Cd(3.0%)>As=Co(0.0%) 순으로 나타난다. 광미, 폐광석, 주변토양 내 유해 미량원소의 함량 및 존재형태를 고려해 볼 때, 주변 환경을 오염시킬 가능성이 있는 유해 미량원소는 구리(Cu)와 아연(Zn)인 것으로 판단된다. 한편, 광미 내 유해 미량원소의 함량을 네덜란드의 기준과 비교한 결과, Cu를 제외한 나머지 원소가 환경에 미치는 영향은 없을 것으로 추정되었다.

주요어 : 삼산제일광산, 광미, 유해 미량원소, 이동도

1. 서 론

전국 폐금속광산 지역에 방치되어 있는 광산 폐기물 내 유해 미량원소들은 분진 또는 침출수 등을 통해 주

변 생태환경으로 확산되어 주변 토양과 지표수 및 지하수의 수질에 영향을 미치며 생태계는 물론 인간의 건강을 위협하고 있다. 광미와 폐광석은 다량의 유해 미량원소를 함유하며 세립으로 분쇄되어 있어 지표수

*Corresponding author: pklee@kigam.re.kr

나 지하수에 의해 쉽게 반응하여 유해 미량원소를 이동시킨다. 이렇게 이동된 유해 미량원소는 자연 상태에서 희석되거나 인위적으로 제거되지 않는 한 영구적으로 잔류하는 특성을 가졌다. 특히 유해 미량원소에 의해 농경지가 오염되면 농경지의 작물 성장에도 영향을 미칠 뿐만 아니라 이를 식물을 섭취하는 동물과 최종 포식자인 인간의 건강에 치명적인 피해를 입힐 수도 있다. 광미와 폐광석으로부터 기인한 오염물질은 하류방향으로 점진적으로 오염을 확산시키는 특성을 가지며, 특히 이들 폐광산 주변에 주거지가 위치하고 있을 때, 그 위험성이 보다 심각하여 폐금속광산에 대한 처리 및 복원이 시급한 문제이다. 이러한 폐금속광산을 효율적 경제적으로 복원 및 처리를 하기 위해서는 무엇보다도 오염물질의 기원, 오염원소 및 확산정도를 파악하여야 한다.

한편, 지표환경에서 유해 미량원소의 환경오염 평가는 유해 미량원소의 전함량 분석만으로는 충분하지 않으며, 최근의 연구에서는 지표환경의 변화에 따라 수용액에 용해되어 동·식물이 흡수할 수 있는 함량의 분석에 근거한다(이진수 등, 2000; 이평구 등 2004a). 특히, 유실된 광미 및 폐석부스러기가 하천으로 유입됨에 따라 이들 광산폐기물에 함유된 유해 미량원소가 수계에 용해되어 위해성이 증가될 수 있다. 따라서 지표환경에 존재하는 유해 미량원소의 화학적 존재형태를 규명하는 것이 이들 광산폐기물의 생태-위해성과 독성을 평가하는 데 중요하다고 할 수 있다(Bird *et al.*, 2003). 최근 국내외에서 휴/폐광된 금속광산 주변의 유해 원소에 의한 주변 수계와 토양 오염의 오염경로, 오염정도 및 분산형태에 관한 많은 연구들이 활발하게 진행되고 있으며(김상현과 전효택, 1993; 전동진 등, 1995; 김경웅 등, 1996; 정명채, 1996; 박영석과 김진, 2000), 광산폐기물의 존재형태 규명연구도 이루어지고 있다(황호승과 전효택, 1995; 강민주 등, 2003; 김휘중 등, 2003; 연구훈 등, 2004; 이평구 등, 2004b; 정명채 등, 2004). 또한, 광미가 유입된 하천 퇴적물의 환경 위해성을 평가하기 위한 존재형태 연구에서 분석된 양이온교환형태 및 탄산염광물과 수반된 형태로 존재하는 유해 미량원소의 함량을 네덜란드 기준 혹은 영국의 토양/퇴적물 평가기준과 비교한 연구도 있다(Bird *et al.*, 2003).

본 연구지역인 삼산제일광산 주변의 주요 유해 미량원소의 오염원으로는 강도 아래에 적치되어 있는 폐광석과 폐광석 적치장 하부에 별다른 대책 없이 방치된 광미적치장 등이 있다. 그 중에서도 광미 적치장에

적치된 광미의 양은 약 28만 톤으로 추정되어 가장 중요한 오염원으로 생각된다(이평구 등, 2004c). 이들 광산폐기물들은 빗물에 의한 유실과 바람에 날려 하천과 주변 농작물을 오염시킬 수 있다. 또한 광미에 함유되어 있는 황화광물이 산화작용을 받을 경우, 용해된 유해 미량원소가 주변 토양 혹은 지하수 오염의 원인이 될 수 있다.

이번 연구에서는 삼산제일광산에 방치되어 유실 가능성이 높은 광산폐기물 내 유해 미량원소의 전함량을 파악하고, 토양오염공정시험법 전처리에 따른 분석 결과와 비교하였으며, 유해 미량원소의 존재형태와 이동도를 규명하였다. 또한 하천으로 유실될 가능성이 높은 광미의 양이온교환 및 탄산염광물 수반 형태의 함량을 네덜란드의 기준과 비교하여 광산 주변 환경의 오염정도와 오염관리 대상 원소를 규명하고자 한다.

2. 광상 및 지질

경남 고성군 삼산면에 위치한 삼산제일광산은 등록 광종이 금, 은, 구리, 연 및 아연으로, 주로 구리를 생산하였다(Fig. 1). 1916년 개발을 시작하였으며, 현재는 폐광된 상태이다. 1972년 선광장(80톤/일)이 가동되어 마산소재의 선광장(40톤/일)과 함께 120톤/일을 처리하는 대규모 광산으로서, 황동석(Cu 15% 내외)을 약 200톤/월을 생산하였다. 1973년에도 동 정광 2,558톤/

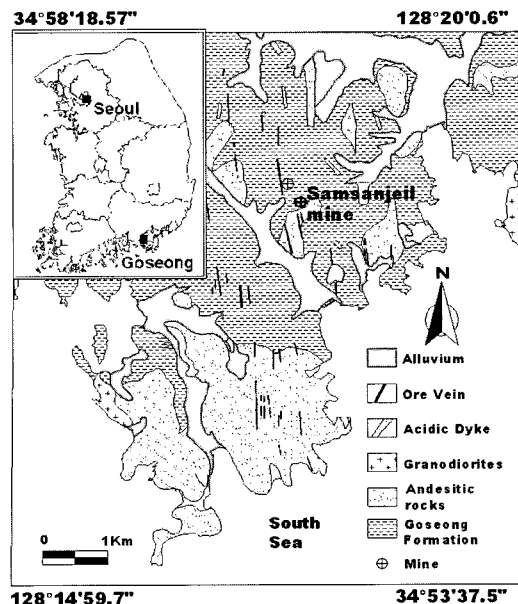


Fig. 1. Location and geological map of Samsanjeil mine.

년(Cu 16%)를 생산한 실적이 있다(대한광업진흥공사, 1973, 1974, 1976).

본 광산부근의 지질은 경상계 안산암질암류가 넓게 분포하여 있으며 소규모의 세일이 협재되기도 한다(Fig. 1). 본 안산암질암은 대체로 회녹색, 암녹색을 띠며 각력질이나 장석 반상구조를 이룬다. 광상은 상기 암석의 단층 파쇄대를 충진한 열극충진 맥상 광상으로서 맥의 대체적인 주향은 NS, 경사는 70~85°E 혹은 60~70°W이다. 맥에서 관찰되는 광석광물은 황동석과 섬아연석이 풍부하고 이외에 황철석, 방연석, 유비철석 및 코발타이트 등이 약간 수반된다(최상훈 등, 1994).

3. 연구방법

3.1. 전함량분석

전함량분석 방법은 폐광석에 함유되어 있는 유해 미량원소의 전함량을 구하기 위해 실시하였다. 전함량 분석을 위해 실시하는 전처리 방법은 HF를 사용하여 완전 분해하는 경우도 많지만, 이 경우는 환경오염에 의한 유해 미량원소 함량뿐만 아니라 규산염광물이 형성될 때 함유하고 있는 미량원소의 함량까지 분해된다. 따라서 이번 연구에서는 HF를 사용하지 않은 산분해 방법을 선택하여 석영/장석과 같은 규산염광물과 점토광물을 제외한 탄산염광물, 산화광물 및 유기물을 분해하였다. 전처리 방법으로 사용된 산분해 방법은 시료 1g에 HNO₃ 5ml를 넣은 후 온도 110°C에서 완전히 증발시킨 후, HClO₄와 HNO₃(1:5)의 혼합산을 10ml를 넣고 흰색의 연기가 완전히 없어질 때까지 증발시킨다. 마지막으로 6N HCl을 10ml를 넣고 30분간 끓인다. 이후, 0.45 µm 필터로 여과하여 ICP-AES로 분석하였다.

3.2. 토양오염공정시험법(0.1N과 1.0N HCl)

토양공정시험법의 전처리 규정에 정해진 바와 같이 미량원소 및 비소(As)의 용출함량을 측정하기 위하여, 시료 10g를 100ml의 테프론 비이커에 넣고 각각 0.1N과 1.0N의 염산용액 50ml를 넣은 후, 항온 수평진탕기(100회/분, 진폭 10cm)를 사용하여 30°C를 유지하면서 각각 1시간 및 30분 동안 진탕시킨 다음, 여과지(0.45 µm)로 거른 뒤 분석하였다(환경부, 2002). 아연(Zn)의 용출함량을 측정하기 위해서는 시료 1g를 테프론 비이커에 넣고 왕수를 6ml를 넣은 후, 상온에서 16시간 방치한 다음 90°C에서 2시간동안 가열하여 50ml로 희석하여 여과지(0.45 µm)로 거른 뒤 분석하였다(Tarvainen et al., 2002).

3.3. 연속추출방법

토양과 퇴적물에 함유되어 있는 유해 미량원소의 존재형태(chemical speciation)는 광물 표면에 흡착, 탄산염광물, 산화광물 및 황화광물 등과 동종 침전, 퇴적물 중 유기물과 결합, 기타 규산염광물의 입자 격자 사이에 수반된 상태로 존재하는 것이 일반적이다. 연속추출법은 토양의 여러 구성광물과 수반되는 금속원소의 상대적인 결합세기와 물리화학적 환경의 변화에 따라 발생할 수 있는 잠재적인 화학반응에 관한 정보를 제공하기 위해 사용되며, 산화/환원 환경의 변화 시 발생할 수 있는 유해 미량원소의 상대적인 이동도에 관한 정보를 제공한다. 퇴적물 중에 존재하는 유해 미량원소의 화학적 존재 상태를 알아보기 위한 분석방법으로 많은 연속추출법이 제시되었다(Tessier et al., 1979; Kersten and Förstner, 1986; Baruah et al., 1996; Maiz et al., 1997; Perin et al., 1997; Hamel et al., 1999; Robinson et al., 1999; Clark et al., 2000; Maiz et al., 2000; Dold, 2003).

이번 연구에서는 유해 미량원소의 지구화학적 존재 형태를 규명하기 위해 토양 pH를 고려한 광미 2개 시료(T-6, T-13), 폐광석 1개 및 오염된 토양 1개 시료를 선정하여 시료 1g를 취하여 Tessier et al.(1979)가 제시한 연속추출법을 이용하였으며, 요약하면 다음과 같다.

-fraction FI : "exchangeable"; 1M MgCl₂

-fraction FII : "bound to carbonate", 1M CH₃COONa, HOAc로 pH 5 조절, 5시간

-fraction FIII : "bound to amorphous Fe, Mn hydroxide" 0.04 NH₂OH·HCl+25% HOAc, pH 2, 96°C, 6시간

-fraction FIV : "bound to organic matters and sulfide", 30% H₂O₂+0.02M HNO₃, 85°C, 5시간, 3.2M NH₄OAc+20% HNO₃, 85°C, 30분

-fraction FV : "residual", HNO₃+HClO₄, 증발, 6N HCl, 30분

각 단계에서 회수된 시료는 다음 단계에서 분석하기에 앞서 탈이온수(deionized water)로 세척하여 각 fraction 단계에서의 오염을 최소화하였다.

4. 시료채취

시료채취는 2002년 4월에 광미 26개, 광석 1개, 주변 토양 1개 및 배경토양 1개 시료를 채취하였다. 광미 시료는 광미장을 등 간격으로 나누어 모종삼을 이

Table 1. Total concentrations ($\mu\text{g/g}$) of trace elements in tailings, waste rock, nearby and background soils from the Samsanjeil mine.

No.	As	Cd	Co	Cu	Pb	Zn	Remark
T1	244.4	9.1	379.5	585.4	92.6	345.1	
T2	307.5	9.3	363.2	745.8	149.6	462.2	
T3	215.9	8.3	364.9	550.3	66.2	232.8	
T4	286.5	8.9	382.8	667.4	72.7	223.7	
T5	163.5	7.5	330.0	358.7	52.0	180.2	
T6	562.8	9.8	414.0	579.8	174.3	289.9	
T7	394.2	11.9	481.5	838.4	190.8	422.6	
T8	303.9	10.0	425.1	573.8	129.5	294.3	
T9	338.1	8.9	402.2	643.1	60.0	161.1	
T10	239.7	9.1	389.2	606.9	102.6	227.3	
T11	142.5	8.1	343.6	761.0	102.6	229.8	
T12	181.1	8.1	352.1	583.9	45.8	151.2	
T13	206.7	7.9	344.0	580.3	40.7	99.4	
T14	169.0	8.4	359.5	545.7	45.6	174.6	
T15	276.8	10.4	394.3	686.5	150.4	295.4	Tailings (n=26)
T16	174.8	7.0	298.9	553.6	94.0	228.9	
T17	293.5	9.2	380.2	781.9	146.6	293.8	
T18	242.0	8.3	375.1	547.1	169.3	225.9	
T19	303.3	10.1	401.3	623.1	90.7	308.1	
T20-1	291.3	9.2	385.5	508.7	129.5	313.5	
T21	140.0	6.1	268.0	309.7	62.1	203.7	
T22	254.4	8.5	354.6	679.6	115.2	290.6	
T23	388.4	14.5	529.6	1287.1	340.9	630.0	
T24-1	1280.8	11.2	501.2	178.7	187.8	100.0	
T25-1	362.9	11.3	515.2	810.9	590.4	63.8	
T26-1	290.2	8.9	360.4	555.8	142.6	310.7	
mean	309.8	9.2	388.3	620.9	136.3	260.0	
min	140.0	6.1	268.0	178.7	40.7	63.8	
max	1280.8	14.5	529.6	1287.1	590.4	630.0	
std	218.7	1.7	61.8	200.6	112.8	119.9	
R-1	69.3	13.7	424.3	98.0	18.2	908.0	Waste Rocks
S-1	89.2	7.8	340.3	110.2	52.1	206.0	Nearby Soil
S-2	86.0	5.8	124.3	44.3	64.7	124.7	Background Soil

용해 표면을 제거 후 0~20cm의 깊이에서 1 m 간격의 동서남북 4지점의 시료를 모아 하나의 시료로 만들어 채취하였다. 한편 광미 중 4개를 선정하여 지표에서 20cm 간격으로 핸드오거를 이용해 광미의 색 차이에 따른 심도별 시료를 채취하였다. 채취한 광미, 주변토양 그리고 폐광석 시료는 30분간 자동교란기로 교반시킨 후, 2 mm 이하로 체질하여 여과한 후 오븐에서 50°C로 건조하였으며, 건조된 시료를 1/4법으로 축분하여 100 mesh(<150 μm) 이하의 입도로 미분쇄하였다.

5. 결과 및 토론

5.1. 미량원소 전함량 분석

광미, 폐광석, 주변토양 및 배경토양 내 유해 미량원

소의 전함량을 Table 1에 나타내었다. 배경토양 내 유해 미량원소의 전함량이 높은 값을 보이고 있는데, 이는 본 광산이 경남광화대에 위치하기 때문인 것으로 생각된다.

광미 시료 내 비소(As)의 함량은 140.0~1280.8 $\mu\text{g/g}$ (평균 $309.8 \pm 218.7 \mu\text{g/g}$)의 범위를 가지며, 배경토양의 함량(86.0 $\mu\text{g/g}$)에 비해 평균 3.6배(최대 14.9배)의 높은 함량을 보이고 있다. 하지만 광미장 하부에 위치하는 주변토양 내 비소 함량은 배경토양과 유사한 값(89.2 $\mu\text{g/g}$)을 나타내고 있어 광산 활동에 의한 주변토양에 미치는 비소 오염의 영향은 거의 없는 것으로 사료된다. 한편 폐광석 내 비소의 함량은 69.3 $\mu\text{g/g}$ 으로 배경토양보다 낮은 함량(0.8배)을 갖는다.

광미의 카드뮴(Cd) 함량은 6.1~14.5 $\mu\text{g/g}$ (평균 9.2±

1.7 $\mu\text{g/g}$)로서 배경토양의 함량 5.8 $\mu\text{g/g}$ 에 비해 평균 1.6배(최대 2.5배) 높은 것으로 확인되었다. 한편 주변 토양 내 카드뮴 함량은 7.8 $\mu\text{g/g}$ 로서, 배경토양에 비해 1.4배 농집되어 있으며, 광미와 유사한 부화도를 갖는다. 이와 같이 광미 내 카드뮴이 주변토양으로 확산되고 있으나, 배경토양에 비해 부화도가 그리 높지 않아 주변 환경의 카드뮴 오염은 심각하지 않음을 지시한다. 폐광석 내 카드뮴(13.7 $\mu\text{g/g}$)의 배경토양에 대한 부화도(2.4배)가 광미보다 크게 나타나는데, 이는 선광과정에서 카드뮴을 함유하는 석아연석이 선별적으로 분리된 결과로 판단된다.

코발트(Co)의 경우, 광미는 268~529.6 $\mu\text{g/g}$ (평균 388.3 \pm 61.8 $\mu\text{g/g}$)의 함량 범위를 보이며 배경토양(124.3 $\mu\text{g/g}$)에 비해 평균 3.1배(최대 4.3배) 부화되어 있다. 주변토양의 코발트 함량(340.3 $\mu\text{g/g}$)은 배경토양에 비해 약 2.7배 부화되어 있어 광미로부터 주변 환경으로의 코발트 오염이 우려된다. 한편 폐광석 내 코발트 함량도 424.3 $\mu\text{g/g}$ 로서 배경토양에 비해 3.4배 부화되어 있다. 이와 같이 삼산제일광산 내 광미와 폐광석 및 이에 따른 주변토양 내 높은 코발트 함량은 광석광물로 산출되는 코발타이트(CoAsS)의 영향에 의한 것으로 판단된다.

광미 시료 내 구리(Cu) 함량은 178.7~1287.1 $\mu\text{g/g}$ (평균 620.9 \pm 200.6 $\mu\text{g/g}$)의 범위를 보이며, 배경토양의 함량(44.3 $\mu\text{g/g}$)에 비해 평균 14.0배(최대 29.1배) 부화되어 있다. 한편 폐광석(98.0 $\mu\text{g/g}$) 내 구리 함량은 배경토양에 비해 2.2배 부화되어 있어 삼산제일광산에서 구리의 주요 오염원은 광미인 것으로 생각된다. 광미 내 구리 함량의 부화도가 폐광석에 비해 매우 높은 것은 선광작업에 의해 황동석을 선별하였기 때문인 것으로 사료된다. 한편 주변토양(110.2 $\mu\text{g/g}$) 내 구리 함량은 배경토양에 비하여 2.5배 농집되어 있어 광미로부터 주변 토양으로의 구리 오염의 확산이 우려된다.

광미의 납(Pb) 함량은 40.7~590.4 $\mu\text{g/g}$ (평균 136.3 \pm 112.8 $\mu\text{g/g}$)로서 배경토양의 함량(64.7 $\mu\text{g/g}$)에 비해 평균 2.1배(최대 9.1배) 농집되어 있으나, 폐광석 내 Pb 함량은 18.2 $\mu\text{g/g}$ 로서 배경토양에 비해 낮은 값을 보여주고 있다. 한편 주변토양 내 납의 함량(52.1 $\mu\text{g/g}$)도 낮은 값을 보여주고 있어, 폐광석과 광미에 의한 주변 환경으로의 납 오염의 확산 가능성은 낮은 것으로 사료된다.

아연(Zn)의 경우, 광미는 63.8~630.0 $\mu\text{g/g}$ (평균 260.0 \pm 119.9 $\mu\text{g/g}$)의 범위를 보이며 배경토양의 함량(124.7 $\mu\text{g/g}$)에 비해 평균 2.1배(최대 5.1배) 부화되어

있다. 주변토양 내 아연의 함량은(206.0 $\mu\text{g/g}$)은 배경토양에 비해 1.7배 부화되어 있어 광미로부터 주변 환경으로의 아연의 확산이 다소 우려된다. 한편 폐광석 내 아연의 함량은 908.0 $\mu\text{g/g}$ 으로 배경토양에 비해 7.3배 부화되어 있다. 이와 같이 폐광석 내 아연의 함량이 높은 것은 카드뮴의 경우와 마찬가지로, 본 광산에서 황동석 다음으로 풍부하게 산출되는 석아연석이 선광과정에서 선별적으로 분리되어 폐광석으로 버려졌기 때문인 것으로 판단된다. 따라서 본 지역에서 폐광석에 의한 아연의 오염이 심각히 우려된다.

배경토양에 대한 광미, 폐광석 및 주변토양의 유해 미량원소 함량의 부화도는 다음과 같다: (1) 광미: $\text{Cu}(14.0\text{배}) \gg \text{As}(3.6\text{배}) > \text{Co}(3.1\text{배}) > \text{Zn}(2.1\text{배}) = \text{Pb}(2.1\text{배}) > \text{Cd}(1.6\text{배})$, (2) 광석: $\text{Zn}(7.3\text{배}) \gg \text{Co}(3.4\text{배}) > \text{Cd}(2.4\text{배}) = \text{Cu}(2.2\text{배}) > \text{As}(0.8\text{배}) > \text{Pb}(0.3\text{배})$, (3) 주변토양: $\text{Co}(2.7\text{배}) > \text{Cu}(2.5\text{배}) > \text{Zn}(1.7\text{배}) > \text{Cd}(1.4\text{배}) > \text{As}(1.0\text{배}) > \text{Pb}(0.8\text{배})$. 주변토양의 유해 미량원소 부화도로 볼 때, 삼산제일광산 주변 환경은 코발트와 구리의 오염이 심각하며, 아연과 카드뮴의 오염도 다소 우려되나, 비소와 납은 배경토양과 비슷한 함량을 보여 이들의 오염은 우려되지 않는 것으로 판단된다.

광미 내 유해 미량원소 함량은 배경토양보다 높은 것으로 나타났으며, 특히, 구리의 부화도(14.0배)가 매우 높게 나타나 구리에 의한 오염의 확산이 가장 우려된다. 폐광석 내 유해 미량원소의 함량을 배경토양과 비교했을 때, 광미에 비해 전반적으로 낮은 부화도를 보이며, 구리의 경우에는 광미에 비해 폐광석의 부화도가 훨씬 낮아 구리의 주요 오염원이 광미임을 지시한다. 한편 아연의 경우 광미보다 폐광석에서 매우 높은 부화도(7.3배)를 보여주고 있어 폐광석이 아연의 오염원으로 작용할 것으로 판단된다.

한편 심도별 광미의 유해 미량원소의 전함량은 구리의 부화도가 제일 높으며, 아연과 카드뮴은 다른 미량원소에 비해 비교적 낮은 값을 보인다. 하지만 각 시료별로 다양한 함량 및 변화 양상을 보여주어(Table 2), 광미가 수평 및 수직적으로 매우 불균질함을 지시해주고 있다. 이는 광미 입도가 사질에 해당되며 광미 적치장의 공간적 투수 특성에 따라 강우 및 지표수가 광미 내로 이동되어, 광미적치장의 내부에서 황화광물의 산화작용에 의해 용해된 유해 미량원소가 이동 및 집적된 결과로 해석될 수 있다. 또한 본 광산은 주변의 여러 동광산으로부터 광석광물을 모아서 선광하였기 때문에 각 광산의 성인 및 품위의 차이에 따른 결과로 해석될 수 있으며, 시기별 선광기술의 발달 및

Table 2. Total concentrations ($\mu\text{g/g}$) of trace elements in tailings at depth from the Samsanjeil mine.

	Depth(cm)	T20-1	T24-1	T25-1	T26-1	Mean
As	0~20	291.3	1280.8	362.9	290.2	556.3
	20~40	209.2	876.4	604.8	204.8	473.8
	40~60			2204.5	294.4	1249.4
Cd	0~20	9.2	11.1	11.3	8.89	10.2
	20~40	8.3	9.4	8.9	9.79	9.1
	40~60			10.9	10.7	10.8
Co	0~20	385.5	501.2	515.2	360.4	440.6
	20~40	367.3	427.5	424.0	392.7	402.9
	40~60			459.6	434.1	446.8
Cu	0~20	508.7	178.7	810.9	555.8	513.5
	20~40	642.0	118.6	412.4	726.3	474.8
	40~60			232.7	943.1	587.9
Pb	0~20	129.5	187.8	590.4	142.6	262.6
	20~40	76.0	68.2	218.4	113.3	119.0
	40~60			92.8	111.4	102.1
Zn	0~20	313.5	100.0	63.8	310.7	197.0
	20~40	174.0	80.1	74.2	258.5	146.7
	40~60			90.4	203.8	147.1

Table 3. Concentrations ($\mu\text{g/g}$) of 0.1 N HCl (Cd, Co, Cu, Pb), 1.0 N HCl (As) and aqua regia (Zn) from tailings.

No.	As	Cd	Co	Cu	Pb	Zn	Remark
T1	66.1	1.1	30.6	300.7	52.3	457.7	
T2	105.0	1.2	40.4	350.3	87.2	537.5	
T3	72.4	0.5	30.0	295.2	38.3	305.9	
T4	83.7	0.7	32.9	378.9	43.7	308.3	
T5	68.1	0.7	38.8	278.8	31.9	259.4	
T6	205.1	1.2	32.9	263.5	39.4	383.0	
T7	98.4	1.1	36.8	405.6	73.5	528.5	
T8	115.8	1.1	41.2	373.2	66.1	410.7	
T9	103.4	0.5	30.7	297.8	27.5	240.4	
T10	111.0	0.8	46.2	461.4	48.4	317.3	
T11	94.1	0.9	39.9	671.7	58.9	353.2	
T12	76.5	0.5	36.6	424.1	27.9	263.2	
T13	56.8	0.3	31.3	381.4	19.4	181.1	
T14	75.9	0.6	32.1	408.3	26.8	274.4	
T15	132.1	1.4	60.3	526.4	66.1	442.3	
T16	81.2	0.6	37.7	429.6	42.3	315.8	
T17	124.0	0.9	54.6	679.2	58.4	378.7	
T18	90.4	0.2	18.1	180.5	23.8	260.9	
T19	71.8	0.7	28.0	325.6	35.7	343.9	
T20-1	101.6	1.0	41.8	324.2	46.2	366.1	
T21	58.2	0.7	35.1	274.5	35.0	310.2	
T22	105.5	1.0	46.0	529.9	47.1	341.4	
T23	182.9	2.3	47.1	1091.9	140.5	708.1	
T24-1	447.6	0.1	0.5	12.8	1.8	129.9	
T25-1	6.6	n.d	0.5	76.9	13.0	82.2	
T26-1	112.0	0.9	45.2	434.8	55.0	376.0	
mean	109.5	0.8	35.2	391.6	46.4	341.4	
min	6.6	n.d	0.5	12.8	1.8	82.2	
max	447.6	2.3	60.3	1091.9	140.5	708.1	
std	79.133	0.5	13.4	256.4	27.18	129.3	

n.d = not detected

채굴 대상광종에 따른 결과일 수 있다.

5.2. 토양오염공정시험법(0.1N/1.0N HCl)에 의한 미량원소 함량

토양오염공정시험법 전처리(0.1N/1.0N HCl)에 의한 광미 내 유해 미량원소의 용출 함량을 Table 3에 나타내었다.

비소의 용출함량은 6.6~447.6 µg/g(평균 109.5 µg/g)의 함량 범위를 보여, 토양환경보전법의 “나” 지역(공장용지, 도로, 철도용지 및 잡종지인 지역)에 대한 토양오염 대책기준(50 µg/g)을 크게 초과하고 있다. 따라서 광미적지장의 유실 등에 기인하여 광미가 주변 토양 및 수계에 유입되어 물리화학적 조건의 변화에 따라 주변 환경에 비소오염을 일으킬 수 있는 잠재적 오염원으로 작용할 수 있음을 지시하고 있다. 용출된 카드뮴의 함량은 n.d~2.3 µg/g(평균 0.8 µg/g)의 범위를 보이고 있어 모든 시료가 토양환경보전법상 “나” 지역의 토양오염 우려기준(12 µg/g)을 초과하지 않으며, 한 시료(T23 : 2.3 µg/g)를 제외하고는 “가” 지역에 대한 우려기준(1.5 µg/g)보다도 낮은 함량을 갖는다. 따라서 광미에 의한 주변 환경의 카드뮴 오염은 크게 중요하지 않음을 지시한다. 구리의 용출함량은 12.8~1091.9 µg/g 평균 391.6 µg/g)의 범위를 보여주고 있다. 이는 대부분의 광미 시료가 토양오염 우려기준(200 µg/g)을 초과하고 있으며, 일부 광미 시료는 대책기준(500 µg/g)을 초과하고

있다. 이는 전함량분석 결과, 주변토양의 구리 부화도가 상대적으로 높은 것과 함께 광미가 삼산제일광산 주변 환경의 중요한 구리의 오염원임을 지시한다. 광미 내 납의 용출함량은 1.8~140.5 µg/g(평균 46.4 µg/g)의 함량 범위를 보여 모든 시료가 국내 토양환경보전법상의 토양오염 우려기준(400 µg/g)보다 훨씬 낮은 함량을 갖는다. 또한 모든 광미 시료 내 아연의 용출함량은 81.2~708.1 µg/g(평균 341.4 µg/g)로서 납의 경우와 마찬가지로 “나” 지역에 대한 토양오염 우려기준(800 µg/g) 보다 낮은 함량을 갖는 것으로 확인되었다. 따라서 납과 아연에 의한 주변 환경의 오염은 매우 미약할 것으로 판단된다. 토양오염공정시험법에 따른 모든 Zn의 함량이 전함량 분석 값보다 높은 함량을 갖는 것은 왕수를 이용한 용출방법을 사용하였기 때문이다.

5.3. 연속추출분석

삼산제일광산의 광미, 폐광석 및 주변토양 내 미량원소의 존재 형태를 알아보기 위해 수행한 연속추출실험(Tessier *et al.*, 1979) 결과를 Table 4와 Fig. 2에 나타내었다.

광미, 폐광석, 주변토양 내 비소는 주로 잔류형태로 존재하고 있으며, 광미가 60.9%, 폐광석이 81.5%, 주변토양이 55.4%의 비율을 갖는다. 이외에 산화광물과 결합된 형태로 존재하는 것이 우세하여(광미, 39.0%; 폐광석, 18.2%; 주변토양, 44.5%) 비소가 지표에서 자

Table 4. Percentages of trace elements concentrations within fraction FI to FV for tailings, waste rock and surrounding soil from the Samsanjeil mine.

Element	Sample	FI	FII	FIII	FIV	FV
As	Tailings	0.1	0.0	39.0	0.0	60.9
	Waste rock	0.0	0.0	18.5	0.0	81.5
	Surrounding Soil	0.1	0.0	44.5	0.0	55.4
Cd	Tailings	0.7	2.3	26.2	0.4	70.4
	Waste rock	6.0	7.8	32.3	2.8	51.1
	Surrounding Soil	11.5	2.2	32.1	0.6	53.6
Co	Tailings	0.0	0.2	26.8	0.0	73.0
	Waste rock	0.0	0.0	23.1	0.0	76.9
	Surrounding Soil	0.0	0.0	34.6	0.0	65.4
Cu	Tailings	2.1	10.2	19.5	1.4	66.8
	Waste rock	1.5	7.8	54.2	1.1	35.4
	Surrounding Soil	24.1	7.6	37.2	1.3	29.8
Pb	Tailings	0.0	9.6	47.1	2.5	40.8
	Waste rock	0.0	9.7	53.0	5.5	31.8
	Surrounding Soil	0.0	7.1	57.4	4.9	30.6
Zn	Tailings	11.0	17.1	15.9	8.3	47.7
	Waste rock	12.8	16.2	46.5	5.7	18.8
	Surrounding Soil	16.6	9.8	43.0	5.7	24.9

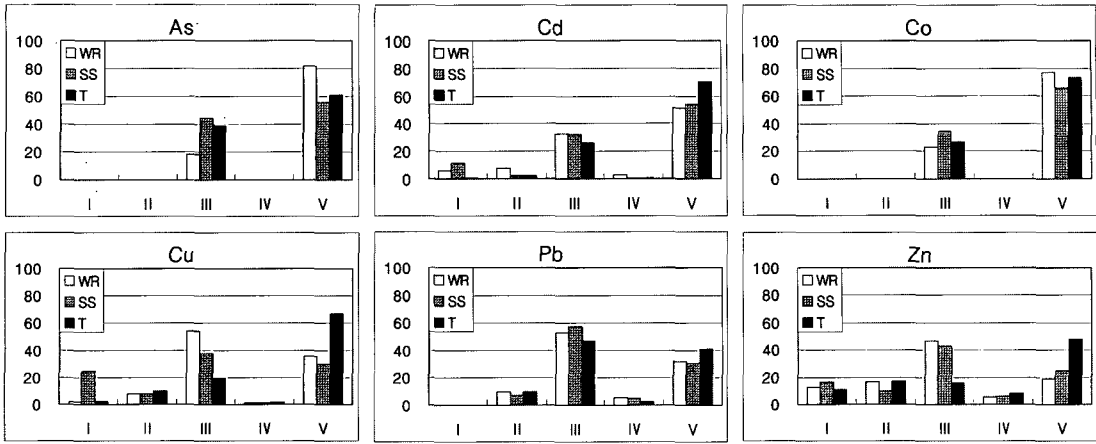


Fig. 2. The partitioning of trace elements within different fraction (FI-FV) in tailings (T), waste rock (WR) and surrounding soil (SS).

연적으로 안정한 상태에 있는 것으로 나타났다. 한편 양이온 교환 형태, 탄산염광물 및 황화광물과 수반한 형태는 무시할 정도의 낮은 비율을 갖고 있어, 지표수와의 반응에 의해 용해되어 주변 환경으로 비소 오염의 확산이 발생할 가능성은 적은 것으로 생각된다.

카드뮴은 잔류형태 및 산화광물과 결합한 형태가 가장 우세하다. 잔류형태의 경우, 광미 70.3%, 폐광석 51.1% 및 주변토양이 53.6%의 비율을 보여주고 있으며, 산화광물의 형태로 산출하는 카드뮴은 광미, 폐광석, 주변토양이 각각 26.1%, 32.3%, 32.1%의 비율을 보여준다. 이는 모든 시료에서 카드뮴이 안정한 형태로 존재하고 있음을 지시한다. 한편, 양이온 교환 형태 및 탄산염광물로 존재하는 카드뮴의 비율은 시료 종류에 따라 다소 차이를 보여주고 있다. 즉, 광미, 폐광석, 주변토양의 양이온 교환 형태와 탄산염광물 형태로 존재하는 카드뮴 비율의 합은 각각 3.0%, 13.8%, 13.7%를 보여준다. 이는 폐광석 및 주변토양 내 카드뮴은 광미에 비해 이동이 가능한 존재형태로 더 많이 존재하기 때문에 주변 환경에 오염원으로서 작용할 가능성이 있음을 지시하고 있다.

코발트의 존재 형태는 비소의 경우와 매우 유사하여 잔류형태가 가장 우세하였으며(광미, 73.0%; 폐광석, 76.9%; 주변토양, 65.4%), 나머지는 산화광물과 결합된 형태(광미, 26.8%; 폐광석, 23.1%; 주변토양, 34.6%)로 나타났다. 이로부터 코발트는 지표에서 자연적으로 안정화되어 있으며, 주변 환경으로의 오염 확산 가능성은 없을 것으로 생각된다.

구리의 경우에도 다른 유해 미량원소와 마찬가지로 주로 잔류형태와 산화광물과 결합한 형태의 비율이 가

장 우세하게 나타난다. 잔류형태의 경우, 광미, 폐광석 및 주변토양에서의 비율이 각각 66.8%, 35.4%, 29.8%이며, 산화광물과 결합한 형태의 경우, 각각 19.6%, 54.3%, 37.3%의 비율을 보인다. 한편 황화광물과 결합한 형태는 모든 시료에서 매우 낮은 비율(1.4% 이하)을 보여주고 있다. 하지만 양이온교환 형태 및 탄산염광물과 결합한 형태는 시료마다 다양한 비율을 갖는다. 양이온교환 형태의 경우, 광미(2.1%)와 폐광석(1.5%)은 매우 낮은 비율을 보이고 있으나, 주변토양은 24.1%로서 상당히 높은 비율을 보여준다. 한편, 탄산염광물과 결합한 형태는 광미에서 10.2%로서 제일 높은 비율을 보여주며, 폐광석과 주변토양도 이와 유사한 비율(각각 7.8%, 7.6%)을 나타낸다. 광미 내 구리는 아연을 제외한 다른 유해 미량원소에 비해 양이온교환 형태 및 탄산염광물과 결합한 형태의 비율이 다소 높아 주변 환경으로의 오염 확산이 우려된다. 특히, 광미 내 구리의 존재형태 중 이동이 가능한 존재형태의 비율(12.3%)이 크지는 않으나, 광미 내 구리의 높은 부화도(평균 14배) 및 광미적치장의 규모를 고려해 볼 때 주변 환경으로의 오염 확산이 우려된다.

광산폐기물 내 납의 존재 형태는 산화광물과 결합된 형태(광미, 47.1%; 폐광석, 53.0%; 주변토양, 57.4%)가 가장 우세하며, 다음은 잔류형태(광미, 40.8%; 폐광석, 31.8%; 주변토양, 30.6%)인 것으로 나타났다. 황화광물과 결합한 형태는 광미가 2.5%, 폐광석이 5.5%, 주변토양이 4.9%로 나타났다. 한편 양이온교환 형태의 납은 모든 시료에서 존재하지 않는다. 탄산염광물과 결합한 형태로 존재하는 납은 모든 시료에서 약 10%에 가까운 비율(광미, 9.6%; 폐광석, 9.7%; 주변토양,

7.1%)을 보여주어 구리의 경우와 유사하나, 광미 내 납의 함량이 상대적으로 적기 때문에 주변 환경으로의 오염 및 확산의 가능성은 적은 것으로 판단된다.

아연의 화학적 존재형태는 광미, 폐광석 및 주변토양 별로 각각 다른 비율로 존재하고 있는 것으로 나타났다. 광미의 경우, 잔류형태의 비율이 47.7%로서 가장 우세하며, 산화광물과 결합한 형태(15.9%), 양이온교환 형태(11.0%) 및 탄산염광물과 수반된 형태(17.0%)가 비슷한 비율을 갖는다. 한편 황화광물과 수반된 형태의 아연은 8.3%로서 가장 낮은 비율로 존재한다. 폐광석 및 주변토양의 경우에는, 산화광물과 결합한 형태가 각각 46.5%와 43.0%로서 가장 높은 비율로 존재하고 있다. 그 다음에는 잔류형태가 각각 18.8%와 24.9%로 높게 나타나며, 황화광물과 결합된 형태는 가장 낮은 비율로 존재하고 있다(폐광석, 5.7%; 주변토양, 5.8%).

한편 양이온결합 형태로 존재하는 비율은 폐광석이 12.8%, 주변토양이 16.6%이었으며, 탄산염광물과 존재하는 비율은 각각 16.2%와 9.8%로서 다른 유해 미량원소에 비해서 상대적으로 높은 비율을 보여주고 있다. 이와 같이 광미, 폐광석 및 주변토양 내 아연의 양이온교환 형태 및 탄산염광물 수반 형태 비율의 합(광미, 28.1%; 폐광석, 29.0%; 주변토양, 26.4%)은 다른 유해 미량원소와 비교해 높은 비율을 보여주어 주변 환경을 오염시킬 잠재성을 갖고 있다. 하지만 광미 내 아연의 부화도(2.1배)가 폐광석 내 아연의 부화도(7.3배)보다 낮기 때문에 아연의 오염 확산은 광미보다는 폐광석에서 일어날 가능성이 더 크다.

5.4. 유해 미량원소의 생태독성학적 영향

우리나라는 아직 생태독성학적(ecotoxicological)인 고

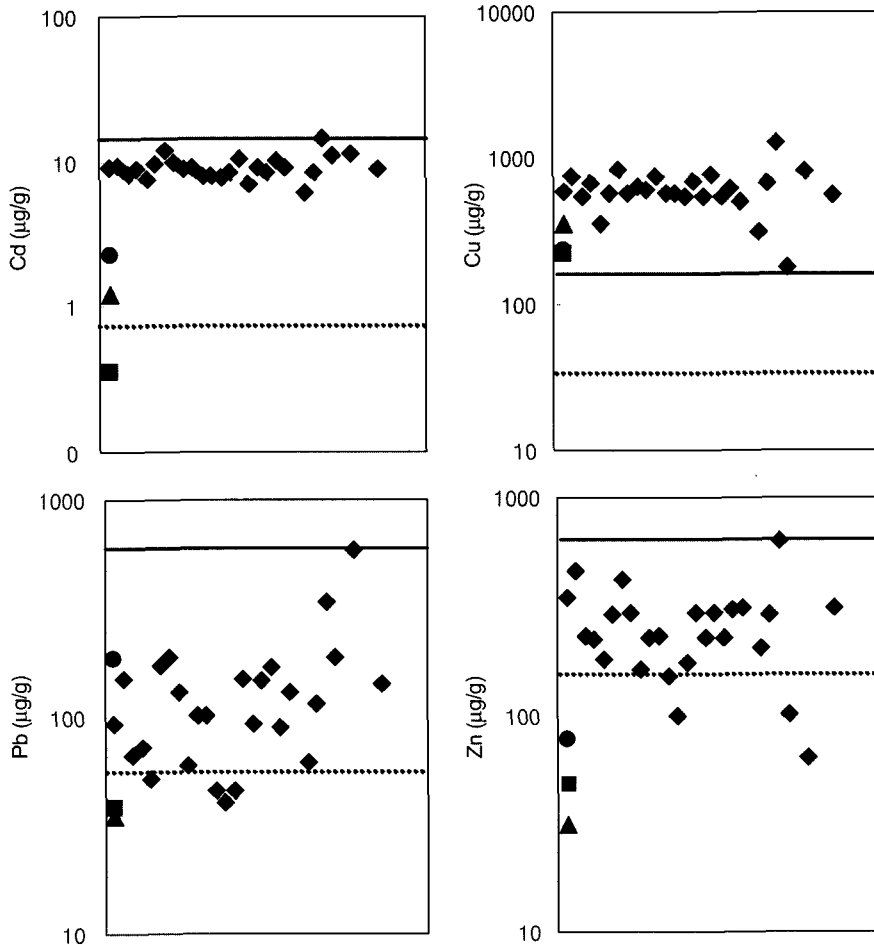


Fig. 3. Frequency of the total and labile (FI+FII) concentrations of tailings, waste rock and surrounding soil from Samsanjeil mine, in comparison with the Dutch guidelines on soils and sediments: target value (dashed horizontal line) and intervention value (solid horizontal line) (◆ : total concentrations, ● : waste rock, ▲ : surrounding soil, ■ : tailing).

려를 통한 평가기준이 없어 광미 및 폐광석의 유실되어 토양 및 하천에 유입될 경우 광미 및 폐광석에 함유되어 있는 유해 미량원소가 생태계에 미치는 영향을 평가하기 어려우며, 복원을 위한 기준도 없는 실정이다. Bird *et al.* (2003)은 연속추출실험 결과, 광미 내 양이온교환형태 및 탄산염광물 수반형태로 존재하는 유해 미량원소 함량과 전함량을 생태독성학적 고려가 가능한 네덜란드의 기준(VROM, 2000)과 비교하여, 주변 생태계에 미치는 영향을 평가하였다. Fig. 3는 삼산제일광산의 광미, 폐광석, 주변토양에 대한 카드뮴, 구리, 납, 아연의 전함량 및 양이온교환 형태와 탄산염광물과 결합한 형태를 합한 함량(FI+FII)을 네덜란드의 토양 및 퇴적물에 대한 target(목표기준) 및 intervention threshold(복원기준)와 비교하여 나타내었다. 목표기준 이하의 유해 미량원소 함량은 생태독성학적으로 위험성이 없기 때문에 오염되지 않은 것으로 간주하며, 복원기준을 초과한 함량은 인간 및 동식물에게 위해하기 때문에 복원을 하여야 하는 기준값이다(Bird *et al.*, 2003).

삼산제일광산의 모든 광미 시료 내 카드뮴의 전함량(Table 1)은 네덜란드의 목표기준($0.8 \mu\text{g/g}$) 보다는 높지만 복원기준($12.0 \mu\text{g/g}$) 보다는 낮은 것으로 확인되었다. Cu의 경우, 모든 광미 내 구리 함량은 목표기준($36 \mu\text{g/g}$)은 물론 복원기준($190 \mu\text{g/g}$)을 초과하고 있다. 한편 납과 아연에 대한 네덜란드 복원기준 함량은 각각 $530 \mu\text{g/g}$, $720 \mu\text{g/g}$ 으로, 모든 광미 내 Pb와 Zn의 함량은 이보다 낮은 함량을 보인다. 또한 일부 광미시료들은 목표기준 보다는 낮은 값을 보이고 있다(Fig. 3, Table 5).

최근 지질매체 내 유해 미량원소의 전함량을 이용하여 생태계에 미치는 위해성을 평가하는 것은 충분하지 못한 것으로 알려지고 있다. 연속추출실험의 양이온교환형태 및 탄산염광물과 결합된 형태는 산성비에 의해서 쉽게 용출되며 생체흡수도가 높은 것으로 알려져 있다(Banerjee, 2003). 그러므로 양이온 교환형태 및 탄산염광물과 결합한 형태의 유해 미량원소 함량의 합

(FI+FII)을 네덜란드 기준과 비교하였다(VROM, 2000). 폐광석과 주변토양의 카드뮴은 목표기준($0.8 \mu\text{g/g}$) 보다 다소 높은 함량을 나타내고 있으나, 복원기준 보다 낮은 함량을 보이고 있다. 광미 내 카드뮴은 목표기준 보다는 낮은 함량을 보인다. 구리의 경우에는 모든 시료에서 복원기준($190.0 \mu\text{g/g}$) 보다 높은 함량은 보여 주어 주변 생태계에 미치는 영향이 큰 것으로 판단된다. 납은 폐광석의 함량($184.9 \mu\text{g/g}$)이 목표기준 보다 다소 높은 것을 제외하고는 매우 낮은 함량을 보이며, 아연의 경우에는 모든 시료가 목표기준($140.0 \mu\text{g/g}$) 보다 낮아 이들 유해 미량원소에 의한 생태계에 미치는 영향은 미약할 것으로 판단된다(Fig. 3, Table 5).

6. 결 론

1. 배경토양에 대한 광미, 폐광석 및 주변토양의 유해 미량원소 전함량의 부화도는 다음과 같다: (1) 광미 : Cu(14.0배)≫As(3.6배)>Co(3.1배)>Zn(2.1배)=Pb(2.1배)>Cd(1.6배), (2) 광석: Zn(7.3배)≫Co(3.4배)>Cd(2.4배)=Cu(2.2배)>As(0.8배)>Pb(0.3배), (3) 주변토양: Co(2.7배)>Cu(2.5배)>Zn(1.7배)>Cd(1.4배)>As(1.0배)>Pb(0.8배).

2. 토양오염공정시험법 전처리에 의한 용출실험 결과, 광미 내 카드뮴, 납 및 아연은 토양환경보전법의 “나” 지역(공장용지, 도로, 철도용지 및 잡종지인 지역)에 대한 토양오염 우려기준을 초과하지 않는다. 반면에 비소는 토양오염 대책기준을 크게 초과하고 있다. 구리의 경우, 대부분의 광미 시료가 토양오염 우려기준($200 \mu\text{g/g}$)을 초과하고 있으며, 일부 광미 시료는 대책기준($500 \mu\text{g/g}$)을 초과한다.

3. 삼산제일광산의 광미시료에 함유된 유해 미량원소의 존재형태는 주로 잔류형태와 산화광물과 결합한 형태로 산출하여 자연적으로 안정한 상태인 것으로 판단된다. 하지만 아연의 경우에 양이온교환 형태 및 탄산염광물과 결합한 형태로 존재하는 함량이 높아, 다

Table 5. Labile metal concentrations (exchangeable+carbonate) in waste rock, surrounding soil and tailings from Samsanjeil mine and the Dutch guidelines for soils and sediments information adapted from Bird *et al.* (2003).

	Labile metal concentrations (FI+FII) ($\mu\text{g/g}$)			Target threshold ($\mu\text{g/g}$)	Intervention threshold ($\mu\text{g/g}$)
	WR	SS	T		
Cd	2.3	1.2	0.4	0.8	12
Cu	234.7	356.3	222.2	36	190
Pb	184.9	35.2	38.2	85	530
Zn	77.5	31.6	48.7	140	720

WR : waste rock, SS : surrounding soil, T : tailings

른 유해 미량원소에 비해 주변 환경으로의 오염 확산이 우려된다. 특히 광미에 비해 폐광석 내 아연의 부화도가 높기 때문에, 폐광석으로부터의 아연의 오염 확산이 우려된다.

4. 광미 내 구리의 높은 부화도(평균 14배), 토양오염공정시험법 전처리에 의해 용출된 구리의 함량 및 광미적치장의 규모를 고려해 볼 때 주변 환경으로의 오염 확산이 가장 우려되는 유해 미량원소는 구리인 것으로 판단된다.

5. 광미에 대한 전함량 및 광미, 폐광석, 주변토양에 대한 연속추출실험의 양이온교환형태 및 탄산염광물 수반형태 함량의 합(FI + FID)을 생태독성학적 고려를 한 네덜란드의 토양 및 퇴적물 기준과 비교 했을 때, 구리를 제외한 나머지 원소가 생태계에 미치는 영향은 미약한 것으로 판단된다.

사 사

이 연구는 한국지질자원연구원 기본사업(전국 금속광화대 권역별 중금속재해 전과정평가 및 자연안정화 기술개발, KR-04(연차)-13-1)의 지원으로 수행되었으며 이에 감사드립니다.

참고문헌

강민주, 이평구, 최상훈, 신성천 (2003) 폐중석광산 주변의 중금속 오염평가. 한국지하수토양환경학회 2003년도 총회 및 춘계학술발표회, p. 299-301.
 김경용, 홍영국, 김택남 (1996) 달성광산 주변지역에서의 중금속 오염과 이의 제거 방안. 자원환경지질, 28권, p. 389-394.
 김상현, 전효택 (1993) 삼보 연·아연·중정석 광산 주변 하상퇴적물에서의 중금속 오염 연구. 광상지질, 26권, p. 217-226.
 김휘중, 양재의, 이재영, 전상호 (2003) 휴·폐광석지역에서 폐재 내 중금속의 존재형태 및 용출 특성에 관한 연구. 한국지하수토양환경학회, 8권, p. 43-55.
 대한광업진흥공사 (1973) 탐광굴진 1호, p. 171-172
 대한광업진흥공사 (1974) 탐광굴진 2호, p. 166-167.
 대한광업진흥공사 (1976) 탐광굴진 3호, p. 37-38.
 박영석, 김진 (2000) 덕음광산 선광광미와 주변토양의 미량원소에 대한 수평·수직적인 분산에 관한 연구. 자원환경지질, 33권, p. 91-100.
 박종진, 김명균, 전효택 (1997) 금왕 금,은광산 주변 지구화학적 환경에서의 중금속 원소들의 분산. 자원환경지질, 30권, p. 407-413.
 연구훈, 이평구, 최상훈, 박성원, 신성천 (2004) 구룡광산의 광미와 오염된 토양에 대한 중금속 존재형태 비교. 한국지하수토양환경학회 2004년도 총회 및 춘계학술발표회, p. 392-395.
 이진수, Ben A Klinck, Yvette Moore, 전효택 (2000) 다덕광산 주변지역에서의 독성 원소들의 환경오염 및

인체흡수도. 자원환경지질, 33권, p. 273-282.
 이평구, 강민주, 최상훈, 신성천 (2004a) 광미 및 오염된 토양에서 중금속의 존재형태 및 잠재적인 이동도. 자원환경지질, 37권, p. 87-98.
 이평구, 신영식, 최상훈 (2004b) 연·아연광산 지역 내 복토된 광미장 부지 농작물(벼)의 체내 중금속 오염도. 한국지하수토양환경학회 2004년도 임시총회 및 추계학술발표회, p. 168-171.
 이평구, 연구훈, 최상훈, 박성원, 조호영 (2004c) 삼산제일광산 주변의 중금속 오염 평가. 대한자원환경지질학회 2004년도 춘계학술발표회, p. 9-12.
 전동진, 전효택, 전용원 (1995) 신에미 Pb-Zn-Fe광산과 거도 Cu-Fe광산주변의 토양 하상퇴적물의 미량원소 오염. 자원환경지질, 5권, p. 10-20.
 정명채 (1996) 달성광산 Cu-W 광산 주변 수계의 하상퇴적물과 자연수의 Cd, Cu, Pb 및 Zn 오염. 자원환경지질, 29권, p. 305-313.
 정명채, 정문영, 최연왕 (2004) 국내 휴·폐광산 주변의 중금속 환경오염 평가. 자원환경지질, 37권, p. 21-33.
 최상훈, 소철섭, 권순학, 최광준 (1994) 경상분지 내 삼산 지역 열수동광산에 관한 지화학적 연구. 자원환경지질, 27권, p. 147-160.
 환경부 (2002) 토양오염공정시험법, p. 136-163.
 황호송, 전효택 (1995) 시흥 Cu-Pb-Zn 광산 주변에서의 중금속 원소들의 분산 및 존재형태와 흡착처리. 자원환경지질, 28권, p. 455-467.
 Banerjee, A.D.K. (2003) Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India. Environmental Pollution, v. 123, p. 95-105.
 Baruah, N.K., Kotoky, P., Bhattacharyya, K.G. and Borah, G.C. (1996) Metal speciation in Jhanji River sediments. The Science of Total Environment, v. 193, p. 1-12.
 Bird, G., Brewer, p. A., Macklin, M. G., Balteanu, D., Driga, B., Serban, M. and Zaharia, S. (2003) The solid state partitioning of contaminant metals and As in river channel sediments of the mining effected Tisa drainage basin, northwestern Romania and eastern Hungary. Applied Geochemistry, v. 18, p. 1583-1595.
 Clark, M.W., Davies-McConchie, F., McConchie, D. and Birch, G.F. (2000) Selective Chemical extraction and grainsize normalisation for environmental assessment of anoxic sediments: validation of an integrated procedure. The Science of Total Environment, v. 258, p. 149-170.
 Doid, B. (2003) Speciation of the most soluble phases in a sequential extraction procedure adapted for geochemical studies of copper sulfide mine waste. Journal of Geochemical Exploration, v. 80, p. 55-68.
 Hamel, S.C., Ellickson, K.M. and Liroy, P.J. (1999) The estimation of the bioaccessibility of heavy metals in soils using artificial biofluids by two novel methods: mass-balance and soil recapture. The Science of Total Environment, v. 243-244, p. 273-283.
 Kersten, M. and Forstner. (1986) Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediment. Water Science and Technology, v. 18, p. 121-130.
 Maiz, I., Arambarri, I., Garcia, R. and Millán, E. (2000) Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor

- analysis. *Environmental Pollution*, v. 110, p. 3-9.
- Maiz, I., Esnaola, M.V and Millán, E. (1997) Evaluation of heavy metal availability in contaminated soils by a short sequential extraction procedure. *The Science of the Total Environment*, v. 206, p. 107-115.
- Perin, G., Fabris, R., Manente, S., Wagener, A.R., Hamacher, C. and Scotto, S. (1997) A Five-Year Study on the Heavy-metal Pollution of Guanabara Bay Sediments(Rio de Janeiro, Brazil) and Evaluation of the Metal Bioavailability by means of Geochemical Speciation. *Water Research*, v. 31, p. 3017-3028.
- Robinson, B. H., Brooks, R.R., Gregg, P.E.H. and Kirkman, J.H. (1999) The nickel phytoextraction potential of some ultramafic soils as determined by sequential extracion. *Geoderma*, v. 87, p. 293-304.
- Tarvainen, T., Kallio, E. (2002) Baselines of certain bioavailable and total heavy metal concentrations in Finland. *Applied Geochemistry*, v. 17, p. 975-980.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C. and Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metal. *Analytical chemistry Chem.*, v. 51, p. 844-850.
- VROM. (2000) Circular on target values and intervention values for soil remediation: DBO/1999226863. *Netherlands Government Gazette*, v. 39, p. 1-11.

2005년 3월 16일 원고접수, 2005년 8월 19일 게재승인.