

# 폐금속광산 주변 환경의 오염과 복원

Environmental Contamination and Reclamation  
in the Vicinity of the Abandoned Metal Mines

전 효 택

서울대학교 공과대학  
지구환경시스템공학부 교수



## 1. 서 론

산업혁명 이후 인간에 의한 광물자원의 소비는 기하급수적으로 증가하여 왔다. 따라서 광물자원을 효율적으로 공급하기 위하여 20세기 초반까지 광산 탐사와 개발 등의 일련의 과정들이 진행되었으며, 이 과정에서 자연에 대한 무차별적이고 과도한 개발을 수반하게 되었고 엄청난 양의 폐기물이 발생되었다. 아울러 다양한 형태의 독성 중금속 원소들이 인위적으로 생성, 배출되었다. 이들은 물, 대기 등의 이동매체를 통하여 대기권, 수권, 토양권을 포함하는 지구화학환경으로 분산됨에 따라 잠재적으로 인간을 비롯한 유기생명체에 치명적인 피해를 입힐 수 있다. 현재 알려진 주요 독성 중금속 원소들로는 Cd, Cu, Zn, Mo, Pb, As, Cr, Co, Se 및 Hg 등을 들 수 있다. 이들 중금속류의 주요 오염원중의 하나가 광산 활동에서 배출되는 갱내폐수 및 폐석으로서 광산 주변 상수원, 토양 및 농작물을 오염시키고 있다.

국내에는 2,000여개 이상의 크고 작은 금속광산들이 휴광 또는 폐광된 상태로 산재되어 있고 현재 일부 광산만이 가행 중에 있다. 이들 대부분은 광산활동 이후 적절한 환경처리를 실시하지 않아 광산폐기물이 그대로 방치되어 있거나 지하갱도를 재충진하지 않아 폐수에 의한 주변 수계의 오염문제와 지반 침하 등의 문제를 야기시키고 있다. 또한

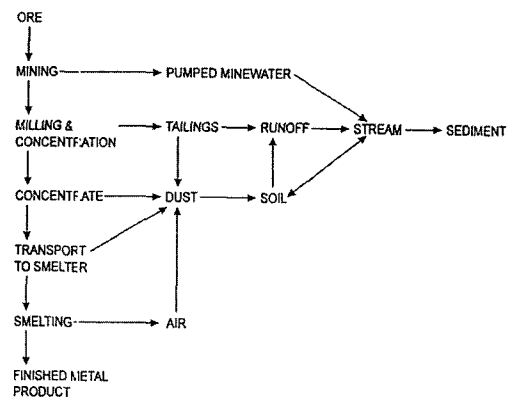


그림 1. Mining activities and transport of pollutants to the aquatic environment (Kelly, 1988)

광미와 폐석은 여름철의 집중강우에 의해 중금속들이 용출되어 주변의 하천을 오염시키거나, 바람에 의해 광미입자들이 비산되어 주변의 거주지와 농경지를 오염시키고 있다. 그리고 광산주변의 토양은 지속적으로 오염물질을 수용하여 오염되지 않은 토양에 비해 수십에서 수백배 이상의 중금속을 함유한다. 일례로 최근에 경기도 광명시 가학동에 위치한 이미 폐광된 시흥 Pb-Zn-Cu 광산 일대의 토양이 중금속인 Cu, Pb, Zn 및 Cd으로 심각하게 오염되어 있으며 특히 Zn과 함께 필수적으로 수반되는 Cd이 이 광산일대 오염토양에서 재배된 농작물뿐만 아니라 이 지역에서 오랫동안 생활하여 온 지역주민들의 혈액중에서도 높게 나타나 광산활동에 따른 환경오염 영향의 심각성이 일반에게 널리 인식된 바 있다(황호송·전효택, 1995). 그러므로 국내에 부존하고 있는 휴·폐광 광산들에 의한 토양오염을 조사하고 가장 효과적인 처리방법을 선정하는 것은 토양환경보전과 인간의 환경권을 획득하기 위해 필수 불가결한 연구일 것이다.

## 2. 광산지역의 환경오염조사와 시료채취

### 가. 환경오염조사 방법

환경오염을 조사하는데 있어 가장 먼저 선행되어야 할 사항은 시료채취의 계획을 수립하는 일이다. 시료채취의 지점을 선정하기에 앞서 시료채취 지역에 대한 정확한 환경조사가 이루어져야 하며, 이는 다음과 같은 사항을 포함해야 한다. 우선 대상지역의 다양한 가능 오염원을 파악하고 시료채취시에 필요한 특이사항을 기재하여야 한다. 광산지역의 경우 광산폐기물에 의해 오염영향을 받는 주변 지구화학매체인 토양뿐만 아니라 하상퇴적물, 자연수, 지하수 등의 시료도 함께 채취하여야 하며, 농작물 등의 복합적 매체에 대한 조사가 이루어져야

한다. 대상지역에 대한 이와 같은 조사가 이루어진 후에 토양 시료의 채취지점을 선정하는데, 광산지역의 경우 갱내수 및 광미 침출수로부터 인근 하천으로 오염물질이 이동한다고 가정할 경우, 갱내수 또는 하천수의 유량, 하천수의 구배 및 이동방향, 지형의 경사도 등을 고려하여 오염지역을 선정할 후, 토양시료 채취를 위한 traverse line의 방향과 길이를 선정하는 것이 바람직하다. 또한 광미로부터 인근 토양이 오염되었다고 판단될 경우, 토양 오염평가를 위해서는 해당지역의 연평균강우량, 일최대강우량, 토양의 산도, 풍속, 풍향 등의 요인이 선행적으로 고려되어야 하며, 광미 내 중금속의 용출정도를 평가하여야 한다. 농경지에 대한 시료채취의 경우, 관개용수를 원천별로 구획화하여 조사지역을 구분하는 것이 자료해석에 도움이 될 것이다.

### 나. 시료채취 방법

대부분의 광산은 산에 위치하고 있기 때문에 시료를 채취하는데 있어 많은 어려움이 따르게 된다. 따라서 주변의 지형을 미리 파악하고 정확한 계획을 세운 후 시료를 채취하여야 한다. 광산 주변에 수계가 발달하여 있는 경우에는 수계를 바탕으로 traverse line을 작성한 후 일정한 거리 간격을 두고 시료를 채취한다. 또한 주변 산도양과 경작지 토양도 함께 채취하여야 하며 자연수와 퇴적물의 시료채취도 병행하여야 한다. 자연수와 퇴적물 시료의 경우 수계가 서로 만나는 지점 직상부에서의 시료채취가 필수적이다. 다음 그림 2는 광산 활동 주변 지역의 대표적 시료채취의 예이다.

논이나 밭과 같이 평탄한 지역에 존재하는 토양은 시료채취가 비교적 수월하다. 이러한 지역에서의 토양 시료는 격자망을 바탕으로 한 체계적인 채취가 가능하다. 다음의 그림 3은 삼보 연-이연-중정석 광산 주변에서의 토양과 물시료를 채취한 지점

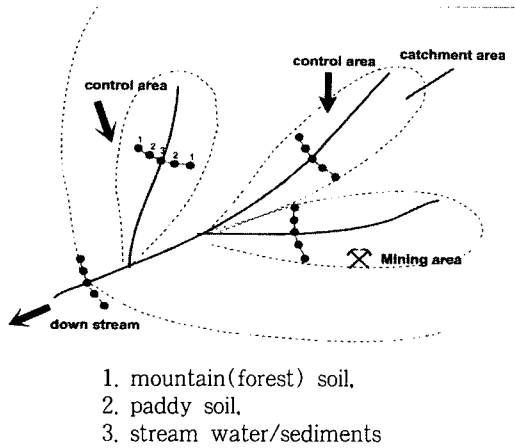


그림 2. Representative sampling strategy of soil and water around the mine area

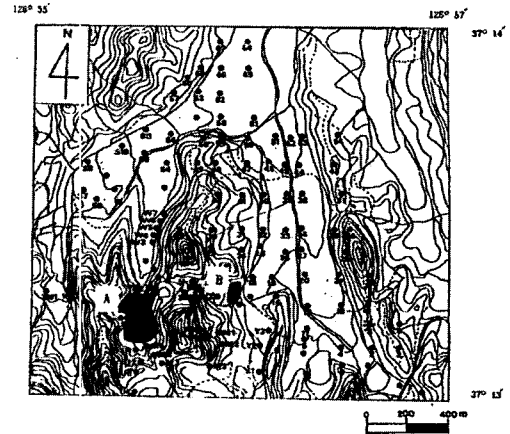


그림 3. Sampling location map of the Sambo Pb-Zn-barite mine

을 보여주고 있다(김상현·전효택, 1993).

### 3. 광산활동에 의한 토양오염

과거 광산활동이 활발하였던 금속광산 주변의 토양과 하천은 채광 및 선광작업에 의한 광물입자의 비산, 갱내수 및 선광폐수의 유출, 폐석장, 광미적치장 및 선광장을 경유한 지표수의 유출 등으로 인하여 중금속 원소들이 정화과정 없이 그대로 유입된다. 이들 중금속 원소들은 토양-식물-동물 또는 토양-식물-인간에 이르는 지구화학적 경로로 이동하여 동·식물 및 인체에 축적됨으로서 심각한 질병 및 건강장애를 일으킨다.

중금속류의 주요 오염원은 광산활동에서 배출되는 갱내폐수, 폐석, 광석 및 광미 등으로서 광산주변 상수원, 토양 및 농작물을 오염시키고 있다. 광산 배출 물질은 광상의 생성원인 및 광물조성, 선광방법, 장비에 따라서 타 산업분야와 구분되며 석탄광산, 금속광산 및 비금속광산에 따라서도 환경오염의 특성 또한 다르며 특히 조업 중단 후에도 환경문제가 계속 발생할 수 있다는 점이 특수하다.

#### 가. 토양내의 중금속

토양중의 중금속 일부는 식물을 포함한 동물이나 미생물에 흡수될 수 있으며, 점토나 부식토 같은 토양의 교질물에 의하여 침전, 고정, 흡착된다. 침전, 고정, 흡착되지 않은 중금속 원소들은 지표수 및 지하수, 또는 대기에 의해 이동, 분산된다. 이온화 또는 용해가 가능한 상태로 존재하는 중금속 원소들이 식물체에 흡수되거나 토양용액에 존재하므로 토양내의 총함량보다 중금속 원소들의 화학적 형태(또는 산출상태)가 더 중요하게 된다. 식물체가 흡수할 수 있는 가용성 중금속의 함량과 화학적 형태는 중금속의 종류에 따라 토양의 산도(pH), 토양의 산화·환원능력(redox potential), 양이온 교환능력(cation exchange capacity), 점토와 유기물의 함량 등에 따라 결정된다(Adriano, 1986). 대부분의 중금속은 산성환경에서 식물체로의 흡수가 증가하며, 이에 따라 광산지역 주변에서 나타나는 산성 토양에서 식물체 내의 중금속 흡수가 용이하다. 따라서 광산주변지역에서 중금속을 함유하고 있는 광산 폐수를 이용하는 농경지에서 재배되는 작물체 내에 중금속의 함량이 높은 것은 당연하다.

#### 나. 토양오염 평가

토양에서의 잠재적 독성 중금속 원소들의 오염수준을 평가하기 위해서는 먼저 화학분석을 통해 토양중의 중금속 원소들의 함량을 측정하고 비교지역 토양 중의 중금속 함량과 비교하거나 또는 정상적인 토양의 배경값과 비교해야 한다. 따라서 토양중의 중금속원소들의 배경값에 대한 광역적 또는 국지적 정보가 필요하다. 두번째는 조사대상지역 토양에서 성장하는 식물의 중금속 함량을 측정하는 방법이다. 이 방법은 식물이 섭취가능한 토양 중의 중금속 함량에 대한 정보뿐만 아니라 식물성장에 미치는 영향에 대한 정보도 제공한다. 특히 이 식물이 인간이나 동물의 음식물일 경우 식물중의 중금속 함량은 매우 중요하다. 세번째는 토양 중의 중금속함량의 변화를 광역적으로 조사하는 방법이다. 이 방법은 토양중의 중금속 원소들의 배경값에 대한 정보뿐만 아니라 여러 요인(예를 들면 광산활동, 산업화 및 도시화 등)으로 인해 독성원소들에 의해 오염되거나 부화된 지역을 광역적으로 지시하여, 목축 및 농작물의 재배와 같은 토지이용에 활용할 수 있고, 보다 더 국지적 규모로 정밀조사가 필요한 지역 선정에 대한 정보를 준다. 네번째는 토양오염의 수준과 정도를 오염지수(부화지수)를 이용하여 표현하는 방법이다. 즉, 어떤 토양에서 농작물을 재배할 경우 이 농작물의 섭취로 인해 인간과 동물의 건강이나 질병에 영향을 줄 수 있는 토양 중의 중금속원소 함량을 허용한계치(tolerable level)로 정의하고 각 원소의 토양 내 함량을 허용한계치로 나누어준 후 이들을 합한 값을 지수에 투여된 원소의 수로 나누어 준 오염지수로 토양오염의 정도를 평가한다. 이 방법은 토양오염이 단일원소만으로 발생하지 않고 여러 원소들이 복합적으로 일어난다는 점에서 매우 유용한 평가방법이

며, 이 지수가 1.0 이상이면 오염지역을, 1.0 이하는 비오염지역을 나타낸다.

#### 다. 토양오염 실태

우리나라에서 금속광산의 폐기물(광석, 광미, 갱내수)에 의한 환경오염에 관한 오염현황 조사는 국립환경연구원 및 학계의 연구자들에 의하여 수행되어 왔다. 2000년 현재 광업등록사무소에 등록되어 있는 금속광산은 모두 840개로 이 중에 금, 은, 동광산이 691개로 대부분을 차지하고 있다(통상산업부, 2000). 한편, 1985년의 금속광산 등록수는 4,037개인데 이 수치를 2000년의 수치와 비교해보았을 때 현재에는 상당수의 금속광산이 휴·폐광상태임을 알 수 있다.

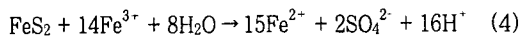
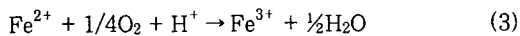
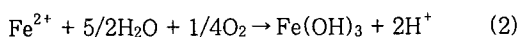
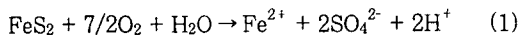
1993년까지 연구기관 또는 연구자에 의하여 중금속 오염이 실측된 금속광산은 20여 개로 이중 대부분의 광산이 현재 휴광 또는 폐광되어 있다. 그러나 대외적으로 발표되지 않은 연구기관의 문헌, 또는 발표되었으나 파악하지 못한 연구문헌을 포함할 때, 국내에서 오염현황이 조사된 휴·폐광 금속광산의 수는 25개 정도일 것으로 추정하고 있다(박용하, 1994). 연구결과, 대부분의 휴·폐광된 금속광산이 오염원으로 존재하거나 또는 인근지역의 토양 및 하천을 오염시키고 있는 것으로 나타났다. 또한 오염된 토양에서 자연적으로 자라고 있거나 재배되는 식물에서 높은 중금속 함량이 검출되었다.

#### 4. 산성광산배수(AMD : Acid Mine Drainage)에 의한 수계오염

광산활동으로 인해 야기되는 주변 수계오염의 주원인으로 산성 광산배수(Acid Mine Drainage, AMD)를 들 수 있다. 산화환경에 노출된 황화광물이 산소 및 물과 반응하면서 생성되는 산성 광산배

수는 주변 수계를 산성화하거나 주변의 물질(암석, 광물, 광산 폐기물, 콘크리트 및 철골 구조물)과 반응하면서 경우에 따라서 독성원소를 용해시켜 지표수, 지하수 및 토양 환경을 유해중금속으로 오염시킨다. 또한 먹이사슬을 따라 농작물과 생태계에 유해한 영향을 미치게 되며, 시설재, 구조물 및 상수원의 유지관리비용 증대 등 사회·경제적인 부담을 초래한다. 그리고 일단 오염되면 복구가 거의 불가능한 지하수의 산성화 및 중금속 오염 등을 일으킬 수 있다.

황화물을 포함하고 있는 광산은 AMD를 형성할 수 있는 잠재력을 가지고 있다. 특히 대부분의 금속광산은 많은 양의 황화물(pyrite, pyrrhotite, chalcopyrite, sphalerite, marcasite, arsenopyrite 등)을 포함하고 있으므로 지하 갱내와 폐석 더미에서 나오는 AMD는 가장 지속적인 오염문제 중의 하나이다(Sengupta, 1993). 특히 황화물 중 황철석(pyrite, FeS<sub>2</sub>)이 공기나 물에 노출되었을 때 산화되어 Fe<sup>2+</sup>과 황산을 생성한다. AMD가 생성되는 일련의 반응식은 다음과 같다.



Fe<sup>2+</sup>는 초기에 황철석의 단순한 분해나 산소에 의한 황철석의 산화에 의해서 생성된다. Fe<sup>2+</sup>은 다시 산화되어 수화된 철산화물을 형성하며, 보다 산성을 띤다. 일단 이러한 반응이 시작되면 Fe<sup>2+</sup>이 Fe<sup>3+</sup>으로 산화되고, Fe<sup>3+</sup>은 황철석에 의해서 환원되어 다시 Fe<sup>2+</sup>과 산도(acidity)를 만들게 된다. 황철석을 산화시키는 산화제로는 산소와 Fe<sup>3+</sup>이 있다. Fe<sup>3+</sup>에 의한 황철석의 산화는 그 반응속도가 산소의 분압에 크게 영향을 받지 않으며 매우

빠르다. 반면에 Fe<sup>3+</sup>이 없는 상태에서 단순히 산소에 의한 황철석의 산화는 매우 느리다. 따라서 반응초기에는 산소가 주된 산화제로 작용하지만 하천수 중에 Fe<sup>3+</sup>이 생성되면서 Fe<sup>3+</sup>이 주된 산화제로 작용한다. 반응식 (3)은 Fe<sup>3+</sup>에 의한 황철석의 산화(반응식 (4))에 비해 그 반응속도가 매우 느리다. 따라서 반응식 (3)은 황철석이 산화되는 일련의 반응식에서 그 반응속도를 결정짓는 단계라 할 수 있다. 그러나 미생물이 Fe<sup>2+</sup>의 산화에 촉매 역할을 하기 때문에 실제로 관측되는 Fe<sup>2+</sup>의 산화는 이론에 비해 매우 빠르다. 실제로 최적의 상태에서 미생물에 의한 Fe<sup>2+</sup>의 산화는 약 106배 이상 빨라진다. pH가 4.5미만이 되면 Fe<sup>2+</sup>의 산화속도가 느려지지만 pH가 3.5미만일 때에 최적의 활동을 하는 철박테리아(*Thiobacillus Ferrooxidans*)가 촉매 역할을 하여 Fe<sup>2+</sup>의 산화를 촉진하는 것으로 알려져 있다.

AMD가 환경에 영향을 미칠 수 있는 요인은 여러 가지이다. 각 요인들의 중요성은 AMD가 발생한 시스템에 따라 변화한다. 오염요인으로는 산도(acidity), 중금속의 함량, 탁도의 증가와 철 및 알루미늄 수산화물의 침전 등이 있다(Kelly, 1988).

## 5. 금속광산 주변에서 토양 및 수계오염의 연구사례

가. 다덕 광산주변 농경지의 비소 및 중금속 오염과 계절적 변화

(이철규 등, 2000 ; Lee et al., 2001)

이 연구는 경상북도 봉화군에 위치한 폐금속광산인 다덕 Au-Pb-Zn 광산을 대상으로 광미, 토양 및 농작물을 채취하여 광산활동에 따른 유독성 원소들의 오염수준, 오염범위 및 분산특징 등 금속광

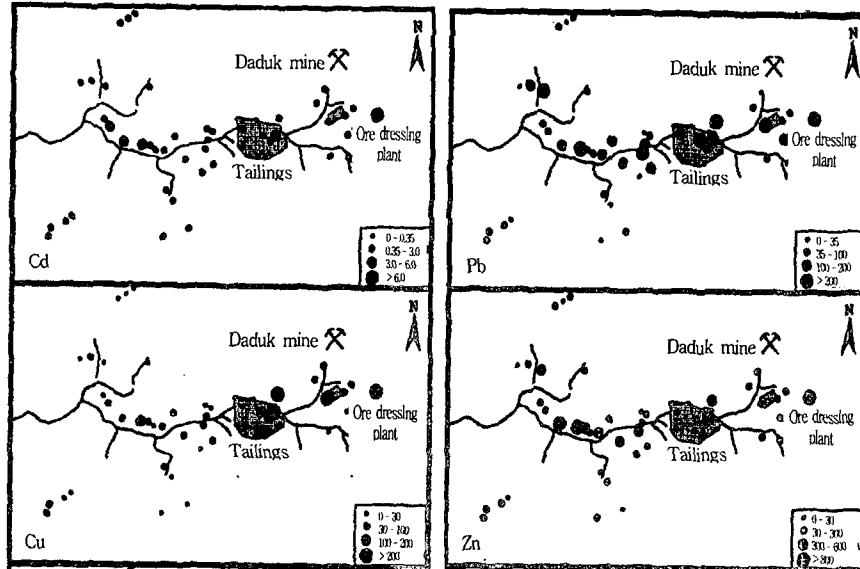


그림 4. Concentrations of heavy metals in soils and tailings in the Daduk mine

산주변 농경지에서의 지구화학적 오염특성을 규명하고 As 및 중금속 원소들의 토양-식물간의 이동 및 상호관계와 제적절 변화를 규명하기 위해 수행되었다. 다덕 광산의 광미에서 As 8,176 mg/kg, Cd 7.2 mg/kg, Cu 491 mg/kg, Pb 4,190 mg/kg 및 Zn 706 mg/kg으로 나타났으며, 그림 4에서 보는 바와 같이 광산 주변에 적치되어 있는 광산폐기물인 광미에서 뿐만 아니라 주변의 농토양(Cd 2.0 mg/kg, Cu 51 mg/kg, Pb 146 mg/kg, Zn 425 mg/kg) 및 밭토양(Cd 1.3 mg/kg, Cu 26 mg/kg, Pb 107 mg/kg, Zn 151 mg/kg)에서도 높은 함량의 중금속이 검출되고 있음을 알 수 있다.

나. 구봉 금은광산 주변지역의 비소 및 중금속에 의한 환경오염과 비작물의 흡수특성 (안주성 등, 1999)

이 연구에서는 과거 국내의 대표적인 금, 은 광산이었던 충남 구봉 광산지역에 대한 As 및 중금

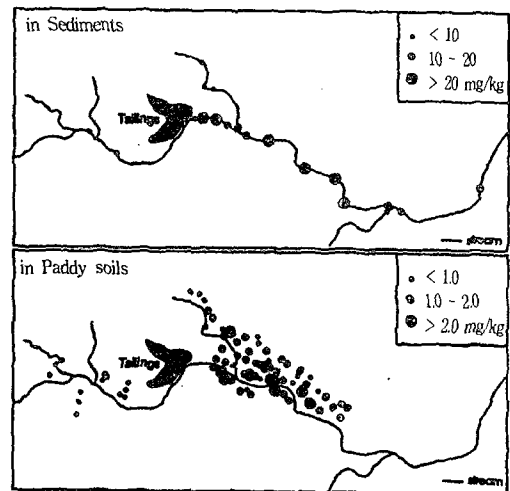


그림 5. Distribution of Cd in stream sediments and paddy soils from the Kubong Au-Ag mine

속원소에 의한 환경오염 정밀조사를 실시하였으며, 비작물에 의한 As, Cd, Pb 등의 흡수 특성을 파악하였다. 연구지역의 주요한 오염원은 방치된 광미와 침출수이며 이에 의해 주변 농경지에서 평균

As 59.4 mg/kg, Cd 1.4 mg/kg, Pb 67 mg/kg으로 오염된 상황을 나타내었다. 광미장 앞 소하천에서도 광미의 직접적 유입에 의해 하상퇴적물이 하부 4 km 지점까지 오염양상을 보였으며 광미장 침출수에서 최고 As 1,890 µg/l, Cd 25 µg/l의 함량으로 나타나 광미와 오염퇴적물 내 As 및 Cd이 쉽게 하천수로 용출될 수 있음을 나타내었다.

다. 삼보 연-아연광산 주변 농경지에서의 중금속함량의 계절적 변화와 환경오염  
(정명채·전효택, 1998)

금속광산활동에 의해 발생된 농경지의 토양, 식물 및 자연수의 중금속오염과 계절적인 변화를 조사하기 위하여 경기도 화성군 봉담면 상리에 위치

한 삼보 연-아연 광산 주변의 농경지에서 시료를 채취하였다. 상부토양(0-15cm 심도)의 중금속 함량 범위는 0.84-15.3 mg/kg의 Cd, 12-289 mg/kg의 Cu, 33-1,210 mg/kg의 Pb 및 128-7,600 mg/kg의 Zn으로 나타났다.

대부분의 논 관개수에서는 소량의 Cu(0.001-0.032mg/l) 와 Pb(0.01-0.09 mg/l)의 함량을 나타내었다. 그러나 Zn은 그 함량범위가 넓게 나타나고 있으며 이는 광산에서 광미를 지나서 배출되는 폐수의 유입에 의한 것으로 판단된다. 광산폐수를 채수하여 화학분석한 결과, 광미더미를 지나온 폐수들에서는 0.07 mg/l Cd, 22.0 mg/l Zn이 검출되었으며, 다른 중금속보다는 Cd과 Zn의 부화가 특징적이다. 이러한 고함량의 중금속을 포함한 광산폐수가 부분적으로 농경지로 유입되면 직

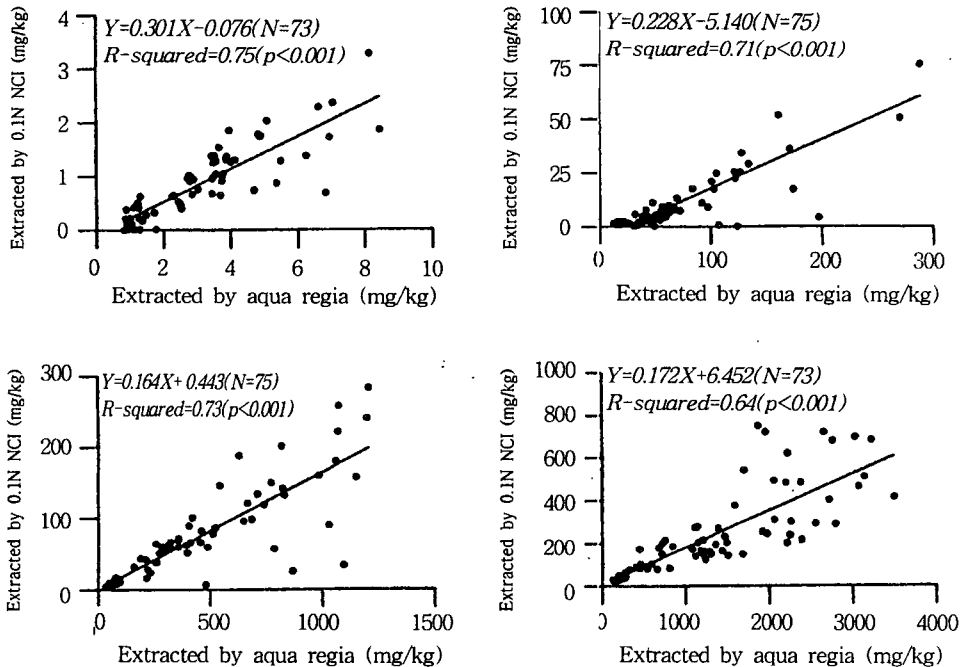


그림 6 Scatter diagrams of metal concentrations in paddy soils extracted by aqua regia and 0.1N HCl around the Sambo Pb-Zn mine

접 또는 간접적으로 토양과 식물에 영향을 줄 수도 있다.

## 6. 토양과 수계오염에 대한 방지대책

이미 오염된 토양의 사후대책으로는 배토, 복토, 객토 등의 방법을 이용한 토양오염의 개선, 작물전환, 높은 농도로 오염물질을 생물학적으로 농축할 수 있는 식물을 오염된 토양에서 재배하는 방법, 토양 미생물을 배양 후 주입하는 방법 등을 들 수 있다(박봉규 등, 1993). 또한 오염된 토양의 경우 그 용도를 전환함으로써 인간으로의 영향을 최소화할 수 있다. 즉 직접적인 경작지역이 아닌 주차장이나 운동시설로의 용도전환을 이루거나, 지역 특성에 비추어 공원과 같은 위락시설로 바꾸는 방안이 실제로 실행되고 있다. 광산지역의 경우 토양오염 복구의 개념은 광산개발 이전의 지형과 원 토양 물질로의 전환과 동종의 작목으로의 복구 등을 의미한다고 할 수 있다. 이러한 토양복구의 궁극적인 목표는 주변의 교란되지 않은 지역과 심미적으로나 환경적으로 조화될 수 있는 영구히 안정된 경관을 만드는데 있다. 또한 광산개발 후의 토양 이용은 그 생산성을 극대화시키고, 생태계의 안정성을 유지해야 한다. 복구된 토양의 생산성은 기존 토양이나 복구 재료의 내부적 성질에 의존하게 되며, 이 중 식물의 성장에 영향을 줄 수 있는 중요한 내부적 요인으로는 토양의 pH와 토양 내 독성 원소의 함량, 양이온 교환능력, 영양분 유용성(nutrient availability) 등이 있다. 또한 물리적 요인으로 토양 내 수분 함량과 공기와 수분의 유입을 조절할 수 있는 토양 조직(soil texture)을 들 수 있다. 이러한 요인들이 광산개발의 과정에서 부분적으로 혹은 전체적으로 파괴되어 있으므로 토양복구의 실행방안을 계획할 때에는 반드시 고려하여야 한다.

또한 생태학적으로, 오염된 토양에서 보다 안정한 식물계를 정착시킴으로써 광산 오염물질을 안정화시키고 더 이상의 오염 파급 효과를 줄여나갈 수 있다. 물론 이러한 인위적인 식물계의 정착은 자연적인 식물계로의 발전을 이루어 비료나 관개의 도움없이 영구적으로 안정된 생태학적 조화를 이루는데 목적이 있다. 그러나, 광산 오염물질에 대한 생태학적 반응은 개개의 생물종에서도 서로 다른 수준으로 나타나며, 오염지역에서 자연상태로 안정된 식물계를 이룰 수 있는 인위적인 작물 조성에 대한 정보는 부족한 편으로 여기에 대한 연구가 선행되어야 할 것이다(Sengupta, 1993).

특히 관심을 가져야 할 일은 토양은 일단 오염되면 이러한 처리방안에 많은 시간과 경비의 투자가 불가피하므로 사전에 토양오염을 막기 위한 노력에 주력하여야 한다.

광산폐수의 문제는 기타 산업활동에 의한 단기적인 수질 오염과는 달리 광산개발이 종료된 이후에도 광산 폐수에 의한 수질오염이 장기적으로 지속된다는 점에서 다른 수질오염과는 크게 대비된다. 즉 폐광 후에도 그 폐해의 지속성으로 인하여 광산개발 단계부터 개발 종료 후에 걸쳐서 대책이 강구되어야 하는 가장 대표적인 문제이다.

광산폐수의 경우 현재까지 시도된 바 있는 정화방법을 크게 구분하면 기계적/화학적 처리방식으로 대표되는 적극적 처리방법(Active treatment)과 자연정화를 이용한 소극적 처리방법(Passive treatment)으로 구분할 수 있다. 소극적 처리방법은 화학물질의 첨가, 운영비 및 유지비가 필요치 않고 다만 토지 수용비 정도가 비용의 대부분을 차지하는 장점이 있으나, 적극적 처리방법에 비해서 오염물질의 제거 속도가 느린 편이며 처리시간이 길고 오염물질의 방류 수준에 따라 토지사용면적이 커질 수 있는 단점이 있다. 즉 소극적 처리방법의



목표는 폐수가 처리시스템 내에서 자연 정화 과정을 최대한 오랫동안 겪도록 하는데 있다.

산성광산배수의 대표적인 처리방법에는 갠구폐쇄, 화학적 처리, 인공소택지의 건설 등이 있다. 이 중에서 갠구폐쇄는 갠구를 폐쇄함으로써 황화물이 산소에 노출되는 것을 방지하고 광산으로부터 산성수의 유출을 막아 AMD를 억제하는 방법이다. 그러나 이 방법은 국부적 지하수위의 상승으로 인해 예상치 못한 장소에서 산성수가 유출될 위험이 있으며, 강도 천정부지의 붕괴로 인한 새로운 유출경로가 생성될 수도 있다는 위험성과 단점이 있다. 또한 산소는 황철석이 초기에 산화하는데 필요하다는 사실과 광산폐쇄로 인해 AMD에 의한 지하수 오염범위의 확대가능성이 크다는 점도 이 방법의 현실 가능성을 낮추고 있다.

화학적 처리방법은 일반적으로 다섯 단계를 거치게 되는데 균등화(equalization), 중화(neutralization), 폭기(aeration), 침전(sedimentation), 오니처리(sludge disposal)이다. 석회나 석회암을 이용한 중화과정은 AMD의 산도를 낮추고 용존물질을 제거하는데 상당히 효과적이라는 것이 실험적으로 입증되었다. 과거에는 철이온과 pH만이 주된 처리대상이었으나 최근에는 다른 미량독성원소, 예를 들어 Cd, Zn, Pb 등의 제거도 고려되고 있다. 특히 Cd이나 Zn를 제거하기 위해서는 pH를 9-10으로 올려야 하며 방류하기 전에 독성원소가 없는 산을 첨가하여 다시 중화시킨 후 방류하여야 한다. 이외에도 가성소다를 사용하는 방법도 제기되었으나 비용이 높고 다루기가 위험하며 특별한 설계가 필요하다는 단점이 있다.

인공소택지의 건설은 수동적 처리방식으로 AMD 처리에 경제적인 측면 때문에 적극적 처리방식 대신 적용되는 방법 중의 하나이다. 인공소택지에서 오염물질이 제거되는 과정은 부유물질에 대

한 여과기능, 뿌리 및 잎으로 흡수, 죽은 식물질, 조류, 유기성 토양 및 무기성 토양과의 흡착 및 교환작용, 박테리아 축매작용에 의한 황화물의 침전 등에 의한다. 인공소택지는 화학적 환경에 따라서 호기성 소택지와 혐기성 소택지로 구분할 수 있다. 소택지의 상부 수층에 해당하는 호기성 환경에서는 산화작용, 수화작용 및 침전작용이 발생하며 이러한 과정을 통해서 광산폐수 중에 존재하던 금속성분(주로 Fe, Al, Mn)들이 수산화물 형태로 불용성 금속화합물을 형성하여 침전하게 된다. 혐기성 환경은 수면 기저부(기질물질)의 하부에서 형성된다. 소택지 기질물질은 보통 유기물질에 의해 형성되는데, 광산폐수가 유기물질이 존재하는 혐기성 지역을 통과하게 되면 이때 박테리아에 의한 황산이온의 환원작용에 의해 황화물과 알칼리도가 발생하게 된다. 즉 박테리아는  $S^{4+}$ 를  $S^{2-}$ 로 환원시키는 동안 산도를 제거하게 되며  $S^{2-}$ 의 일부는  $H_2S$ 의 형태로 대기중으로 방출된다. 나머지는  $FeS$  등의 금속 황화물로서 침전하게 되어 금속을 제거시키게 된다.

## 7. 결 론

금속광산의 개발 후 폐광으로 말미암은 대표적 환경오염은 토양오염과 수질오염이라 할 수 있다. 특히 토양오염은 대기오염이나 수질오염과는 달리 인간 생활에 직접적으로 관계되지 않고 다른 매개체, 예를 들면 오염된 토양에서 재배한 농작물이나 지하수 등의 식수 섭취로 인해 나타나기 때문에 대기오염이나 수질오염에 비해 그 심각성이 뒤늦게 일반에게 인식되기 시작했으며, 오염실태조사와 오염수준, 오염에 의한 위해 평가방법과 기준도 아직 부족한 실정이다. 과거에는 광산활동지역이 소규모 점오염원으로서 지역적이고 단순한 특성을 지녔으

나, 현재에 와서는 가행 중인 광산지역뿐만 아니라 폐광지역 일대의 토지이용이 다양해지고 과거의 광산지역이 도시화지역으로 포함되고 있기 때문에 광산개발로 인해 야기된 토양 및 수계오염현상과 지반침하 현상은 심각한 사회 공공의 문제로서 그 중요성이 인식되고 있다. 따라서 현재 가행 중인 광산 주변 지역은 물론 이미 과거에 무관심하게 폐기하고 방치한 폐광지역의 환경오염과 위해를 최소화하기 위하여 환경관련 여러 분야에서 광해 치유 및 복구방안에 대한 다양한 과학적 노력과 기술개발이 요구되고 있다.

#### 참 고 문 헌

1. 김상현, 전효택, 1993, 삼보 연-아연-중정석 광산 주변토양에서의 중금속 오염연구, 한국자원공학회지, 제30권 3호, p.228-237.
2. 박봉규, 장남기, 이인숙, 김종희, 최형선, 오인혜, 김옥경, 1993, 인간과 환경, 동성출판사, 410p.
3. 박용하, 1994, 휴폐광된 금속광산 지역의 오염 관리대책, 한국환경기술개발원, 588p.
4. 안주성, 전효택, 손아정, 김경웅, 1999, 구봉금은광산 주변지역의 비소 및 중금속에 의한 환경오염과 비작물의 흡수특성, 한국자원공학회지, 제36권 2호, p.159-169.
5. 이철규, 전효택, 정명채, 2000, 다덕광산 주변 농경지의 비소 및 중금속 오염과 계절적 변화, 한국자원공학회지, 제 37권 1호, p.53-66.
6. 정명채, 전효택, 1998, 삼보 연-아연광산 주변 농경지에서의 중금속함량의 계절적 변화와 환경오염, 한국자원공학회지, 제35권 1호, p.19-29.
7. 통상산업부, 2000, 광산물수급현황, 296p.
8. 황호송, 전효택, 1995, 시흥 Cu-Pb-Zn 광산 주변에서의 중금속원소들의 분산 및 존재형태와 흡착처리, 자원환경지질, 제29권 4호, p.455-467.
9. Adriano, D.C., 1986, Trace elements in the terrestrial environment, Springer-Verlag, New York, 533p.
10. Kelly, M., 1988, Mining and the fresh-water environment, Elsevier Science Publishers LTD, 231p.
11. Lee, C.G., Chon, H.T., and Jung, M.C., 2001, Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au-Ag-Pb-Zn mine in Korea: Applied Geochemistry, v.16, p.1377-1386.
12. Sengupta, M., 1993, Environmental impacts of mining, Lewis publishers, 494p.