

## 국내 폐금속광산 주변 잔류광미의 중금속 오염특성

정구복<sup>\*</sup> · 김원일 · 이종식 · 이재생<sup>1)</sup> · 박찬원<sup>2)</sup> · 고문환

농업과학기술원 환경생태과, <sup>1)</sup>작물과학원 영남농업연구소 식물환경과, <sup>2)</sup>작물과학원 호남농업연구소 식물환경과  
(2005년 4월 12일 접수, 2005년 9월 13일 수리)

### Characteristics of Heavy Metal Contamination in Residual Mine Tailings Near Abandoned Metalliferous Mines in Korea

Goo-Bok Jung<sup>\*</sup>, Won-Il Kim, Jong-Sik Lee, Jae-Saeng Lee<sup>1)</sup>, Chan-Won Park<sup>2)</sup>, and Mun-Hwan Koh (National Institute of Agricultural Science and Technology, Environmental and Ecology Division, RDA, Suwon 441-707, Korea, <sup>1)</sup>National Institute of Crop Science, Yeongnam Agricultural Research Institute, Plant Environment Division, RDA, Milyang 627-803, Korea, <sup>2)</sup>National Institute of Crop Science, Honam Agricultural Research Institute, Plant Environment Division, RDA, Iksan 570-080, Korea)

**ABSTRACT:** Most of the tailings have been left without any management in abandoned metalliferous mines and have become the main source of heavy metal contamination of agricultural soils and crops in these areas. To compare of environmental assessment of heavy metals in tailings derived from various 25-metalliferous mines in Korea, 3 different analysis methods such as water soluble, 0.1 M-HCl extractable, and total acid digestion method (aqua regia) were used. The chemical composition of water soluble in mine tailing were in the order  $\text{SO}_4^{2-} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mn}^{2+}, \text{Na}^+, \text{Al}^{3+} > \text{Mg}^{2+}, \text{Fe}^{3+} > \text{Cl}^-$ . Specially, pH, EC,  $\text{SO}_4^{2-}$ , and  $\text{Ca}^{2+}$  concentrations in tailing varied considerably among the different mines. The average total concentrations of Cd, Cu, Pb, Zn, and As in tailing were 31.8, 708, 4,961, 2,275 and 3,235 mg/kg, respectively. Specially, the contents of Cd, Zn and As were higher than those of countermeasure values for soil contamination (Cd : 4, Zn : 700 and As : 15 mg/kg in soil) by Soil Environmental Conservation Act in Korea. The rates of water soluble heavy metals to total contents in tailings were in the order Cd > Zn > Cu > Pb > As. The rates of 0.1M-HCl extractable Cd, Cu, Pb, Zn, and As (1M-HCl) to total content were 17.4, 10.2, 6.5, 6.8 and 11.4%, respectively. The enrichment factor of heavy metals in tailings were in the order As > Pb > Cd > Cu > Zn. The pollution index in tailing Au-Ag mine tailing were higher than those of other mine tailing. As a results of enrichment factor and pollution index for heavy metal contaminations in mine tailing of metalliferous mines, the main contaminants are mine waste materials including tailings.

**Key Words:** Metalliferous mine, Tailing, Heavy metal, Contamination, Pollution index

### 서 론

최근 들어 국내의 금속광산은 품위저하와 채산성 악화로 인하여 대부분 폐광된 상태로 전국에 1,000여개가 산재되어 있는 것으로 알려져 있으며<sup>1,2)</sup> 1995년 환경부에서 토양환경 보전법이 제정된 이후 폐금속광산 주변에 대한 실제적인 토양오염 조사 및 복원대책을 종합적으로 실시하게 되었다<sup>3-5)</sup>. 특히 환경부에서 조사된 폐광산중에서 127개소는 폐광이후

적절한 환경관리 조치가 없어 지반침하 및 간내수 유출로 인한 광해가 발생되고 있으며, 303개소는 광산인근 수계 및 토양오염이 초래될 가능성이 있는 것으로 보고되었다<sup>2)</sup>. 광산폐기물은 광산활동, 광물자원 회수 및 금속추출시 선광, 제련과정에서 산출되는 폐석(Mine waste)과 광미(Tailing) 등으로 구분된다<sup>1,6)</sup>. 국내의 광산폐기물은 대부분이 적절한 환경복원 및 안전시설이 없이 폐광산 주변에 그대로 방치되어 다양한 형태의 유해 중금속 등의 오염물질이 물-대기-토양 환경계의 이동매체를 통하여 주변 지역의 농경지 및 수계의 환경오염을 지속적으로 일으키고 있다<sup>7-11)</sup>.

폐광산 주변의 수계오염은 주로 산성폐수(AMD : Acid Mine Drainage, ARD : Acid Rock Drainage)의 계속적

\*연락처:

Tel: +82-31-290-0222 Fax: +82-31-290-0206  
E-mail: gbjung@rda.go.kr

인 유출에서 비롯되는데 산성폐수는 자연수 및 강우의 순환 과정을 통하여 폐석 및 광미에 포함된 황화광물과 반응하여 산화를 일으킴으로써 발생한다<sup>2,6,12,13)</sup>. 이러한 광산폐기물을 점오염원으로 하여 발생된 산성폐수는 다량의 유해 중금속 및 황화물 등을 함유한 상태로 광산 하류로 분산, 이동하면서 수계를 점진적으로 오염시키는 특성이 있다<sup>14,15)</sup>. 특히, 폐광산 주변 하부 수계 및 토양의 중금속 오염은 수생생태계 파괴와 농작물의 생장저해 뿐만 아니라 농작물에 흡수 이행되어 오염된 농산물을 섭취할 경우 인간의 건강에도 유해한 영향을 미칠 수 있다<sup>16,17)</sup>.

폐광산 주변 생태계의 중금속 오염 양상은 광산 유형, 생산 광종, 광상 형태 혹은 선광 방법에 따른 광미오염 특성과 광산 주변의 지형, 지질 및 수리학적 특성, 경작활동 등 다양한 현장 특수성(site-specific)에 따라 좌우되는 것으로 알려져 있다<sup>2,4,6)</sup>. 또한 광미중의 중금속의 용출 및 이동성에 관여하는 인자로는 토양 pH와 Eh, 점토함량, 황함유 산화망간 및 산화철의 존재, 그리고 유기물 및 양이온치환용량과도 관련성이 큰 것으로 보고되고 있다<sup>9,12,18)</sup>. 특히 대부분의 금속원소류는 산화환경에서 이동성이 크고 환원환경에서는 이동성이 제한되어 광물상태로 침전되거나 음이온들과 쟁물을 형성하는 것으로 알려져 있다<sup>1,2,4)</sup>.

따라서 본 논문에서는 폐금속광산 잔류 광미에 의한 주변 하부 수계 및 토양생태계의 중금속오염 확산가능성을 파악하기 위하여 국내 25개 폐광산에서 채취한 광미를 대상으로 수용성, 산가용성 및 전함량 중금속을 분석하였고, 잔류 광미내 중금속 오염양상을 생산광종, 광화작용 및 화학성과의 관계와 중금속 부화계수 및 오염지수를 활용해 검토하고자 하였다.

## 재료 및 방법

### 광미시료 채취 및 조제

폐금속광산 주변 잔류 광미중의 중금속 오염특성과 주변 환경의 잠재적인 오염 가능성을 밝히기 위해 2001~2002년에 그림 1과 같이 전국 25개(경기 1, 강원 5, 충북 5, 충남 1, 경북 6, 경남 7지역) 광산에서 주로 선광장 인근에 방치된 광미사 시료를 채취하였다. 광산폐기물 채취지역 선정은 기존에 조사된 광산 주변의 논토양내 중금속 오염도가 높고 상대적으로 농경지의 분포면적이 큰 지역을 선정하여 채취하였다<sup>1,2,5)</sup>. 광산별 잔류광미 시료는 광미야적장에서 분석에 대한 신뢰성을 높이기 위하여 대표되는 5~10지점을 핸드 오거드릴을 이용하여 표층토 30 cm까지 채취한 후 혼합시료로 조제하였다.

광미시료 채취광산에 대한 광산명, 위치, 주 생산광종 및 광산 활동의 영향으로 오염된 중금속 성분 내역을 표 1에 나타내었다. 주 생산광종은 주로 금, 은(Au-Ag) 광산, 납, 구리, 아연(Pb, Cu, Zn) 광산 및 텉스텐, 철, 몰리브덴(W, Fe, Mo) 광산 등 크게 3종류로 구분할 수 있었다. 또한 기존의 여러

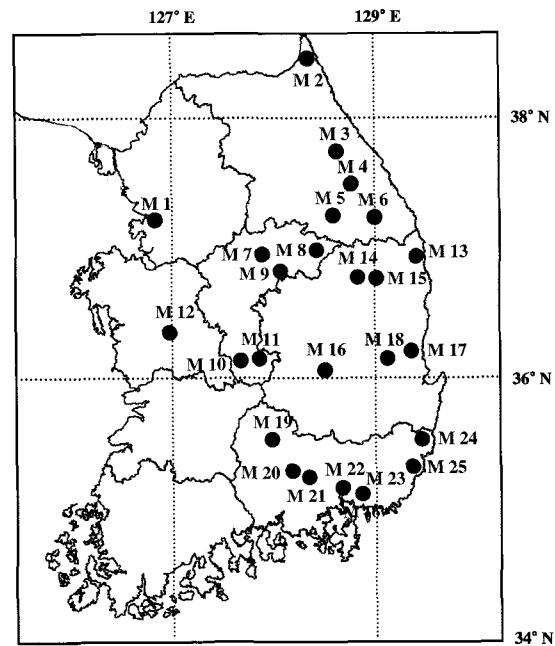


Fig. 1. Sampling site of 25 abandoned metal mines in Korea.

조사자료<sup>1,2,6)</sup>를 종합해 볼 때 광산활동에 의하여 논토양에 오염된 주된 중금속류는 대부분이 카드뮴, 구리, 납, 아연 및 비소 등으로 확인되었다.

토양시료 조제는 풍건하여 분쇄한 후에 먼저 10 mesh의 표준체를 통과한 시료를 선별하였으며 화학분석시까지 데시케이터에 보관하였다. 또한 1차로 조제된 토양을 다시 유발에 미세하게 갈아 100 mesh의 표준체로 걸음한 시료를 중금속 분석용으로 사용하였다<sup>19,20)</sup>.

### 시료전처리 및 분석방법

광미중의 화학성분 함량은 농촌진흥청 토양화학분석법<sup>19)</sup>에 준하여 pH(1 : 5)와 염농도는 광미와 중류수의 비를 1 : 5로 하여 30분간 진탕한 후 각각 pH-meter(ORION R, EA-940, USA) 및 EC-meter(Y.S.I. model-30, USA)로 측정하였다. 또한 광미중의 치환성양이온은 1N-NH<sub>4</sub>OAc(pH 7.0) 침출법, 양이온치환용량(CEC)은 1N-NH<sub>4</sub>OAc(pH 7.0)로 치환, 침출하고 중류한 후 적정하였으며, 석회소요량은 ORD법에 의하여 결정하였다. 광미 중 0.1M-HCl 가용성 중금속 함량은 환경부의 토양오염공정시험법<sup>20)</sup>에 준하여 시료 10 g을 100 ml 삼각프拉斯크에 취하여 0.1M-HCl 50 ml(As의 경우 1M-HCl)를 가한 다음 30°C에서 1시간 진탕 후 여과하여 분석에 사용하였다. 또한 중금속 전함량 분석은 EPA 3051a 법<sup>20,21)</sup>에 준하여 시료 0.5 g을 마이크로웨이브 vessel에 취하여 왕수(HNO<sub>3</sub> : HCl = 1 : 3) 12 ml를 각각 가한 다음 마이크로웨이브 전처리 장비(Mars-X, CEM, USA)로 분해하였고, 분해된 시료는 초순수를 가하여 50 ml로 채

Table 1. Descriptions of 25 abandoned metal mines where the mine tailings were collected

Site No.	Mine name	Location	Ore minerals	Contaminated element <sup>1)</sup>
M 1	Sambo	Kyeonggi Hwaseong	Pb,Zn	Cd,Pb,Zn
M 2	Gomyeong	Kangwon Gosung	Au,Ag	Cd,As
M 3	Songcheon	Kangwon Gangneung	Au,Ag	As,CN
M 4	Sinyemi	Kangwon Jeongsun,	Pb,Zn	Cd,Zn
M 5	Sangdong	Kangwon Yeongweol	W	Cd, As
M 6	Wondong	Kangwon Taebaek	Fe	Cd,Pb,As
M 7	Daehwa	Chungbuk Chungju	Mo,W	Cd,Cu
M 8	Joil	Chungbuk Danyang	Pb,Zn	Cd,Zn,As
M 9	Pungsan	Chungbuk Goesan	Au,Ag,Cu,Pb	Cu
M 10	Geopung	Chungbuk Okcheon	Cu,Pb,Zn	Cd,Cu,Zn
M 11	Okcheon	Chungbuk Okcheon	Cu,Pb,Zn	Cd,Cu,Zn
M 12	Cheongyang	Chungnam Cheongyang	W,Fe,Mn	Cd,Cu,Pb,As
M 13	Wuljin	Kyeongbuk Wuljin	Cu,Pb,Zn	Cd,Pb
M 14	Beutdeun	Kyeongbuk Bonghwa	Au,Ag,Cu	Cd,Cu,Zn,As
M 15	Geumjeong	Kyeongbuk Bonghwa	Au,Ag	Pb,As
M 16	Goro	Kyeongbuk Gunwi	Zn,Pb	Cd,Pb,Zn
M 17	Dogok	Kyeongbuk Yeongduk	Au,Ag,Cu,Pb,Zn	Cd,Cu,Zn
M 18	Dongjeong	Kyeongbuk Yeongduk	Au,Ag,Cu,Zn	As
M 19	Bongsan	Kyeongnam Habcheon	Au,Ag,Cu	Cd,Zn
M 20	Gunbook	Kyeongnam Haman	Au,Ag,Cu	Cu,As
M 21	Jeil	Kyeongnam Haman	Au,Ag,Cu,W	Cu
M 22	Baegwoul	Kyeongnam Changwon	Cu,Pb,Zn	Pb
M 23	Yoehang	Kyeongnam Masan	Au,Ag,Cu	Cu,Pb,As
M 24	Daehanchul	Ulsan Ulju	Fe,W	As,Ni
M 25	Ilkwang	Busan Kijang	Cu	Cu,As

<sup>1)</sup>Contaminated element of paddy soils near the metal mines

위 분석용 시료로 사용하였다<sup>20,21)</sup>. 수용성 화학성분 및 중금속 분석은 폐기물공정시험법인 용출시험법을 응용하여 증류수로 침출한 후 여과하여 분석용 시료로 사용하였다.

본 연구에서 전처리된 광미중의 화학성분 및 수용성, 가용성, 전함량 중금속에 대한 분석은 ICP-OES(GBC Integrator-XMP, Australia) 및 ICP-MS(HP, Agilent 7500 cs, USA)를 이용하여 측정하였다. 또한 광미중의 수용성 Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 분석은 Ion Chromatography(Dionex, DX-300, USA)를 이용하여 정량하였다<sup>20,21)</sup>.

### 중금속 부화계수 및 오염지수 평가

광미중의 중금속 오염특성을 비교하기 위하여 중금속별 오염상태의 상대적인 지수로 표현할 수 있는 부화계수(Enrichment Factor, EF)와 오염지수(Pollution Index, PI)를 산출하였다. 부화계수는 어떤 금속이 배경농도에 비해 상대적으로 오염상태의 절대성을 평가하는데 유용하며, 각각

토양입자의 전형적인 지시원소인 Al 함량을 이용하여 오염 정도를 평가하였다<sup>22)</sup>. 부화계수의 환산식은  $EF = [(X/Y_{Al})_{tailing} / (X/Y_{Al})_{crust}]$ 로 표현되며, 여기에서  $(X/Y_{Al})_{tailing}$ 은 광산 광미중의 원소(중금속) X 및 Al의 농도비,  $(X/Y_{Al})_{crust}$ 은 지각(토양)중의 원소(중금속) X 및 Al의 농도비를 각각 나타낸다.

오염지수는 토양오염의 정도를 평가하는 방법 중에서 토양에서 농작물 재배시 섭취할 경우 인간과 동물의 건강이나 질병에 영향을 줄 수 있는 중금속의 허용한계치(tolerance level)를 이용하여 오염정도를 평가하는 방법이다<sup>23)</sup>. 오염지수의 환산식은  $PI = [\sum(\text{토양의 중금속 함량}/\text{허용한계치})/\text{중금속 원소의 수}]$ 로 표현되며, 본 연구에서는 우리나라 토양환경기준(Cd 4, Cu 125, Pb 300, Zn 700, Ni 100, As 15 mg/kg)<sup>23)</sup>과 Klope(Cd 3, Cu 100, Pb 100, Zn 300, Ni 50, As 20 mg/kg)<sup>24)</sup>가 제안한 중금속의 허용한계치를 근거로 하여 오염지수를 환산하였다.

## 결과 및 고찰

### 광미중의 화학성분 조성 및 석회소요량

폐금속광산 주변 광미중의 화학성분 조성과 석회소요량을 산출한 결과는 표 2와 같다. 전국 25개 광산 주변 잔류광미의 평균 pH 값은 4.8이었으며 범위가 2.74~8.45로 광산별로 편차가 매우 크게 나타났다. 금속광산 특성별로는 황화물이 없는 금은광산 및 비금속(卑金屬, Base metal) 광산인 상동, 원동, 금정, 봉산 및 대한철 광산에서 pH 7.0 이상인 반면, 상대적으로 황화물을 다량 함유한 금은광산은 산성조건을 나타내는 것으로 보아 광산지역별 광종, 선광여부 및 광화작용의 영향을 크게 받는 것으로 생각되었다<sup>[4]</sup>.

염동도(EC)는 황화물이 다량 함유된 광산인 고명, 조일, 풍산, 울진, 군북 및 여항 광산에서 매우 높게 나타났다. 치환

성양이온 중 Ca 함량도 pH가 높은 광미에서 대체로 높은 경향이었고 다른 양이온보다 광산지역별 함량 차이가 큰 것을 알 수 있었다. 이러한 광미중 치환성 Ca 함량이 큰 편차를 보이는 것은 광화작용에도 영향이 있으나 다른 한편으로는 기존에 알려진 중금속 오염지는 토양개량제인 석회를 다량 살포한 원인도 있을 것으로 판단되었다<sup>[2,5]</sup>. 광산별 석회소요량은 평균치가 3.6 Mg/ha로 지역별 편차가 크게 나타났고, pH 및 치환성 Ca 함량과 연관성이 매우 큰 것을 알 수 있었다. 따라서 pH 값이 5 이하이거나 치환성 Ca 함량이 낮은 광산 주변에서는 석회소요량에 근거하여 토양개량제를 처리한다면 광미의 중금속을 불용화시켜 강우 등에 의한 수계 유출을 줄일 수 있을 것으로 판단된다.

표 3은 폐금속광산 잔류광미에 함유된 수용성 화학성분의 조성을 나타낸 것이다. 수용성 화학성분 조성은 평균치로 볼

Table 2. Chemical characteristics and lime requirement of mine tailings near the selected abandoned metal mines

Site No.	pH (1 : 5)	EC (dS/m)	CEC (cmol <sup>+</sup> /kg)	Ex. cations (cmol <sup>+</sup> /kg)			LR <sup>1)</sup> (Mg/ha)
				K	Ca	Mg	
M 1	5.98	0.52	3.3	0.07	1.12	0.11	0.9
M 2	3.32	5.02	11.3	0.06	4.22	0.12	3.5
M 3	5.26	0.47	9.6	0.12	1.98	0.14	1.8
M 4	3.49	1.39	4.1	0.02	0.12	0.03	2.6
M 5	8.45	0.51	13.6	0.17	16.09	0.23	0.0
M 6	8.30	0.56	12.4	0.06	15.08	0.16	0.0
M 7	5.94	0.21	12.5	0.36	4.96	0.27	1.8
M 8	4.82	12.15	52.8	0.02	45.91	0.60	1.8
M 9	2.74	13.75	34.2	0.00	18.45	0.17	11.4
M 10	3.58	0.71	3.2	0.02	0.12	0.02	3.5
M 11	4.03	0.67	9.0	0.06	0.22	0.07	4.4
M 12	3.18	2.36	21.0	0.04	0.27	0.02	7.9
M 13	3.58	8.92	24.5	0.02	11.85	0.42	6.1
M 14	3.06	2.98	10.2	0.02	0.14	0.07	7.0
M 15	7.96	2.43	15.1	0.21	12.74	0.80	0.0
M 16	3.48	1.11	8.3	0.02	0.24	0.08	3.5
M 17	3.47	2.10	14.5	0.03	0.38	0.49	10.5
M 18	3.86	9.04	11.2	0.09	1.39	0.22	4.4
M 19	7.30	1.24	7.0	0.05	8.94	0.05	0.0
M 20	3.74	8.64	33.9	0.03	24.75	0.42	4.4
M 21	3.95	0.76	6.5	0.04	0.27	0.06	3.5
M 22	5.12	0.16	8.6	0.11	1.41	0.24	2.6
M 23	4.14	7.19	35.3	0.02	28.87	0.09	3.5
M 24	8.12	0.88	17.9	0.11	16.50	0.89	0.0
M 25	3.07	5.47	10.9	0.01	2.43	0.23	5.3
Average	4.80	3.57	15.6	0.07	8.74	0.24	3.6

<sup>1)</sup>LR: Lime requirement

Table 3. Water-soluble chemical composition of mine tailings near the 25 abandoned metal mines

(Unit : mg/kg)

Chemical composition	Average	Standard deviation	Minimum	Median	95% percentile	Maximum
Cl <sup>-</sup>	19.7	2.6	16.2	19.3	23.9	26.7
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	17.7	19.6	9.3	13.0	20.9	109.9
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0.5	0.5	0.0	0.5	1.1	1.8
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	3,116.4	5,243.0	23.1	441.9	14,715.6	17,469.0
K <sup>+</sup>	17.7	11.8	5.6	14.7	38.8	55.6
Ca <sup>2+</sup>	608.6	994.6	7.0	101.0	2,690.4	3,270.0
Mg <sup>2+</sup>	27.1	32.5	1.6	10.9	79.0	129.1
Na <sup>+</sup>	42.2	4.5	36.8	41.4	49.4	56.7
Al <sup>3+</sup>	41.7	99.7	0.4	3.7	303.7	374.4
Fe <sup>3+</sup>	27.2	83.4	0.1	2.2	93.7	409.9
Mn <sup>2+</sup>	43.0	162.6	0.1	4.1	58.9	819.3

때 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > Ca<sup>2+</sup> > Mn<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, Al<sup>3+</sup> > Mg<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup> > Cl<sup>-</sup> 순으로 높았으며, 원소의 함량이 높을수록 시료간 편차도 크게 나타났다. 또한 화학성분 함량이 높은 성분일수록 평균치가 중앙값보다 상대적으로 매우 높게 나타나 일부 광미시료 중 고농도의 함량이 평균값에 영향을 미친 것을 알 수 있었다. 이러한 영향을 미친 광산지역은 수용성 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 함량이 3,000 mg/kg 이상으로 황화광물이 다양 함유된 고명, 조일, 풍산, 울진, 군북 및 여향광산 등이었다.

결과적으로 국내의 광해방지 대책 없이 방치된 잔류광미는 강우에 의한 광미유입과 용출된 침출수가 아무런 여과 없이 하부 수계에 유입될 수 있으며, 일단 수계의 점오염원으로 유입된 산성배수는 주변 생태계 전반에 독성 및 유해 중금속을 부화시킨다<sup>24,10)</sup>. 이상의 결과에서 광산별로 광미의 pH, EC, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 및 Ca<sup>2+</sup> 함량은 매우 큰 차이를 보였는데, 이러한 원인으로는 앞에서도 언급하였듯이 광산별 생산광종, 광상과 선광, 제련 등에 사용된 금속 용출제의 유무에 기인되며 수계의 광산 산성배수중의 중금속 농도 부화 및 용출량에도 직접적인 영향을 미치는 것으로 보고되고 있다<sup>6)</sup>.

#### 광미중의 중금속 오염특성 및 화학성분과의 관계

국내의 토양환경보전법에 근거한 토양오염공정시험법<sup>23)</sup>은 산가용성 침출법과 전함량 분석법으로 혼용하여 사용하고 있다. Cd, Cu 및 Pb는 0.1M-HCl 가용성 추출법, As는 1M-HCl 가용성 추출법을 적용하여 분석하고 있으며, Zn와 Ni은 왕수 강산 분해법에 근거한 전함량 분석법이 적용되고 있다.

표 4는 국내 25개 금속광산 주변에서 채취한 잔류 광미에 대한 산가용성 침출법과 왕수분해법으로 분석한 중금속 함량을 비교한 것이다. 25개 광산에 대한 잔류광미중의 산가용성 Cd Cu, Pb, As 및 Zn(전함량)의 평균치는 각각 4.98, 55.0, 203.9, 618.6, 2,275 mg/kg으로 Cd는 토양환경보전법상<sup>23)</sup>

의 농경지 대책기준, Cu 및 Pb는 농경지 우려기준, As 및 Zn는 지적법상 “나” 지역인 공장지대의 대책기준을 초과하는 수준으로 나타났다. 광산지역별 산가용성 Cd 함량은 평균 값이 원동 및 봉산광산은 지적법상의 “나” 지역인 공장용지 대책기준을 초과하였고 대화, 울진 및 백월광산은 농경지 대책기준을 초과하는 것으로 나타났다. Cu 함량은 도곡 및 백월광산에서 지적법상 “가” 지역의 농경지 대책기준을, 삼보 등 6개 광산에서 우려기준을 초과하였다. Pb 함량은 청양 및 백월광산이 공장지역의 대책기준을 초과하는 등 8개 광산이 농경지 기준을 초과하였고, As는 청양, 송천 및 고로광산이 2,000 mg/kg 이상으로 나타나는 등 총 19개 광산이 농경지 대책기준을 초과하였다. Zn 전함량은 삼보, 원동, 조일, 청양, 울진, 도곡, 봉산 및 백월 등 8개 광산에서 공정지역의 대책 기준을 초과하였다. 광미 중 Cd Cu, Pb, Zn 및 As의 전함량 평균치는 각각 31.8, 708, 4,961, 2,275, 3,235 mg/kg 으로 대체적으로 총함량이 높을수록 가용성 함량도 높은 경향을 보였다. 또한 우리나라의 토양환경기준<sup>23)</sup>에서 농경지의 대책기준(Cd 4, Cu 125, Pb 300, Ni 100, As 15 mg/kg)이 외국의 전함량 기준<sup>16)</sup>과 유사한 것을 감안한다면 전함량 외국기준에 대한 초과비율이 최저 Cu 5.6배에서 최고 As 151.7배 정도 높은 것으로 나타났다.

위의 결과에서 광미중의 중금속 농도가 심각하게 오염된 수준으로 나타났고 광산지역별로 농도 편차가 심한 것은 생산광종 및 광상의 차이, 그리고 선광, 제련 등 광산 활동시 사용된 금속용출제에 의한 중금속 용출량의 고저에 기인된 것으로 볼 수 있다<sup>3,6)</sup>. 이러한 원인으로써 최 등<sup>6)</sup>은 귀금속광산은 선광과정에서 Au-Ag계 광물만을 선택적으로 회수하고 기타 황화광물 대부분이 광미로 폐기되었기 때문에 Zn-Cu-Pb-Cd 등의 주요 황화광물을 회수한 다른 비금속광산과 비교하여 Au-Ag계 광산의 잔류광미에서 중금속 함량이 현저하게 높고, 산화과정시 산성배수에도 용출 가능성이 높다고

**Table 4. Characteristics of heavy metal distribution in mine tailings near the selected abandoned metal mines**  
(Unit : mg/kg)

Site No.	Total content by aqua regia					0.1M-HCl extractable				
	Cd	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Pb	Zn	As <sup>1)</sup>
M 1	6.1	134	668	3,471	16	0.89	71.2	261.0	684.5	1.5
M 2	1.1	14	1,250	84	669	0.05	1.2	203.6	13.5	112.0
M 3	1.4	352	4,401	1,332	20,405	0.48	23.9	121.0	123.2	2,497.5
M 4	1.9	371	90	365	39	0.63	23.2	5.9	7.4	2.1
M 5	2.2	62	41	126	307	0.59	0.4	0.1	6.8	40.1
M 6	197.7	1,107	15,800	14,230	257	36.72	1.7	24.8	347.2	15.5
M 7	11.6	393	154	391	19	6.77	84.3	4.7	33.9	1.7
M 8	7.7	130	2,576	2,384	1,680	1.30	4.1	49.6	104.3	52.0
M 9	3.3	432	121	55	2,948	0.07	121.9	0.8	4.0	539.0
M 10	1.3	75	66	455	85	0.10	4.8	9.7	6.1	5.6
M 11	14.9	1,761	2,745	1,577	28	1.35	92.4	330.0	112.4	1.8
M 12	348.8	2,004	54,570	9,731	32,790	1.79	5.1	1,162.5	48.6	8,709.0
M 13	37.6	546	1,437	4,029	825	14.40	90.4	83.0	343.4	59.4
M 14	4.9	647	12,780	1,097	2,039	0.79	30.0	479.3	179.7	192.1
M 15	1.3	25	34	43	754	0.12	4.0	0.9	4.1	73.8
M 16	0.6	18	843	130	5,656	0.06	0.8	24.8	3.4	2,226.0
M 17	21.0	4,073	15,430	3,122	362	1.91	315.4	547.5	314.4	29.7
M 18	8.3	30	862	1,629	4,109	0.28	3.3	42.0	26.9	462.0
M 19	97.4	948	1,547	8,805	219	50.50	31.1	11.1	351.0	47.7
M 20	2.1	783	41	63	2,552	0.11	21.6	1.2	3.4	77.6
M 21	2.7	777	40	28	803	0.09	73.0	1.6	0.9	51.5
M 22	13.0	1,775	7,246	2,920	27	5.17	295.5	1,727.5	334.0	3.2
M 23	3.9	376	44	142	300	0.14	64.9	3.1	8.8	40.4
M 24	1.6	657	189	537	3,227	0.08	0.2	0.1	0.2	192.0
M 25	1.7	216	1,055	123	752	0.20	10.1	0.9	8.3	32.7
Average	31.8	708	4,961	2,275	3,235	4.98	55.0	203.9	122.8	618.6
T-value <sup>2)</sup>	-	-	-	300	-	1.50	50.0	100.0	-	6.0
I-value	-	-	-	700	-	4.00	125.0	300.0	-	15.0

<sup>1)</sup>0.1M-HCl extractable

<sup>2)</sup>Threshold and intervention values for soil contamination indicators described in Soil Environmental Conservation Act.

보고하였다<sup>2,4,11)</sup>.

표 5는 금속광산 주변 광미중에 함유된 수용성 중금속 함량을 나타낸 것이다. 광미중 수용성 중금속의 평균값은 Zn > Cu > Pb > Cd > As > Ni > Cr 순으로 높았으며 중금속 함량이 높을수록 시료간 편차도 큰 것을 알 수 있었다. 또한 광미의 주오염 원소인 Zn, Cu, Pb, Cd 및 As의 평균치가 중앙값보다 상대적으로 매우 높아 일부 고농도로 함유된 광미에 영향을 받은 것을 알 수 있었다. 이러한 광미 중 수용성 중금속의 평균값은 FAO의 관개용수 수질기준(Cd 0.01, Cu 0.20, Pb 5.0, Zn 2.0, As 0.10 mg/L)<sup>25)</sup>을 초과하였고, 최

고치의 경우는 국내 토양환경보전법<sup>23)</sup>상의 농경지의 가용성 및 전함량 기준과 비교하여 Cd, Zn 및 As는 대책기준을, Cu 및 Pb는 우려기준을 초과하였다. 따라서 광미유실 및 산성우 등으로 인한 수용성 중금속의 용출로 인한 하부 수계내 유입은 하천생태계의 오염피해를 유발시킬 뿐 아니라 중금속으로 오염된 하천수가 관개용수로 사용될 경우 농산물 안전성과 관련하여 심각한 문제점을 야기 시킬 수 있을 것이다. 또한 이러한 광미-폐석에서 용출된 배출수의 중금속 농도는 광산유형과 광종에 따라 분포양상이 다른 특성을 보이며<sup>6,8,12)</sup>, 특히 저유황형 광상보다 황화광물이 높은 Au-Ag 광산

은 산화과정에서 유출수 pH가 현저히 낮아 중금속 용출 부화가 심각한 수준인 것으로 알려져 있다<sup>4,6,17)</sup>.

표 6은 앞에서 제시된 표 4와 5의 왕수분해 중금속 전함량에 대한 0.1M-HCl 가용성 및 수용성 함량의 분포비율을 백분율로 나타낸 것이다. 수용성 침출비율은 광미시료에 따라 다소 편차는 있지만 Cd > Zn > Cu > Pb > As 순으로 높게 나타나 토양 환경내에서 상대적으로 이동성이 높은 순위와 일치하는 결과를 보였다<sup>2,7)</sup>. 또한 가용성함량의 침출비율에서 As의 경우는 1M-HCl 침출성 함량을 적용하여 침출비율이 다른 중금속보다 상대적으로 높게 나타났다. 또한 대체적으로 침출비율 평균값이 최고치의 영향을 받아 중앙값보다 높았으며 산가용성 뿐만 아니라 Cd, Cu 및 Zn의 수용성 침출비율도 최고치가 20% 이상으로 나타나 강우시 수용성으로 수계에 유출될 가능성성이 클 것으로 생각된다<sup>1,3)</sup>. 정 등<sup>2)</sup>은 전국 65개 광산에서 산가용성 침출법과 왕수분해법간의 함량비를 조사한 결과에서 토양환경에서 상대적으로 이동성이 높은 Cd 및 Zn의 추출율이 약 20%, 이동성이 낮은 Cu 및 Pb는 약 15% 정도로 보고하여 본 연구결과와는 약간의 차이가 있었다. 이러한 용출특성 차이는 잔류 광미 및 토양중 중금속

용출 유효도가 광상, 화학조성 및 황화광물 존재여부 등에 기인한 화학적 결합형태에 따라 좌우된다는 보고<sup>4,7,17)</sup> 등으로 해석할 수 있을 것이다.

결과적으로 폐광산 주변 침출수의 오염특성은 광산폐기물인 폐석 및 광미 중 황화광물의 산화작용과 관련된 pH 또는 Eh 변화에 따라 중금속 용출양상이 좌우되기 때문에 산가용성 및 수용성 함량이 높고, 다량의 황화광물을 지닌 광미는 주변 수계 및 농경지 오염에 심각한 문제를 야기시킬 것이다<sup>6,9,12)</sup>.

표 7은 광미중에 함유된 화학성분과 중금속 전함량에 대한 수용성 함량 비율과의 상관관계를 나타낸 것이다. 화학성분에서 중금속의 이동성과 관련이 깊은 pH 값은 As를 제외한 Cd, Cu 및 Zn 침출비율과 부의 상관, EC값은 Cu, Pb 및 Zn성분과 정의 상관을 보였다. 잔류 광미에서 산출한 석회소요량은 Cu 및 Zn, 수용성 Al<sup>3+</sup> 농도는 As를 제외한 Cd, Cu, Pb 및 Zn, 수용성 Fe<sup>3+</sup>는 Cu, Zn의 수용성 침출비율과 정의 상관을 보였다. 또한 광미에 다량 함유되어 광산 산성폐수의 원인이 되는 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>성분은 Cu, Pb와 정의 상관을 보였으며 As의 경우는 다른 중금속과 달리 pH를 제외한 모

Table 5. Concentration of water-soluble heavy metals in mine tailings near the 25 abandoned metal mines  
(Unit : mg/kg)

Heavy metals	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	As
Average	0.640	12.80	7.40	52.25	0.171	0.015	2.84
Standard deviation	2.370	28.14	17.11	186.98	0.340	0.013	7.03
Minimum	0.004	0.05	0.12	0.04	0.006	0.000	0.10
Median	0.070	0.86	0.46	3.90	0.054	0.013	0.28
95%-Percentile	0.730	70.31	27.69	126.01	0.798	0.039	20.08
Maximum	11.970	120.70	79.56	937.60	1.544	0.052	27.10

Table 6. Concentration ratios of heavy metal extracted by water soluble and 0.1M-HCl extractant against total content of heavy metal in mine tailing near the 25 abandoned metal mines  
(Unit : %)

	Heavy metals	Average	Standard deviation	Minimum	Median	95% percentile	Maximum
Water soluble <sup>1)</sup>	Cd	4.03	6.73	0.04	1.78	13.26	31.85
	Cu	2.46	5.57	0.01	0.78	5.91	27.91
	Pb	0.42	0.59	0.00	0.15	1.78	2.02
	Zn	3.27	5.62	0.01	0.70	12.95	23.27
	As <sup>2)</sup>	0.20	0.26	0.01	0.09	0.79	0.83
0.1M-HCl extractable	Cd	17.35	16.34	0.51	10.27	49.40	58.31
	Cu	10.17	11.54	0.03	6.44	26.83	53.33
	Pb	6.47	8.94	0.05	3.05	22.33	39.07
	Zn	6.80	5.13	0.04	6.20	16.33	19.72
	As	11.41	8.17	3.04	9.42	25.60	39.36

<sup>1)</sup>Percentage ratio of water soluble and 0.1M-HCl extractability against total content of heavy metals.

<sup>2)</sup>1M-HCl extractable

**Table 7. The relationship between the chemical characteristics and concentration ratio of heavy metal extracted by water soluble to total content in mine tailing near the 25 abandoned metal mines**

Chemical characteristics	Water soluble ratio to total metal content <sup>1)</sup>				
	Cd	Cu	Pb	Zn	As
pH (1 : 5)	-0.390*	-0.398*	-0.296	-0.450*	0.139
EC (dS/m)	0.328	0.592**	0.399*	0.429*	-0.462*
CEC (cmol <sup>+</sup> /kg)	0.111	0.331	0.306	0.148	-0.407*
LR (Mg/ha)	0.294	0.603**	0.155	0.461*	-0.296
Water soluble Al <sup>3+</sup>	0.643***	0.750***	0.431*	0.744***	-0.221
Water soluble Fe <sup>3+</sup>	0.219	0.939***	0.075	0.389*	-0.196
Water soluble SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.243	0.533**	0.426*	0.303	-0.368

\* Significant at the 0.05 probability level.

\*\* Significant at the 0.01 probability level.

\*\*\* Significant at the 0.001 probability level.

<sup>1)</sup>Percentage ratio of water soluble against total content of heavy metals.

든 화학성분과의 상관계수가 부의 값으로 나타났다. 특히 수용성 Fe<sup>3+</sup> 농도와 Cu 침출비율은 상관계수가 0.94에 근접하게 나타나 매우 높은 부의 상관을 보였다. 이와 관련하여 문 등<sup>9)</sup>은 금속화합물의 이온화 작용은 산화-환원 전위에 비해 pH가 더 큰 영향을 미치며, Fe-Mn 수산화물은 황이온과 반응 산성화를 유발시켜 중금속의 거동에 영향을 미친다고 하였다. 또한 광미 중 중금속의 용출은 주로 산성조건에서 높은 반면, As는 산성조건에서 낮고 알칼리성 환경에서 탈착반응을 일으켜 상대적으로 많은 양의 비소가 용출되는 것으로 알려져 있다<sup>2,4,14)</sup>. 일반적으로 금속광산 주변에서 유실 및 강우 등으로 수계에 유입되는 광미, 침출수 등은 유해한 중금속이 다량 함유되어 있을 뿐 아니라 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 등의 영향으로 산성 조건이기 때문에 실제적으로 용출되는 중금속 농도는 중류수로 용출된 수용성 농도보다 높아질 가능성이 있을 것이다. 따라서 토양환경에서 중금속의 이동성 및 유효도와 관련이 깊은 화학성분과 수용성 용출비율과의 관계는 폐광산 주변 잔류광미 관리와 하부 수계의 오염양상을 평가하는데 유용한 자료로 활용할 수 있을 것이다.

### 광미중의 중금속 부화계수 및 오염지수 평가

광미중의 중금속 오염특성을 비교하기 위하여 오염상태의 상대적인 지수로 표현할 수 있는 중금속별 부화계수(Enrichment Factor, EF)를 산출한 결과는 그림 2와 같다. 광미중의 중금속별 부화계수는 As > Pb > Cd > Cu > Zn 순으로 것으로 것으로 시료간의 편차도 부화계수가 높을수록 크게 나타났다. 또한 오염도가 심한 As, Pb 및 Cd의 경우 중앙값보다 평균치가 매우 높았는데 이는 광산활동 및 광상특성 차이에 기인한 시료간 중금속별 오염편차가 심하여 일부 높은 농도에 영향을 받았다고 볼 수 있었다<sup>6)</sup>. 광산별 중금속 부화계수는 다른 광산에 비하여 청양광산이 As, Pb, Cd, Cu 및 Zn 가 모두 높았고, 기타 광산으로는 송천광산이 As, 도곡광산

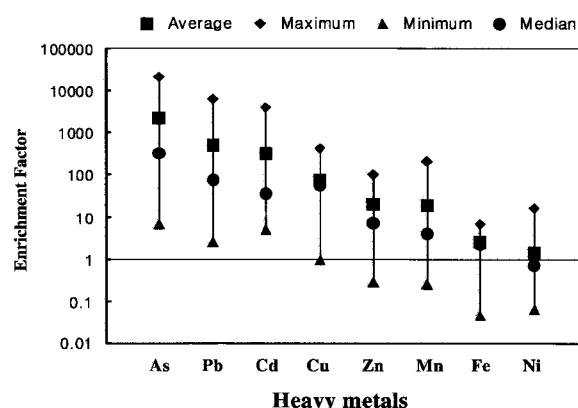


Fig. 2. Boxplots of the calculated enrichment factor for heavy metals in tailing near the 25 abandoned metal mines.

이 Pb 및 Cu, 원동광산이 Pb, Cd 및 Zn 성분이 높게 나타났다.

오염지수는 퇴적물이나 토양 등의 환경매개체에 나타날 수 있는 복합적인 중금속 오염정도를 정량화하기 위한 목적으로 도입되었으며, 그 값이 1 이상이면 중금속 오염이 존재하는 오염지역, 1 이하는 비오염지역으로 구분할 수 있다.

그림 3에 나타낸 광미중의 중금속 오염지수로 볼 때 두 가지 적용기준 모두에서 Au-Ag광산의 오염지수가 Cu-Pb 및 기타 광산보다 높았으며, 특히 Au-Ag광산에서 광산지역별 편차가 심한 것으로 나타났다. 이러한 결과는 생산광종 및 광산에 기인한 광미내 함유된 중금속 농도, 선광여부 및 황화물 존재여부에 그 원인이 있다고 생각된다<sup>2,11,12)</sup>. 또한 우리나라의 토양환경기준보다 Kloke가 제안한 기준<sup>24)</sup>으로 산출한 오염지수가 상대적으로 높았고 그 경향도 차이가 있었다. 이러한 차이는 국내와 Kloke가 제안한 허용한계치가 원소별로 차이가 있고, 그 적용기준에 대한 분석법이 외국에서 적용하

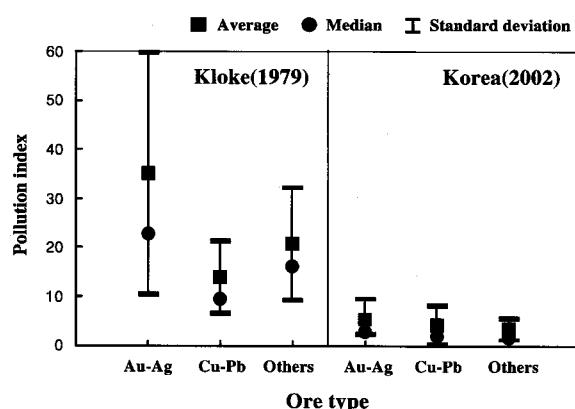


Fig. 3. Pollution index of heavy metal in mine tailing near the 25 abandoned metal mines.

는 전함량과 비교하여 국내의 가용성 Cd, Cu, Pb 및 As 농도가 상대적으로 매우 낮은 농도로 나타남에도 불구하고 두 기준이 유사한 데 기인된다고 볼 수 있다. 따라서 우리나라에서 토양환경보전법의 토양오염공정시험법이 중금속 8종을 분석하는데 현재 산가용성 용출법과 전함량 등 5가지로 다원화된 분석방법을 적용하고 있어 부하량 개념의 전함량 분석으로 일원화할 필요성이 있다. 또한 분석방법중 산분해법에 의한 전함량 농도가 산가용성 용출법보다 매우 높은 특성을 보였음에도 불구하고, 국내의 용출법에 의한 토양환경기준이 외국의 산분해 기준과 유사하여 이에 대한 종합적인 연구검토가 필요할 것으로 생각된다.

이상의 결과에서 폐금속광산 주변의 주 오염원인 광미 중의 중금속 농도가 토양환경기준을 대부분이 초과할 뿐만 아니라 환경생태계내에서 쉽게 용출될 수 있는 수용성 중금속 함량도 높은 경향을 보였다. 따라서 광산 하부에 위치한 수계 및 농경지의 경우 광미 유실 및 침출수에 의한 심각한 중금속 오염의 잠재성이 있으며, 특히 대부분의 광미가 황 이온 함유량이 높은 특징을 보여 산성배수에 의한 중금속 용출 부화를 가중시킬 수 있다는 점에서 이에 대한 종합적인 대책이 마련되어야 할 것이다.

## 요 약

광산주변의 광해대책 없이 방치된 대부분의 잔류광미는 광산지역의 하류 농경지뿐만 아니라 재배 작물의 중금속 오염의 주원인이 될 수 있다. 본 연구는 폐금속광산의 중금속 오염 특성을 평가하기 위하여 국내 25개 광산 주변에서 채취한 광미를 대상으로 수용성, 산가용성 및 전함량 중금속을 분석 검토했다. 광미 중 수용성 무기이온들의 함량은  $\text{SO}_4^{2-} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mn}^{2+}, \text{Na}^+, \text{Al}^{3+} > \text{Mg}^{2+}, \text{Fe}^{3+} > \text{Cl}^-$  순으로 높았으며, 특히 pH, EC,  $\text{SO}_4^{2-}$  및  $\text{Ca}^{2+}$  함량은 광산별로 큰 편차를 보였다. 광미중의 중금속 전함량은 Cd 31.8, Cu 708, Pb 4,961, Zn 2,275 및 As 3,235 mg/kg이었고, 중금속 중

Cd, Zn 및 As는 우리나라 토양환경보전법의 토양오염대책 기준을 초과하였다. 광미 중 전함량에 대한 수용성 중금속 비율은 Cd > Zn > Cu > Pb > As 순으로 높게 나타나 토양환경내에서 이동성이 높은 순위와 일치하였다. 또한 0.1M-HCl 산가용성 침출비율은 각각 Cd 17.4, Cu 10.2, Pb 6.5, Zn 6.8 및 As 11.4%(0.1M-HCl 추출성)이었고, 광미 중 중금속 전함량에 대한 수용성 함량비율은 화학성분 조성과 관련성이 큰 것을 알 수 있었다. 광미중의 중금속 부화계수(EF)는 As > Pb > Cd > Cu > Zn 순이었고, 오염지수(PI)는 Au-Ag 광산이 다른 광산보다 높은 것으로 나타났다. 이러한 광산 주변 광미의 중금속 부화계수와 오염지수를 근거로 볼 때 심각한 수준으로 중금속이 농집되어 있어 폐광산 주변의 주요 오염원은 광미를 포함한 광산폐기물로 판단할 수 있었다.

따라서 폐광산 주변에서 중금속을 다량 함유된 광미의 유실 및 강우에 의한 유출은 하부 수계 및 농경지에 심각한 문제를 야기 시키며, 특히 산성 황화물을 함유하는 광산폐수는 산성배수를 일으켜 중금속 용출 부화를 가중시킬 수 있어 이에 대한 대책이 강구되어야 할 것이다.

## 참고문헌

1. Oh, J. Ki. (1997) Evaluation of contamination at closed mine and application methods of tailing wastes. Symposium on the remediation and application methods of environmental pollution around abandoned mine, 97-1. ILE. Forum of Environmental Policy. p.15-51.
2. Jung, M. C., Jung, M. Y., and Choi, Y. W. (2004) Environmental assessment of heavy metals around abandoned metalliferous mine in Korea, *Econ. Environ. Geol.* 37, 21-33.
3. Lee, P. K., Jo, H. Y., and Youm, S. J. (2004) Geochemical approaches for investigation and assessment of heavy metal contamination in abandoned mine sites, *Econ. Environ. Geol.* 37, 35-48.
4. Lee, S. H. and Jung, J. Y. (2004) Geochemical characteristics of soil solution from the soil near mine tailing dumps and the contamination assessment in Duckum mine, *Econ. Environ. Geol.* 37, 61-72.
5. National Institute of Agricultural Science and Technology (NIAST). (2003) Survey on the change of heavy metal contents and chemical properties in the vulnerable agricultural fields for environmental contamination. Monitoring project on agri-environment quality in Korea. Munyoungdang press. p. 59-108.
6. Choi, S. G., Park, S. J., Lee, P. K., and Kim, C. S. (2004) An overview of geoenvironmental implica-

- tions of mineral deposits in Korea, *Econ. Environ. Geol.* 37, 1-19.
7. Prieto, G. (1998) Geochemistry of heavy metals derived from gold-bearing sulphide minerals in the Marmato District(Colombia), *Journal of Geochemical Exploration* 64, 215-222.
  8. Jung, Y. J. and Lee, S. H. (2001) Potential contamination of soil and groundwater from the residual mine tailings in the restored abandoned mine area : Shihung mine area, *Econ. Environ. Geol.* 34, 461-470.
  9. Moon, Y. H., Moon, H. S., Park Y. S., Moon J. W., Song, Y. G., and Lee, J. C (2003) Mobility of transition metals by change of redox condition in dump tailings from the Dukum mine, Korea, *Econ. Environ. Geol.* 36, 285-293.
  10. Simon, M., Martín, F., Ortiz, I., García, I., Fernández, J., Fernández, E., Dorronsoro, C., and Aguilar, J. (2001) Soil pollution by oxidation of tailings from toxic spill of a pyrite mine, *The Sci. of The Total Environ.* 279, 63-74.
  11. Zhixun L. (1997) Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfide mines, Sweden, *The Sci. of The Total Environ.* 198, 13-31.
  12. Jurjovec, J., Ptacek, C. J., and Blowes, D. W. (2002) Acid neutralization mechanisms and metal release in mine tailings : a laboratory column experiment, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66, 1511-1523.
  13. Shu, W. S., Ye, Z. H., Lan, C. Y., Zhang, Z. Q., and Wong, M. H. (2001) Acidification of lead/zinc mine tailings and its effect on heavy metal mobility, *Environ. Int.* 26, 389-394.
  14. Ahn, J. S., Kim, J. Y., Chon, C. M., and Moon, H. S. (2003) Mineralogical and chemical characterization of arsenic solid phases in weathered mine tailings and their leaching potential, *Econ. Environ. Geol.* 36, 27-38.
  15. Salmon, U. J., Carlsson, E., Petrov, P., and Ohlander, B. (2001) Geochemical investigations of sulfide-bearing tailings at Kristineberg, northern Sweden, a few years after remediation Henning Holmström, *The Sci. of The Total Environ.* 273, 111-133.
  16. Wilma, J. F. Visser. (1993) Contaminated land policies in some industrialized countries, *Technical Soil Protection Committee*. Hague, p.45-54
  17. Kim, K. W. (1997) Evaluation of analytical results of heavy metal concentrations in soil from the Dalsung mine area, Korea, *J. of KoSSGE* 4, 20-26.
  18. Vega, F. A., Covelo, E. F., Andrade, M. L., and Marcket, P. (2004) Relationships between heavy metals content and soil properties in minesoils, *Analytica Chimica Acta* 524, 141-150.
  19. National Institute of Agricultural Science and Technology (NIAST). (1988) Methods of Soil Chemical Analysis. Sam-Mi press. p.20-214.
  20. Ministry of Environment. (2003) Standard Test Method for soil pollution. <http://www.me.go.kr>, p.29-164.
  21. US EPA. (1996) Microwave assisted acid dissolution of sediments, sludges, soils and oils (Method 3051A). <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3051a.pdf>, Rev.1. p.1-25.
  22. Krzysztof, L., Danutam, W., and Irena, K. (2004) Metal contamination of farming soils affected by industry, *Environ. Int.* 30, 159-165.
  23. Ministry of Environment. (2003) Soil Environmental Conservation Act. <http://www.me.go.kr>, p.3-23.
  24. Kloke, A. (1979) Content of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury, and nickel in plants grown on contaminated soil. *Paper presented at United Nations-ECE Symp.* Geneva.
  25. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1985) Water quality for agriculture, irrigation, and drainage, *FAO Irrigation and Drainage Paper*. No.29. Rev.1. p.8-33.
  26. Bowen, H. J. M. (1979) Environmental chemistry of the elements. Academic press. London, p.333.