

강원도 폐금속광산지역의 광미와 주변토양의 중금속 오염현황 및 오염도 평가

김정대[†]

한림성심대학 보건환경과

(2005년 3월 28일 접수, 2005년 6월 20일 채택)

Assessment of Pollution Level and Contamination Status on Mine Tailings and Soil in the Vicinity of Disused Metal Mines in Kangwon Province

Joung-Dae Kim[†]

Department of Health & Environment, Hallym College

ABSTRACT : The objectives of this study was to assess pollution level and contamination status on tailings and soil in the vicinity of four disused metal mines in Kangwon province. As the result of total metal concentrations analysis, the pollution degree of tailings and soil decreased in the order of Wondong > Second Yeonhwa > Sinyemi ≈ Sangdong mines. Total metal concentrations of mine tailings in this study were 1.2~78.2 and 1.1~80.6 times higher than those in the background soil and the tolerable levels suggested by Kloke, respectively. From these results, we found that tailings served as contamination source of nearby soil. According to sequential extraction of metals, large proportion of heavy metals in all mine tailings existed in the form of a residual fraction, and heavy metals in non-residual form was mainly associated with Fe-Mn oxide fraction and sulfidic-organic fraction. Fe-Mn oxide fraction and sulfidic-organic fraction of heavy metals may be released into and contaminated the nearby environment under the oxidation or reduction condition in long-term. In particular, the proportions of the exchangeable and carbonate fraction of Cd in mine tailings from Second Yeonhwa mine were relatively high. This suggests that Cd may be easily released into and contaminated the nearby environment in the near time. Concentrations of heavy metals in mine tailings and the nearby soil exceeded the standard (agricultural area) of Soil Environment Conservation Law. So it was thought that remediation for mine tailings and the nearby soil is needed. The pollution indices of the samples in this study were far higher than 1.0 and the pollution degree was very serious. Priority remediation site for these mines was Wondong. As Results of danger indices, it was showed that exchangeable form in Wondong and Fe-Mn oxide form in the rest mines should be removed preferentially.

Key Words : Disused Metal Mines, Mine Tailings, Pollution Degree(Pollution Index, Danger Index)

요약 : 본 연구에서는 강원도내 4개의 폐금속광산에서 발생되는 광미와 주변 토양의 중금속 오염현황 및 오염도를 평가하였다. 광미와 주변 토양의 오염정도는 총 중금속농도 기준으로 원동>제2연화>신예미=상동 순이었으며, 이들 광미는 배경토양 및 Kloke 값 보다 각각 1.2~78.2와 1.1~80.6배가 높은 농도로서 주변 토양을 오염시키고 있었다. 광미내 대다수 중금속의 화합물형태는 잔류성이 대부분이었다. 비잔류형태 화합물에서는 상당부분이 환원성과 산화성이어서 장기간에 걸쳐 산화환경조건에 따라 중금속이 유출될 것으로 보이며 특히, 제2연화의 Cd은 교환성과 탄산염 화합물이 쉽게 유출되어 단기간에 주변 환경을 오염시킬 가능성이 클 것으로 판단된다. 우리나라 토양오염기준치의 초과여부 검토결과 많은 시료에서 토양환경보전법의 우려기준 및 대책기준 이상인 것으로 나타나 이에 대한 처리대책이 필요하였다. PI에 의한 오염도평가에서는 4개의 광산지역 모두 1.0 이상보다 훨씬 높아 오염정도가 심각하였으며 복원시 최우선 광산은 원동이었다. 또한, DI에 의한 복원수준정도 평가결과에서 원동광산은 단기간에 유출 가능한 교환성부터, 나머지 광산은 중·장기간에 걸쳐 유출되는 환원성부터 우선적으로 제거해야 할 것으로 나타났다.

주제어 : 폐금속광산, 광미, 오염도(오염도지수, 위험도지수)

1. 서 론

토양을 오염시키는 물질들은 다양하나 이들 중 가장 심각한 오염원은 우리나라 전국에 산재되어 있거나 밀집되어 광산활동을 벌이다 휴·폐광된 광산이며, 이 광산들은 적

절한 환경보호조치 등의 사후대책 없이 방치된 상태로 광미, 폐석, 광산폐수 등에 의해 주변 환경을 오염시키고 있다. 특히, 광미는 광산주변에 방치되어 비산되거나 광산 및 주변지역에 매립되어 호우시 유출 또는 황화광물, 물, 공기(산소), 산화 박테리아 활동 등으로 광미내 중금속 유출 등의 오염원으로서 주변 토양과 하천을 오염시키고 있다.

청정 환경 및 관광 1번지의 이미지를 최우선으로 하는 강원도 지역 특히, 백두대간 지역에 많은 폐금속광산이 위치하고 있고, 이들 광산지역에서의 오염현황은 고농도의 중

[†] Corresponding author

E-mail: kimjd@hsc.ac.kr

Tel: 033-240-9204

Fax: 033-240-9201

금속 함유 광산산성폐수의 유출로 농경지 등의 토양, 지하수, 하천수를 오염시키고 있으며, 폐석, 광미 등의 광산 폐기물은 방치되어 비산되거나 호우에 의해 유실되어 지역주민의 생활환경과 자연환경의 오염은 물론 주변지역으로 오염권이 확산되고 있다. 또한, 폐 쟁구 및 지하공간의 지반침하 등의 안전재해, 산사태, 인근 산림훼손 등이 더욱 가속화되어 가고 있다. 실제로 2002년 큰 수해로 인하여 폐금속광산지역에서의 피해는 더욱 커졌으며 특히, 제2연화광산의 경우 1차 광미댐과 2차 광미댐이 크게 파손되었고 광미에 의한 피해 흔적이 여러 군데에서 발견되었다.

현재, 우리나라 폐금속광산은 1,000개 이상이라 알려져 있고 이 중 강원도가 100여개 정도를 차지하고 있으며, 상당부분이 백두대간인 삼척, 정선, 태백, 영월군에 위치해 있다. 이들 지역에 거주하고 있는 주민들은 폐금속광산에 의한 광미와 오염토양의 처리를 요구하고 있는 실정이며, 2000만 수도권의 식수원 보존을 위해서도 처리가 절실한 형편이다. 그러나, 아직 토양오염에 대한 국민적 이해가 부족하고, 국가적으로도 아직 폐금속광산지역의 복원을 위한 다양한 기술이 확보되어 있지 않은 것은 물론이고 복원기술을 적용하기 위한 세부적인 기초자료가 부족한 실정이었다. 최근 2003년 환경부에 의해 강원, 경기, 전북, 전남지역의 폐금속광산 32개를 대상으로 토양오염실태에 대한 조사를 수행하였는데 이 조사에서는 주요 대상물질이 광미나 폐석 등을 제외한 논과 밭이고, 오염원으로부터 거리에 따른 오염현황, 토양기준치의 초과여부, 오염도지수(PI, pollution index)평가에 중점을 두었다.

따라서, 본 연구에서는 폐금속광산의 복원을 위한 기초자료를 제공하고자 백두대간에 위치한 폐금속광산 중 가장 오염이 심하다고 판단되는 4개의 광산을 대상으로 오염원(광미)과 주변 토양(밭, 논, 하상퇴적물)의 중금속 오염현황을 조사하였고, 오염원으로부터의 오염정도 및 가능성을 평가하기 위하여 오염원 및 주변 토양의 중금속화합물의 분포형태와 오염정도를 평가하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 연구대상지역 선정 및 개요

본 연구에서는 백두대간에 위치한 삼척시, 태백시, 정선군, 영월군의 폐금속광산을 대상으로 1차로 자료조사^{1~3)}와 현장답사, 그리고 2차로 각 시와 군청, 그리고 인근 주민들의 의견을 수렴하여 지금까지 광산에 의해 주변 환경을 심각하게 오염시켜왔고, 앞으로도 계속적으로 오염가능성이 높다고 판단되는 폐금속광산을 각각 1곳을 선정하였다. 이들 4개의 폐금속광산으로 정선군의 신예미광산, 영월군의 상동광산, 삼척시의 제2연화광산이 선정되었고, 태백시의 경우 앞의 3개 폐금속광산보다 광산규모는 작지만, 광미댐이 없이 그냥 방치되어 주변 환경으로의 오염가능성이 높다고 판단되는 원동광산을 선택하였다. 그 조사대상물질로는 오염원인 광미와 이 오염원에 의해 오염된 주변 토양 3

곳(논토양, 밭토양, 하상퇴적물)이었고, 대조토양(비오염토양)은 광산활동 등에 의해 오염되지 않았을 것으로 추정되는 3~10 km 떨어진 산림토양을 선택하였다.

한편, 이들 4개 지역의 현황은 다음과 같다. 강원도 정선군의 신예미광산은 총 6개광구의 1,229 ha에 걸쳐서 1983년부터 광산개발이 시작되었고 중간에 2000년 6월부터 2001년 10월까지 휴광 및 시설보강을 통해 최근까지 철광을 생산해 왔으며 광구 아래로 1 km이내에 걸쳐 광미들이 적치 및 방치되어 있었다. 영월군의 상동광산은 2개의 광미댐 즉, 구폐제댐에서는 1974년 3월 완공되어 1981년까지 400만 톤의 폐석 및 광미가, 신폐제댐에서는 1981년 5월에 완공되어 1993년까지 800만 톤의 폐석 및 광미가 적치되어 관리되어 왔는데, 선광시설 및 기반시설이 그대로 방치된 채로 과거 30여년간에 걸쳐 수십 차례의 호우로 인하여 광미가 육동천 본류로 유입되어 오염시키고 있었다. 태백시의 원동광산은 2003년 조사당시 낮은 야산의 경사면에 폐 쟁구가 보였고, 광미댐이 조성되지 않은 채로 쟁구 입구부터 약 100 m에 걸쳐 1,000 m³의 폐석과 광미가 적치되어 바로 앞의 하천으로 흘러들어 가고 있었으며 폐 쟁구로부터 1 km이내에 걸쳐서 4,000 m²의 밭이 있어 오염의 직접적인 영향을 받은 것으로 추정된다. 삼척시의 제2연화광산은 1차 광미댐(선골)과 2차 광미댐(직내골)에 폐석 및 광미가 적치되어 관리되고 있었다. 2003년 조사당시 2002년 수해로 인하여 1차 광미댐은 주변의 산과 계곡, 아래쪽의 휴양림 등이 크게 파손되어 복구되고 있었고, 2차 광미댐 주변 역시 크게 파손되어 복구작업이 이루어지고 있었다. 인근 주민 및 공무원들의 증언에 의하면 수해로 인하여 광미댐에서 많은 양의 광미가 벗물에 휩쓸려 내려왔다고 언급하고 있으며 여러 곳에서 이들 흔적이 발견되었다.

2.2. 시료

각 지점에서 채취된 시료는 실험실로 옮겨 건조기로 건조시킨 후 2 mm체를 통과시킨 다음 2 mm 이상의 입자는 제거하고 나머지를 본 실험을 위하여 폴리에틸렌 비닐백에 담아 상온에서 보관하여 분석하였다. 또한, 채취된 시료 중에 가능한 빠른 시간내 분석이 필요한 항목(예. 수분, pH, 전기전도도 등)들은 바로 실험을 수행하였다. 중금속분석은 2종류로 준비되었다. 하나는 총 중금속함량 분석을 위한 시료로써 건조시킨 후 2 mm체로 걸러 통과된 시료를 절구와 절구공이로 분쇄하여 준비하였고, 다른 하나는 토양오염기준치의 초과 여부를 판단하기 위한 시료로써 토양오염공정시험법에 따라 시료를 준비하였다.

2.3. 분석방법

수분과 유기물함량은 토양화학분석법⁴⁾을, 전기전도도와 pH, 토성(soil texture)은 토양분석법⁵⁾을 따랐다. 토성은 calgon test로 분석한 결과를 미국농무성법 입도분포에 따라 토양삼각도로 결정하였다. 본 연구에서의 토양과 중류수의 비는 1:5로 하여 pH를 측정하였다. 양이온교환능력은

1 N Ba(OAc)₂방법⁶⁾을 이용하였다. 중금속분석의 경우 토양내 총 중금속함량은 Chlopecka 등⁷⁾과 Ure⁸⁾이 제시한 방법(HF/HClO₄/HNO₃분해법)을 이용하였고, 토양오염기준(우려/대책기준) 초과여부를 검토하기 위해 우리나라 토양오염 공정시험법⁹⁾에 따라 시험하였다. 분석대상 중금속으로는 미국 Superfund site나 산업지역, 그리고 폐금속광산지역에서 흔히 발견되는 Pb, Cu, Zn, Cd, As, Cr이 선정되었다. 또한, 토양내 중금속의 화학적 분포형태와 토양에서의 중금속 거동예측, 그리고 환경으로의 유해성 영향을 파악하기 위하여 Tessier 등¹⁰⁾이 제시한 연속추출방법을 따랐으며 분석대상 중금속으로는 다양한 토양성분들에 따라 다양한 물리화학적 반응 및 이동, 중금속 용출이 상이한 Pb, Cu, Zn, Cd이 선정되었다. 이 연속추출방법에서는 크게 5단계 즉, 1단계 이온교환성 형태(exchangeable fraction, 이하 F1), 2단계 탄산염 형태(carbonate fraction, 이하 F2), 3단계 환원성 형태(Fe/Mn oxides fraction, 이하 F3), 4단계 산화성 형태(organic/sulfide fraction, 이하 F4), 5단계 잔류성 형태(residual fraction, 이하 F5)로 분류된다. 이 중 잔류성 형태(F5)는 Yarlagadda 등¹¹⁾이 이용했던 방법(총 중금속함량 분석방법과 residual fraction 분석방법이 동일함)에 따라 총 중금속함량과 연속추출의 F1~F4까지 합과의 차이로 residual fraction을 계산하였다. 본 연구에서의 모든 시료는 3개씩 분석하여 평균하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 광미 및 주변 토양의 물리화학적 특성

본 연구결과 4개 지역의 광미와 주변토양의 물리화학적 특성 중 특징적인 부분을 살펴보면, 유기물함량의 경우 광미가 0.8~2.8%로 이 등¹²⁾과 Kim¹³⁾의 연구결과 범위(0.1~3.8%)에 해당하였고, 나머지(밭토양, 하상퇴적물, 논토양)는 1.0~7.8%로 다양한 값을 보였다. pH는 광미가 7.5~9.1로 이 등¹²⁾의 결과와 비슷한 약알칼리성을 띠었고, 일부를 제외하고 모두 7 이상의 약알칼리성이었다. 광미의 양이온 교환능력은 11.9~22.2 meq/100 g로 대한광업진흥공사¹⁴⁾의 결과(0.1~11.2 meq/100 g)보다 2배 정도 높은 값을 보였는데, 이는 본 연구의 광미 중 실트이하 입자의 비율이 더 많았기 때문인 것으로 사료된다. 이들 4개 지역의 실트이하입자(silt+clay) 비율은 신예미에서 광미(58%)가, 상동과 원동에서 밭토양(각각 27과 50%)이, 제2연화에서 논토양(66%)이 가장 높게 나타났다.

3.2. 폐금속광산의 광미(오염원) 및 주변 토양의 오염 현황

Table 1의 배경토양내 총 중금속농도(Pb, Cu, Zn, Cd)는 일반적인 우리나라 배경토양(산림토양)에서 보이는 중금속 농도를 보였지만, 다른 나라들(영국, 미국, 일본)보다는 대체적으로 1.2~6.4배가 높았다[Table 2]. 이는 지질학적인

요인과 다양한 산분해법 등에 의한 것으로 생각된다. 4개의 폐금속광산지역의 광미 및 주변 토양내 총 중금속농도를 배경토양과 비교하였을 때 광미가 배경토양보다 1.2~78.2배가 높았고, 그 중 원동광산과 제2연화광산이 전반적으로 높았다. 주변토양(밭토양, 하상퇴적물, 논토양)은 배경토양보다 0.6~15.3배가 높았고, 그 중 밭토양에서 원동광산이 높게 나타났다. 또한, 본 결과를 Kloke 값¹⁷⁾(Pb 100 mg/kg, Cu 100 mg/kg, Zn 300 mg/kg, Cd 3 mg/kg, As 20 mg/kg, Cr 100 mg/kg)과 비교하였을 때 광미가 거의 모든 금속에서 1.1~80.6배가 높았고, 그 중 원동광산의 Pb이 80.6배로 가장 높았다. 주변 토양은 대부분의 금속에서 0.6~15.8배로 높았고 역시 원동광산 밭토양의 Pb이 15.8배로 가장 높았다. 이들 결과들에 의하면 광미가 오염원으로서 주변토양을 오염시키고 있음을 알 수 있다. 또한, 오염정도는 광산별로 원동 > 제2연화 > 신예미 ≈ 상동 순이었으며, 농도별로 신예미 Zn > Pb > Cu > Cr > As > Cd, 상동 Zn > As > Pb > Cu > Cr > Cd, 원동 Pb > Zn > Cu ≈ As > Cr > Cd, 제2연화 Zn > Pb > Cu > As > Cr > Cd 순으로 높게 나타났다.

Table 1. Total heavy metal concentrations of tailings and soil in the vicinity of disused metal mines

[unit : mg/kg, dry weight basis]

Mine	Heavy metal Background soil	Tailings	Farmland soil	Stream sediments	Paddy soil
Sinyemi	Pb	262	327	277	270
	Cu	29	160	82	57
	Zn	338	4,140	986	1,642
	Cd	2.7	19.9	6.7	9.3
	As	17	63	56	12
	Cr	26	108	65	98
Sangdong	Pb	78	188	154	247
	Cu	17	145	69	72
	Zn	342	1,711	636	1,326
	Cd	2.0	9.7	4.3	5.3
	As	17	204	29	124
	Cr	54	140	98	61
Wondong	Pb	103	8,063	1,580	506
	Cu	32	111	123	59
	Zn	543	4,549	1,158	655
	Cd	4.7	57.2	11.3	6.0
	As	26	110	84	53
	Cr	33	86	80	83
Second	Pb	135	701	76	108
	Cu	16	634	38	44
	Zn	449	7,796	420	783
	Cd	3.0	69	4.0	7.0
	As	15	177	93	68
	Cr	57	139	63	57
1) Total heavy metal concentration : Digestion of HF/HClO ₄ /HNO ₃					

Table 2. Total heavy metal concentrations in background soil in various parts of the world

Item	Pb	Cu	Zn	Cd	As	Cr ^{**}
Korea ³⁾	6~2,426	2~237	3~1,052	ND [*]	20.0	0.6~29.0
UK ^{15,16)}	16~41	11~323	20~284	<0.3~2.4	4.8~8.6	-
USA ^{15,16)}	<10~700	<1~700	<5~2,900	<0.1~2.9	<0.1~97.0	-
Japan ¹⁵⁾	5~189	4~176	10~622	0.03~2.5	0.4~70.0	-
The world ¹⁵⁾	2~300	2~250	10~300	0.01~2.4	0.1~50.0	5~1,500

* ND : not detected, ** Total chromium

3.3. 오염원인 광미의 중금속분포형태

오염물질인 광미내 존재하는 중금속의 분포형태 자료는 오염원으로부터 주위 환경으로 유출되는 중금속의 거동을 예측하고 이들 물질처리시 보다 효과적이고 적정한 처리기술을 적용하는데 이용될 수 있다. 본 연구에서는 Pb, Cu, Zn, Cd를 대상으로 수행하였으며 그 결과를 Table 3~6에 나타내었다.

신예미광산 광미내 중금속화합물의 분포형태를 Table 3에 나타내었다. 결합형태의 분포별로 보면 Pb이 잔류성(85.2%) > 환원성(11.7%) > 산화성(1.7%) > 탄산염(0.6%) > 교환성(0.7%) 순으로, Cu가 잔류성(83.3%) > 산화성(10.2%) > 환원성(6.2%) > 탄산염(0.1%) > 교환성(0.2%) 순으로 켰으며 Pb과 Cu 모두 잔류성이 전체의 83% 이상을 차지하였다. Zn과 Cd의 경우 둘 다 잔류성(58.3과 43.3%) > 환원성(29.8과 35.8%) > 산화성(11.6과 15.7%) > 교환성(0.1과 2.9%) > 탄산염(0.1과 2.2%) 순으로 높았으며 잔류성이 43~58%를 차지하였다. 전반적으로 4개의 중금속 모두 잔류성(F5)이 전체의 43.3~85.2%로 가장 높은 비율을 보였고, 이들 중 Pb과 Cu는 비교적 강하게 결합되어 있는 잔류성형태가 주를 이루는 반면에 Zn과 Cd은 상대적으로 적었다. 비잔류성형태(F1~F4)에서는 Zn과 Cd의 환원성+산화성이 각각 41.4와 51.5%로 Pb과 Cu보다(13.4와 16.4%) 상대적으로 높은 비율을 보였다. 이는 Zn과 Cd이 현 상태에서는 이동가능성이 적지만, 주위 환경조건이 변함에 따라 언제든지 이동가능성이 높음을 의미한다. Chon 등¹⁸⁾과 Ruby 등¹⁹⁾은 환원성화합물은 환원조건이 형성되기 쉬운 토양의 심토층에서 이동이 용이한 반면에 황화물 및 유기물과 같은 산화성화합물은 지표에 노출되어 산화작용이나 풍화작용에 의해 이동이 용이한 교환성이나 탄산염 형태로 전이되어 지속적인 중금속 유출이 일어날 가능성이 높다고 제시하였다. 따라서 Pb과 Cu보다는 Zn과 Cd이 상대적으로 주위 환경으로 유출가능성이 높은 것으로 생각되며 본 연구지역에서는 Cd이 가장 이동가능성이 높은 것으로 나타났다.

Table 4의 상동광산 광미내 중금속화합물의 분포형태는 Pb, Zn, Cd이 잔류성 > 환원성 > 산화성 > 탄산염 > 교환성, Cu는 잔류성 > 산화성 > 환원성 > 탄산염 > 교환성 순으로 높았으며 전체적으로 잔류성이 64~97%를 차지하였다. 특히, 상동광산은 신예미와 달리 Zn과 Cd이 Pb과 Cu보다 각각 97과 86%로 더 많은 잔류성 비율을 보였다. 또한, 비잔류

Table 3. Chemical partitioning of heavy metals in Sinyemi tailings by sequential extraction analysis

Fractions	Pb	Cu	Zn	Cd
	mg/kg(%)			
Exchangeable, F1	2.3(0.7)	0.3(0.2)	6.2(0.1)	0.6(2.9)
Carbonate, F2	2.1(0.6)	0.2(0.1)	3.6(0.1)	0.4(2.2)
Fe-Mn oxide, F3	38.4(11.7)	9.9(6.2)	1235.0(29.8)	7.1(35.8)
Organic+sulfide, F4	5.5(1.7)	16.4(10.2)	482.1(11.6)	3.1(15.7)
Residual, F5	279.0(85.2)	133.5(83.3)	2413.2(58.3)	8.6(43.3)
Sum	327.4(100.0)	160.2(100.0)	4140.0(100.0)	19.9(100.0)

* F5 = Concentration by HNO₃/HClO₄/HF digestion - $\sum(F1+F2+F3+F4)$

Table 4. Chemical partitioning of heavy metals in Sangdong tailings by sequential extraction analysis

Fractions	Pb	Cu	Zn	Cd
	mg/kg(%)			
Exchangeable, F1	0.8(0.4)	0.9(0.6)	0.2(0.0)	0.1(0.8)
Carbonate, F2	2.5(1.3)	0.7(0.5)	0.3(0.0)	0.1(0.9)
Fe-Mn oxide, F3	61.2(32.5)	2.9(2.0)	42.1(2.5)	0.9(9.6)
Organic+sulfide, F4	4.0(2.1)	39.1(27.0)	5.9(0.3)	0.3(3.1)
Residual, F5	119.9(63.6)	101.2(69.9)	1662.5(97.2)	8.3(85.6)
Sum	188.4(100.0)	144.8(100.0)	1711.0(100.0)	9.7(100.0)

* F5 = Concentration by HNO₃/HClO₄/HF digestion - $\sum(F1+F2+F3+F4)$

성형태에서는 Pb과 Cu의 환원성+산화성이 각각 34.6와 39.0%로 Zn과 Cd보다(2.8과 12.7%) 상대적으로 높은 비율을 보였다. 이는 본 지역의 중금속 총 농도가 다른 연구지역보다 낮기 때문에 이동가능성이 높은 비잔류성형태의 화합물은 적고 상대적으로 잔류성형태의 화합물이 높게 나타난 것으로 생각된다. 김 등²⁰⁾은 중금속 총 농도의 변화에 따라 금속존재형태의 상대적인 비율이 비교적 뚜렷하고, 전반적으로 농도가 감소함에 따라 탄산염과 산화성이 감소하는 반면에 환원성과 잔류성이 증가한다고 하였다. 또한, 농도가 높을수록 중금속의 이동성이 증가한다고 제시하였다. 그러나, 이 요인은 중금속원소의 거동에 영향을 끼치는 하나의 원인에 해당할 뿐 절대적이진 못하다.

Table 5의 원동광산 광미내 중금속화합물의 분포형태의 경우 Pb이 잔류성 > 환원성 > 산화성 > 교환성 > 탄산염, Cu와 Zn이 잔류성 > 산화성 > 환원성 > 탄산염 ≥ 교환성, Cd이 잔류성 > 산화성 > 환원성 > 교환성 > 탄산염 순이었으며 전반적으로 잔류성이 55~83%로 주를 이루었다. 또한, Cu를 제외한 Pb, Zn, Cd의 비잔류성형태의 화합물이 36~45%로 비교적 높은 비율을 보인 반면에 Cu는 17%로 비교적 낮았다. 특히, 원동광산의 Pb, Zn, Cd는 환원상태인 토양 깊은 곳이나 산화상태인 지표에 노출되어 주변 환경을 오염시킬 가능성이 큰 환원성 및 산화성 화합물이 각각 45%, 36%, 40%로 나타났다.

한편, Table 6의 제2연화광산 광미내 중금속화합물의 분포형태는 다른 지역들과 달리 전반적으로 잔류성형태가 적었고 상대적으로 비잔류성형태의 비율이 높게 나타났다.

Table 5. Chemical partitioning of heavy metals in Wondong tailings by sequential extraction analysis

6Fractions	Pb	Cu	Zn	Cd
	mg/kg(%)			
Exchangeable, F1	31.5(0.4)	0.1(0.1)	0.8(0.0)	3.0(5.2)
Carbonate, F2	18.0(0.2)	0.5(0.5)	0.3(0.0)	0.4(0.7)
Fe-Mn oxide, F3	3547.3(44.0)	2.7(2.4)	759.6(16.7)	11.0(19.3)
Organic+sulfide, F4	66.0(0.8)	15.1(13.7)	870.9(19.1)	11.6(20.3)
Residual, F5	4400.6(54.6)	92.1(83.4)	2917.2(64.1)	31.3(54.6)
Sum	8063.4(100.0)	110.5(100.0)	4548.8(100.0)	57.2(100.0)

* F5 = Concentration by HNO₃/HClO₄/HF digestion - $\sum(F1+F2+F3+F4)$ **Table 6.** Chemical partitioning of heavy metals in Second Yeonhwa tailings by sequential extraction analysis

Fractions	Pb	Cu	Zn	Cd
mg/kg(%)				
Exchangeable, F1	2.0(0.6)	0.5(0.3)	5.4(0.1)	4.3(21.8)
Carbonate, F2	1.1(0.3)	1.0(0.6)	1.5(0.0)	0.6(3.1)
Fe-Mn oxide, F3	160.9(49.1)	29.7(18.6)	1280.2(30.9)	4.8(24.1)
Organic+sulfide, F4	16.2(5.0)	34.0(21.2)	569.4(13.8)	5.4(27.4)
Residual, F5	147.2(44.9)	94.9(59.2)	2283.5(55.2)	4.7(23.6)
Sum	327.4(100.0)	160.2(100.0)	4140.0(100.0)	19.9(100.0)

* F5 = Concentration by HNO₃/HClO₄/HF digestion - $\sum(F1+F2+F3+F4)$

Pb은 환원성 > 잔류성 > 산화성 > 교환성 > 탄산염, Cu는 잔류성 > 산화성 > 환원성 > 탄산염 ≥ 교환성, Zn은 잔류성 > 환원성 > 산화성 > 교환성 > 탄산염, Cd은 산화성 > 환원성 > 잔류성 > 교환성 > 탄산염 순이었고, 전반적으로 잔류성보다는 비잔류성형태가 높은 비율을 보였다. 비잔류성형태에서는 환원성+산화성이 각각 전체농도의 Pb 54%, Cu 40%, Zn 44%로 다른 3지역(신예미, 상동, 원동)보다 비교적 높게 나타났다. 이는 비록 F1과 F2보다 이동성이 적지만, 산화 또는 환원환경에 노출될 경우 증금속의 유출가능성이 크다는 것을 의미한다. 본 연구대상 증금속들 중 Cd은 다양한 형태의 화합물이 골고루 분포되어 있었고 전체 농도의 76%가 비잔류성형태인 것으로 나타나 이동가능성이 가장 큰 것으로 나타났다. 이를 결과에 의하면, 제2연화광산의 경우 4가지 증금속 모두 주변 환경조건의 변화에 따라 비잔류성형태의 화합물이 유출되어 주변 환경을 오염시킬 가능성이 높으며 특히, Cd의 경우 쉽게 물에 의해 유출되는 교환성과 탄산염형태의 화합물이 25%로 다른 연구지역 및 증금속들보다 비교적 높아 오염가능성이 가장 큰 것으로 보인다.

3.4. 토양오염기준치의 초과여부 검토

Table 7에는 우리나라 토양오염공정시험법에 따른 시험결과를 토양환경보전법²¹⁾의 토양오염우려기준(농경지역 Pb 100, Cu 50, Zn 300, Cd 1.5, As 6, Cr⁶⁺ 4 mg/kg) 및 대책기준(농경지역 Pb 300, Cu 125, Zn 700, Cd 4, As 15, Cr⁶⁺ 10 mg/kg)과 비교하여 나타내었다. 신예미광산의 광미

Table 7. Total heavy metal concentrations based on Korean Standard Methods for the examination of soil

Mine	Heavy metal	Background soil	[unit : mg/kg, dry weight basis]			
			Tailings	Farmland soil	Stream sediments	Paddy soil
Sinyemi	Pb	8.1	22.2	23.4	38.7	42.4
	Cu	2.3	25.3	12.0	21.4	21.3
	Zn	30.1	1251.1	382.5	671.6	586.0
	Cd	ND*	3.1	0.4	0.8	0.5
	As	2.4	9.2	3.8	6.6	7.3
	Cr ⁶⁺	3.7	5.6	9.3	11.5	13.9
Sangdong	Pb	5.1	9.4	9.6	13.3	-
	Cu	2.9	28.8	19.4	12.7	-
	Zn	60.0	91.9	86.3	152.9	-
	Cd	ND	0.5	0.1	0.3	-
	As	2.5	2.7	4.9	8.2	-
	Cr ⁶⁺	5.8	7.0	16.6	17.5	-
Wondong	Pb	7.3	3392.8	277.0	109.9	-
	Cu	5.1	23.7	19.5	25.3	-
	Zn	51.3	3764.7	411.5	199.4	-
	Cd	0.04	16.1	0.9	0.5	-
	As	0.7	9.7	8.2	5.1	-
	Cr ⁶⁺	5.3	7.9	8.9	7.5	-
Second Yeonhwa	Pb	10.6	219.7	25.8	60.0	37.7
	Cu	3.8	168.4	11.4	37.1	15.3
	Zn	84.6	3501.7	395.4	2141.1	3.8
	Cd	0.04	17.6	0.6	3.8	1.2
	As	2.7	17.3	7.5	10.5	17.3
	Cr ⁶⁺	5.3	13.6	10.0	13.4	9.6

* ND : not detected

와 주변 토양을 우려기준 및 대책기준과 비교하였을 경우 Pb과 Cu는 광미, 밭토양, 하상퇴적물, 논토양 모두 기준이 하였고, Cd은 광미(우려기준 2배 초과)를 제외한 모든 시료에서 기준 이하였다. Zn은 모든 시료에서 우려기준 이하였지만, 광미만 1.8배로 대책기준을 초과하였다. Cr⁶⁺은 모든 분석시료에서 우려기준을 1.4~3.5배 초과하였고, 하상퇴적물과 논토양에서 각각 1.2와 1.4배로 대책기준을 초과하였다. As는 밭토양을 제외한 모든 시료에서 우려기준을 1.1~1.5배 초과하였지만, 대책기준 이하였다. 상동광산의 경우 Pb, Cu, Zn, Cd, As(하상퇴적물 제외)는 모든 분석시료(광미, 밭토양, 하상퇴적물)에서 우려 및 대책기준 이하였고, 하상퇴적물내 As만 우려기준을 초과하였다. 그러나, Cr⁶⁺은 모든 분석시료(배경토양 포함)에서 1.5~4.4배로 우려기준을 초과하였고, 밭토양과 하상퇴적물에서는 대책기준도 각각 1.7과 1.8배 초과하였다.

원동광산과 제2연화광산은 앞의 2개 광산과는 달리 상당부분이 토양오염 우려기준을 초과하였다. 먼저 원동광산의 경우 증금속별로 보면, Cu와 Cd(광미 제외)은 광미, 밭토양, 하상퇴적물 모두 우려 및 대책기준이 하였지만, 광미내 Cd

은 우려와 대책기준을 각각 11배와 4배 초과하였다. Pb과 Cr⁶⁺는 모든 시료에서 우려기준을 각각 1.1~33.9와 1.9~2.2배를 초과하였고, 광미내 Pb만 11.3배로 대책기준을 초과하였다. Zn과 As는 광미와 밭토양에서 우려기준을, Zn은 광미에서 대책기준을 초과하였다. 제2연화광산의 경우 Pb과 Cu는 광미만 각각 2.2와 3.4배로 우려기준을, Cu는 대책기준을 초과하였다. Zn은 논토양을 제외한 분석시료에서 우려기준을 1.3과 11.7배 초과하였고, 광미와 하상퇴적물에서는 대책기준도 5.0과 3.1배 초과하였다. Cd은 광미와 하상퇴적물에서 우려기준을 각각 11.7과 2.5배 초과하였고 나머지는 기준이하였다. As와 Cr⁶⁺은 모든 분석시료(광미, 밭토양, 하상퇴적물, 논토양)에서 우려기준을 각각 1.3~2.9와 2.4~3.4배 초과하였으며 As는 광미와 논토양에서, Cr⁶⁺는 광미, 밭토양, 하상퇴적물에서 대책기준을 초과하였다.

이들 결과들을 종합하면, 4개 광산지역 대부분의 분석시료에서 많은 중금속이 우려기준을 초과하였을 뿐만 아니라 대책기준까지도 초과한 시료가 많았다. 신예미는 광미에서 Zn, 하상퇴적물과 논토양에서 Cr⁶⁺, 상동은 밭토양과 하상퇴적물에서 Cr⁶⁺, 원동은 광미에서 Pb과 Zn, 그리고 Cd, 제2연화는 광미에서 Cu, Zn, Cd, As, 그리고 Cr⁶⁺, 밭토양에서 Cr⁶⁺, 하상퇴적물에서 Zn과 Cr⁶⁺, 논토양에서 As가 대책기준을 초과하여 이에 대한 처리대책이 절실한 것으로 판단된다.

3.5. 광미(오염원) 및 주변 토양의 질 평가

세계 여러 나라마다 분석방법과 토양오염기준치가 다양하다. 토양환경보전법에 제시되는 토양오염공정시험법의 총합량분석법으로는 중금속의 존재형태에 대한 정보가 부족하고 이들 오염물질의 이동가능성이나 유해성을 평가하기가 어려운 실정이다. 본 연구에서는 이러한 문제점을 해결하기 위한 방법으로 토양오염도 평가방법으로 오염지수(pollution index, PI)^{18,22,23)}와 위험도지수(danger index, DI)^{20,23)}를 이용하였다.

3.5.1. 오염지수(Pollution Index, PI)

여러 가지의 원소들을 복합적으로 고려하여 종합적인 중금속 오염도 평가를 위해 오염도지수(PI)를 이용하였다. PI가 1.0 이상이면 평균적으로 토양 중의 중금속함량이 허용한계치 이상임을 나타낼 뿐만 아니라 인위적 또는 자연적인 요인에 의해 오염되었음을 의미한다. 본 연구에서 사용한 오염지수평가 계산식은 다음과 같으며, 허용한계치(tolerable level)로 Kloeke 값¹⁷⁾(왕수분해법 Pb 100, Cu 100, Zn 300, Cd 3, As 20, Cr 100 mg/kg)과 토양오염우려기준²¹⁾(농경지역 Pb 100, Cu 50, Zn 300, Cd 1.5, As 6, Cr⁶⁺ 4 mg/kg)을 이용하였다.

$$\text{Pollution Index (PI)} = \frac{\sum (\text{금속의 총농도}/\text{해당금속의 허용한계치})}{\text{금속의 개수}}$$

먼저 Kloeke 값을 기준으로 산정한 4개 지역의 PI는 광미 4.0~20.4, 밭토양 1.4~4.9, 하상퇴적물 1.7~2.7, 논토양 1.7~2.1 그리고, 배경토양에서 0.7~1.1의 범위로 나타났다 [Fig. 1]. 이는 4개 폐금속광산지역의 광미, 밭토양, 하상퇴적물, 논토양이 PI 1.0 이상을 훨씬 초과한 것으로 나타나 중금속에 의한 오염정도가 심각함을 의미한다. 또한, 광미와 밭토양은 원동광산에서 가장 오염이 심각하였고 상동광산이 가장 적었다. 하상퇴적물은 신예미와 상동광산이, 논토양은 제2연화광산이 가장 오염이 심각하였다. 따라서 이를 광산 중 우선적으로 원동광산의 광미와 주변 토양의 처리대책이 가장 시급하였으며, 나머지 3개 광산에서도 광미와 주변 토양에 대한 처리대책이 필요한 것으로 나타났다. 토양오염우려기준을 기준으로 산정한 4개 지역의 PI는 광미 0.6~10.2, 밭토양 0.8~1.5, 하상퇴적물 0.9~2.7, 논토양 1.3~1.4 그리고, 배경토양에서 0.3~0.4의 범위로 Kloeke 값을 이용하였을 때보다 전반적으로 낮은 PI를 보였다 [Fig. 1]. 그러나, 4개 폐금속광산지역 중 원동과 제2연화광산의 광미는 비교적 상당히 높은 PI를 보여 오염정도가 심한 것으로 나타난 반면, 나머지 대부분은 오염정도가 비교적 적었다.

3.5.2. 위험도지수(Danger Index, DI)

토양내 총 중금속농도는 단순히 토양의 오염도를 평가하는데 이용되지만, 이 방법은 중금속의 존재형태를 고려하지 않은 결과로 유해성평가에 이용하기에 적합하지 않다. 중금속 전체 농도가 중금속의 이동성이나 생이용도(bioavailability)가 100% 될 수 없으므로 중금속의 화학적 존재형태를 분석하여 이동, 분산, 용출가능성 정도를 판단함으로써 오염가능성을 평가하는 것이 더 적합하다.²²⁾ 따라서 김 등²⁰⁾은 총량이 아닌 중금속의 존재형태를 고려하여 이동이나 분산, 즉 식물 흡수도에 영향이 큰 중금속농도만을 이용하는 위험도지수방법을 이용하였으며 그 식은 다음과 같다.

$$\text{Danger Index (DI)} =$$

$$\frac{\sum (\text{원소의 } 1 \sim n \text{ 단계까지의 합}/\text{해당금속의 허용한계치})}{\text{금속의 개수}}$$

위험도지수(DI)는 총량이 많고 적음을 나타내는 절대적인 위험도의 차이를 나타내는 것이 아니라, 비록 총량이 적다 하더라도 이동이나 분산 등이 용이한 형태의 양이 많을수록 더욱 위험하다는 것을 의미한다.²⁰⁾ 대개 광미에 의한 생태계(토양·식물·인간)에 미치는 영향정도는 광미내 중금속의 이용가능성(availability)으로 평가하는데, 이온교환성(F1)과 탄산염(F2)는 단기간, 환원성(F3), 산화성(F4), 잔류성(F5)은 중·장기간에 걸쳐서 중금속이 이동되어 생태계에 영향을 끼친다.^{23,24)} 그러나, F3과 F4는 산화 또는 환경조건이 형성되면 바로 F1과 F2와 유사한 이동성을 띤 중금속의 형태로 전환되어 생태계에 영향을 끼친다.^{18,19)} 따라서, 약산에 의해 추출된 농도로 제시되는 Adriano 값은 주변 환경

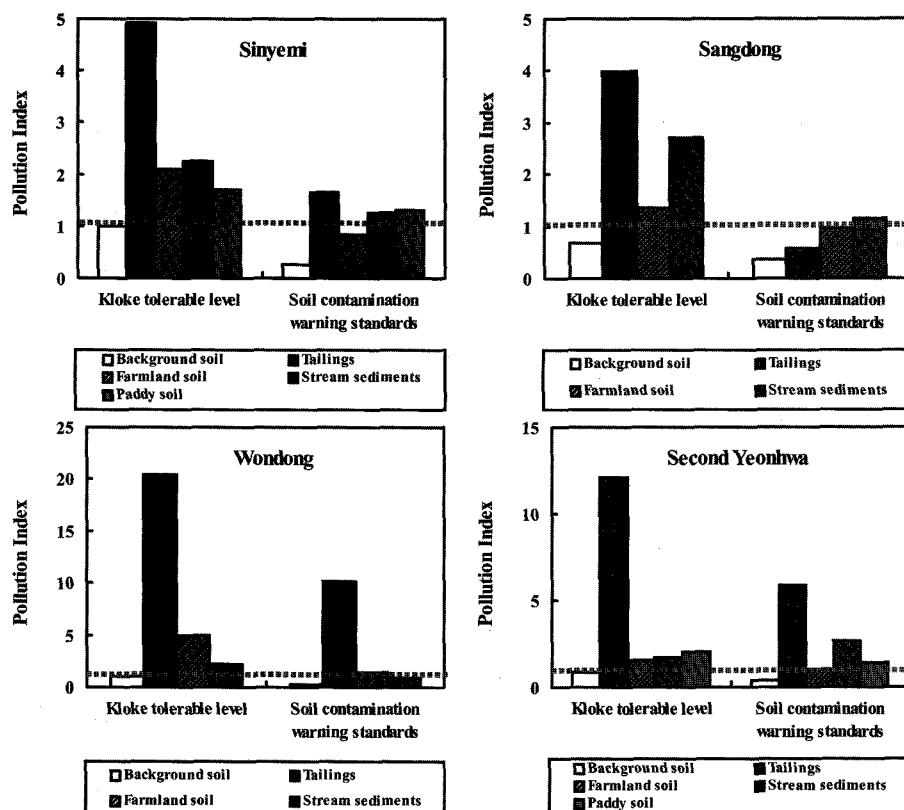


Fig. 1. Pollution index(PI) of tailings and soil in the vicinity of disused metal mines.

(특히, 식물)으로의 영향정도를 나타내는 것이라 할 수 있다. 본 연구에서는 앞의 연구결과 오염원으로 확인된 4개 지역의 광미를 대상으로 연속추출 분석결과를 이용하였으며, 허용기준치로 Adriano 값²⁵⁾(Pb 3.4 mg/kg, Cu 10 mg/kg, Zn 5 mg/kg)과 우리나라 토양오염우려기준²¹⁾(농경지역 Pb 100, Cu 50, Zn 300, Cd 1.5 mg/kg)을 이용하여 위험도지수를 제시하였다[Table 8]. 이들 자료는 향후 중금속 오염 토양 복원시 복원 우선순위 결정과 복원수준 정도를 판단하는 중요한 자료로 활용될 수 있을 것으로 기대된다.

Table 8. Danger index(DI) of each fraction in tailings computed by Soil Contamination Warning Standards and Adriano threshold level

[unit : mg/kg, dry weight basis]

Item	Fraction, F*	F1	F2	F3	F4	F5
Adriano threshold level	Sinyemi	0.7	0.4	86.4	33.2	192.7
	Sangdong	0.1	0.3	8.9	2.1	126.0
	Wondong	3.1	1.8	398.5	65.0	629.0
	Second Yeonhwa	0.6	0.2	102.1	40.7	169.8
Soil Contamination Warning Standards	Sinyemi	0.1	0.1	2.4	1.0	4.8
	Sangdong	0.0**	0.0	0.4	0.3	3.6
	Wondong	0.6	0.1	11.4	2.9	19.1
	Second Yeonhwa	0.7	0.1	2.4	1.6	3.5

* F1 : exchangeable, F2 : carbonate, F3 : Fe/Mn oxide, F4 : organic+ sulfide, F5 : residual

** This value is rounded off.

먼저 Adriano 값을 이용한 각 단계별 DI 분석결과 원동광산에서는 교환성(F1)과 탄산염(F2)형태가 각각 3.1과 1.8로 단기간에 주변 환경으로 중금속이 쉽게 이동되어 동식물에 악영향을 끼칠 가능성이 클 것으로 판단된다. 환원성(F3)과 산화성(F4)형태는 4개 지역 모두에서 각각 8.9~398.5와 2.1~65.0으로 높게 나타나 단기간은 아니지만, 주변 환경조건이 변함에 따라 장기간에 걸쳐 서서히 동식물에 악영향을 끼칠 가능성이 매우 클 것으로 판단된다. 특히, 각 단계별 위험도지수를 보면 F1+F2와 F5는 원동>신예미>제2연화>상동이고, F3+F4는 원동>제2연화>신예미>상동 순으로 높았다. 이 결과에 의하면 원동광산이 가장 위험성이 크고 상동광산이 가장 작은 것으로 나타났다. 또한, 복원우선순위는 4개 광산 중 원동광산이 최우선으로 고려되어야 할 것이며, 복원수준정도는 원동이 교환성(F1)부터, 나머지 광산은 환원성(F3)부터 제거해야 할 것으로 판단된다.

우리나라 토양오염우려기준을 이용한 DI 분석결과 4개의 광산 모두에서 DI가 0.0~0.7로 나타나 단기간에 주변 환경으로의 위험성이 없는 것으로 생각된다. 그러나, 상동을 제외한 3개의 광산에서 주변 환경조건의 변화에 따라 장기간에 걸쳐 중금속의 유출이 가능한 F3과 F4의 DI는 1.0~11.4로 비교적 높게 나타나, 단기간은 아니더라도 주변 환경조건 변화에 따라 중·장기간에 걸쳐 지속적으로 중금속의 유출될 가능성이 있음을 보였다. 또한, 복원우선순위 역시, 앞의 결과처럼 원동광산이 최우선으로 고려되어야 할 것이며, 복원수준정도는 상동이 잔류성(F5)을, 나머지 광산

은 환원성(F3)부터 제거해야 할 것으로 판단된다.

한편, 폐금속광산의 정화기술로는 격리(Isolation), 부동화(Immobilization), 물리적분리(Physical separation), 용매추출 등이 있으며 이를 기술의 적용 효과는 부지특성에 따라 각각 다르다. 또한, 이를 정화기술 처리비용은 처리대상 및 오염토양의 규모, 오염 성분 등에 따라 다르며, 우리나라의 경우 재정상 비용이 저렴한 격리 기술을 적용하여 토양오염지역의 복원 및 처리를 하고 있는 실정이다. 환경부 자료²⁶⁾에 의하면, 지난 1995년부터 1999년까지 토양오염방지 사업을 완료한 13개 광산에 대해 평균 14억원 정도의 사업비를 지출하였고, 주요 복구처리 내용은 광산의 개구 폐쇄, 매립 처리장 조성, 차수공사, 광재와 오염토양 및 건축 폐기물 처리, 유출 쟁내수 처리, 사면보강, 우수 배제공사, 농수로 정비, 오염농경지 처리, 진입로 공사, 식재, 조경, 준설공사 등인 것으로 나타났다. 그러나, 앞에서 언급한 바와 같이 중금속 오염토양 복원은 PI, DI와 같은 오염평가방법 등을 이용하여 복원 우선순위와 복원수준 정도를 결정하는 것이 가장 중요하고, 더불어 복원시 각각의 부지특성, 기술적, 경제적 조건 등을 고려한 적합한 정화기술을 단독 또는 2개 이상 조합하여 처리하는 것이 보다 효과적이라 판단된다.

4. 결 론

본 연구에서는 강원도내에 위치하고 있는 4개의 폐금속광산을 대상으로 오염원과 주변 토양의 중금속 오염현황을 조사하였고 또한, 오염가능성을 평가하기 위하여 오염원 및 주변 토양의 중금속화합물 분포형태와 오염정도를 평가한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

1) 오염원(광미)과 주변 토양의 총 중금속함량을 배경토양 및 Kloke 값을 비교하였을 때 광미는 각각 1.2~78.2배와 1.1~80.6배, 주변토양은 각각 0.6~15.3배와 0.6~15.8배가 높았으며 4개의 광산 중 원동광산에서 광미와 밭토양이 가장 높게 나타났다. 이들 결과로부터 광미가 오염원으로서 주변 토양을 오염시키고 있음을 알 수 있었다.

2) 중금속 총 농도를 기준으로 오염정도는 광산별로 원동 > 제2연화 > 신예미 & 상동 순이었으며 농도별로는 신예미 Zn > Pb > Cu > Cr > As > Cd, 상동 Zn > As > Pb > Cu > Cr > Cd, 원동 Pb > Zn > Cu & As > Cr > Cd, 제2연화 Zn > Pb > Cu > As > Cr > Cd 순으로 높았다.

3) 4개의 폐금속광산 광미내 중금속화합물의 분포는 전반적으로 잔류성화합물이 23.6~85.6%로 주를 이루었고 광산별로 다소 차이가 있었다. 비잔류형태 화합물에서는 환원성과 산화성이 2.8~54.1%로 주를 이루었다.

4) 비잔류형태 화합물 중 환원성+산화성 비율을 중금속별로 비교할 때 신예미에서 Zn, Cd(41.4~51.5%) > Pb, Cu, 상동에서 Zn, Cd < Pb, Cu(29.0~34.6%), 원동에서 Pb, Zn, Cd(35.8~44.8%) > Cu, 제2연화에서 4개 중금속(39.8~54.1%)

이 상대적으로 높게 나타나 이를 중금속은 주변 환경조건이 변함에 따라 장기간에 걸쳐 유출될 것으로 판단된다. 특히, 제2연화의 Cd은 쉽게 물에 의해 유출이 가능한 교환성과 탄산염형태의 화합물이 다른 연구지역 및 중금속들보다 비교적 높아 오염가능성이 가장 클 것으로 생각된다.

5) 4개 광산지역의 광미 및 주변 토양의 토양오염기준 초과여부 검토결과 대부분의 시료에서 많은 중금속이 우려 기준을 초과하였을 뿐만 아니라 대책기준까지도 초과한 시료가 많았다. 신예미는 광미 Zn, 하상퇴적물과 논토양 Cr⁶⁺, 상동은 밭토양과 하상퇴적물 Cr⁶⁺, 원동은 광미 Pb, Zn, Cd, 제2연화는 광미 Cu, Zn, Cd, As, Cr⁶⁺, 밭토양 Cr⁶⁺, 하상퇴적물 Zn, Cr⁶⁺, 논토양 As가 대책기준을 초과하여 이에 대한 처리대책이 절실한 것으로 판단된다.

6) 오염도평가에서 Kloke 값을 기준으로 평가한 PI는 4개의 광산지역 모두 1.0 이상을 훨씬 초과하여 중금속에 의한 오염정도가 심각한 것으로 나타나 이들 4개 광산지역 모두 광미와 주변 토양에 대한 처리대책이 필요하였고, 그 중 원동광산이 가장 시급한 것으로 나타났다. 또한, 토양오염우려기준으로 평가한 PI는 Kloke 값을 이용한 PI보다 전반적으로 낮았지만, 4개의 광산 중 원동과 제2연화의 광미가 비교적 높은 PI를 보여 오염정도가 심한 것으로 나타났으며 나머지는 오염정도가 비교적 적었다.

7) Adriano 값을 이용한 각 단계별 DI 분석결과 원동광산이 가장 위험성이 크고 상동광산이 가장 적었다. 복원우선순위는 원동광산이 최우선으로 나타났으며, 복원수준정도는 원동이 교환성부터, 나머지 광산은 환원성부터 제거해야 할 것으로 보인다. 우리나라 토양오염우려 기준을 이용한 결과에서는 상동을 제외한 3개 광산에서 환원성과 산화성의 DI가 1.0 이상으로 비교적 높게 나타나, 단기간은 아니더라도 주변 환경조건 변화에 따라 중·장기간에 걸쳐 지속적으로 중금속의 유출될 가능성을 보였다. 또한, 복원우선순위는 원동광산이 최우선으로 나타났으며, 복원수준정도는 상동이 잔류성을, 나머지 광산은 환원성부터 제거해야 할 것으로 보인다.

사 사

본 연구는 환경부 지정 강원지역환경기술개발센터에서 시행한 환경기술연구개발사업(03-3-60-62)으로 수행되었으며 이에 감사드립니다.

참 고 문 헌

1. 한국과학기술연구원, “폐광산복원기술 : 환경기술복원기술자료집 I”(1997).
2. 과학기술부, “환경복원 및 재생기술 : 폐광산 복원기술,” 연구보고서(1999).
3. 한국환경기술개발원, “휴·폐광된 금속광산 지역의 오염 관리대책,” 최종보고서(1994).

4. 농업기술연구소, “토양화학분석법”(1988).
5. Black, C. A., Evans, D. D., Ensminger, L. E., White, J. L., Clark, F. E., and Dinauer, R. C., “Methods of soil analysis,” 5th ed., American Society of Agronomy, Wisconsin(1979).
6. Harada, Y. and Inoko, A., “Relationship between cation exchange capacity and degree of maturity of city refuse composts,” *Soil Science Plant Nutrition*, **26**, 353~362 (1980).
7. Chlopecka, A., Bacon, J. R., Wilson, M. J., and Kay, J., “Forms of cadmium, lead, and zinc in contaminated soils from southwest poland,” *J. Environ. Qual.*, **25**, 69~79(1996).
8. Ure, A. M., “Method of analysis for heavy metals in soils,” *Heavy Metal in Soil*, Alloway, B. J.(Ed.), Blackie and Sons Ltd., pp. 40~80(1990).
9. 환경부, “토양오염공정시험법”(2002).
10. Tessier, A., Campbell, P. G. C., and Bisson, M., “Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals,” *Anal. Chem.*, **51**(7), 844~850(1979).
11. Yarlagadda, P. S., Mastumoto, M. R., Vanbenschoten, J. E., and Kathuria, A., “Characteristics of heavy metals in contaminated soils,” *J. Environ. Eng.*, **121**(4), 276~286(1995).
12. 이도경, 정덕영, 이규승, “구봉광산 주변 증금속의 분포 양상 및 인근농경지와 하천수계에 미치는 영향,” 한국 토양환경학회지, **2**(3), 69~80(1997).
13. Kim, K. G., “Monitoring and risk assessment of contaminated soils around mining areas by sequential extraction analysis,” Kwangju Institute of Science & Technology, Master Thesis, Korea(1998).
14. 대한광업진흥공사, “토양오염조사 및 광해방지 시스템 연구”, 연구보고서, 광진 96-4(1996).
15. 전효태, “토양시료채취방법의 문제점 및 해결방안(폐광 산 중심)”, 오염토양분석워크숍, 한국과학기술연구원/한국토양환경학회, 서울, pp. 113~129(1998).
16. Alloway, B. J., “Heavy metal in soil,” Blackie and Sons Ltd., pp. 29~39(1990).
17. Kloke, A., “Content of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury, and nickel in plants grown on contaminated soil,” paper presented soil, *proceedings of the United Nation-ECE Symposium*(1979).
18. Chon, H. T., Ahn, J. S., and Jung, M. C., “Environmental contamination of toxic heavy metals in the vicinity of some Au-Ag mines in Korea,” *proceedings of the fourth biennial SGA meeting, Turku/Finland/11-13*, Rotterdam, pp. 891~894(1997).
19. Ruby, M. V., Davis, A., and Nicholson, A., “In situ formation of lead phosphates in soils as a method to immobilize lead,” *Environ. Sci. Technol.*, **28**(4), 646~654 (1994).
20. 김종욱, 문희수, 송윤구, 유장한, “구봉광산 일대 광미, 하상퇴적물 및 주변토양에서의 증금속원소의 존재 형태,” 자원환경지질, **32**(3), 261~271(1999).
21. 환경부, “토양환경보전법”(2002).
22. Nishida, H., Miyai, M., Tada, F., and Suzuki, S., “Computation of the index of pollution caused by heavy metals in river sediment,” *Environ. Pollut.(Series B)*, **4**, 241~248(1982).
23. Kim, K. G., Kim, K. W., Kim, J. Y., Kim, I. S., Cheong, Y. W., and Min, J. S., “Characteristics of tailings from the closed metal mines as potential contamination sources in South Korea,” *Environmental Geology*, **4**, 358~364(2001).
24. Lee, M., “Handbook on management of sulfidic mine wastes and acid drainage,” Australian Centre for Mining Environmental Research, September, Brisbane, pp. 1~18(1999).
25. Adriano, D. C., “Trace Elements in the terrestrial environment,” Springer-Verlag, New York, pp. 533(1986).
26. 환경부, “폐금속광산 토양오염실태조사 일제조사(강원, 경기, 전북, 전남권역),” 최종보고서(2003).