

폐광산지역의 오염특성 조사와 평가를 위한 지구화학적 접근방법

이평구* · 조호영 · 염승준

한국지질자원연구원 지질환경재해연구부

Geochemical Approaches for Investigation and Assessment of Heavy Metal Contamination in Abandoned Mine Sites

Pyeong-Koo Lee*, Ho Young Jo and Seung-Jun Youm

Geological and Environmental Hazards Division, Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources, Daejeon 305-350, Korea

This paper provides a comprehensive overview of geochemical approaches for investigating and assessing heavy metal contamination in abandoned mine sites. Major sources of contaminants at the abandoned mine sites are mine water, waste rocks, tailings, and chemicals used in beneficiation and mineral processing. Soil, sediment, surface and ground water, and ecological systems can be contaminated by heavy metals, which are transported due to erosion of mine waste piles, discharge of acid mine drainage and processed water, and dispersion of dust from waste rocks and tailings. The abandoned mine sites should be characterized using various methods including chemical analysis, mineralogical analysis, acid generation prediction tests, leaching/extraction tests, and field tests. Potential and practical environmental impacts from the abandoned mines should be assessed based on the site characterization.

Key words : geochemical approach, abandoned mine, heavy metal contamination

본 논문에서는 폐광산지역의 오염특성 조사와 평가를 위한 지구화학적 접근방법에 대하여 정리·기술하였다. 폐광산지역의 주요 오염원은 갱내수, 광석, 광미 및 선광을 위해 사용한 화학약품 등 이고 산성광산배수의 배출, 광산폐기물의 유실, 유해성 침출수의 배출, 광미와 분진의 분산 등에 의해 중금속이 이동/확산되어 주변토양, 퇴적물, 지표수, 지하수, 생태계에 광역적/지속적으로 심각한 영향을 미친다. 따라서 오염원, 주변 토양, 지표수, 지하수 등에 대한 화학분석, 광물학적분석, 광산산성배수 예측실험, 물리/지화학탐사와 같은 현장실험 등의 방법을 이용한 조사를 통해 폐광산이 주변 환경에 미치는 잠재적이고 실제적인 영향이 조사·평가 되어야한다.

주요어 : 지구화학적 접근, 폐광산, 중금속, 오염

1. 서 론

국내 광산은 1920-1930 년대에 본격적으로 개발되기 시작하여 1960년대 및 70년대에 국가 산업 활동의 기초가 되는 원료자원을 확보하는 기간산업으로 많이 개발되었다. 하지만 90년대 이후 광량 고갈 및 국제자원가격 하락으로 인한 채산성 악화로 거의 대부분의 광산이 폐광되었으며, 대다수의 폐광산들이 환경보호 조치 등 사후 처리가 되지 않은 상태로 방치되어있다.

방치된 폐광산은 전국에 1,000여개가 산재하고 있으며 이러한 폐광산지역은 폐광석, 광미, 갱내수 등에 의해 토양, 지표수, 지하수 등 주변 환경에 중금속 오염 피해를 유발시키고 있다(환경부, 2003).

국내에서는 1995년 토양환경보전법이 제정된 이후 토양오염에 대한 관심이 증대되면서 환경부, 산업자원부, 과학기술부 등의 주관으로 폐광산 주변지역에 대한 토양오염실태 조사가 이루어져 왔으며, 특히 환경부에서는 1997년부터 2002년까지 토양오염의 우려가

*Corresponding author: pklee@kigam.re.kr

큰 160여개 광산을 대상으로 토양오염조사를 실시하였고 현재에도 계속 조사 중이다(환경부, 2003). 또한 많은 연구자들에 의해 폐광산 주변의 토양오염과 관련된 연구가 이루어져 왔으나 대부분의 연구는 주변 토양, 하천수, 퇴적물을 중심으로 오염현황을 파악하는데 중점을 두었다(황호송과 전효택, 1995; 박천영 등, 1995; 전동진 등, 1995; 김경웅 등, 1996; 이도경 등, 1997; 박종진 등, 1997; 이종표 1997; 이찬희 등, 1998; 이현구 등, 1998; 이현구와 이찬희, 1998; 정덕호, 1998; 이기철 등, 1998; 김종욱 등, 1999; 홍영국과 지세정, 1999; 김근수 등, 1999; 김선태 등, 1999).

폐광산지역 중금속 오염은 광산 주변지역에 한정되지 않고 폐광석과 광미에 함유된 황화광물의 산화작용에 의한 산성광산배수(AMD) 배출, 폐광석과 광미 적치장 침식에 의한 폐기물의 물리적 유실, 갱내수의 유출 등 여러 요인에 의해 발생하여 물과 바람에 의해 중금속이 이동되어 광역에 걸쳐 지속적으로 오염을 확산시키는 특성을 갖고 있다. 따라서 폐광산에 의한 중금속 오염의 효과적 조사, 평가, 처리를 위해서는 오염원의 특성, 오염원인, 오염 정도와 확산가능성에 대한 체계적이고 종합적인 조사와 분석을 하여야 한다. 또한 전국에 걸쳐 많은 수의 폐광산이 존재하기 때문에 시간적 시급성을 고려한 단계별 오염방지 사업대상 광산의 선정을 위한 평가방법이 필요하다.

국외에서는 중금속원소들이 잠재적이고 실제적으로 환경에 미치는 영향을 평가하기 위한 적절한 방법을 찾기 위해 오염정도의 조사 뿐 아니라 관련된 많은 기초적인 연구가 이루어져왔다(McLaren and Crawford, 1973; Soon and Bates, 1982; Cottenie and Verloo, 1984; Caibano *et al.*, 1990; Clevenger, 1990; Sauerbeck and Hein, 1991; Jeng and Bergseth, 1992; Davis *et al.*, 1993; Fuge *et al.*, 1993; Frossard *et al.*, 1994; Walder and Chavez, 1995; Adamo *et al.*, 1996; Davis *et al.*, 1996, Ruby *et al.*, 1996; Singh *et al.*, 1996; Humez *et al.*, 1997; Kedziorek *et al.*, 1998; Cooper and Morse, 1998; Ščančar *et al.*, 2000). 또한 미국에서는 1990년대부터 광산 폐석/폐수 재해와 관련된 신기술 개발을 위하여 대형사업의 형태로 집중투자(SITE 프로그램)하고 있으며, 광산 지역 오염도 조사 및 평가에 대한 표준성을 확보하기 위해 EPA(Environmental Protection Agency)에서 광산주변 환경오염조사, 평가, 복원에 대한 지침서(US EPA, 2000)를 마련하였고, 이에 따른 조사와 평가를 기반으로 오염방지개선을 위한 광산별 국가적 우선순위를 결정하

고 있다.

본 논문에서는 체계적이고 종합적인 폐광산 지역 오염도 조사와 평가를 위한 토대를 마련하고자 광산지역 오염과 관련된 국내의 연구동향, 광산지역의 일반적인 오염특성, 현재 주로 사용되고 있는 광산 지역 오염도 조사와 분석 방법, 오염도 평가에 대해 정리 기술하였다.

2. 국내외 폐광산 관련 연구현황

2.1. 국내 현황

우리나라는 산업발전과정 중 상대적으로 등한시되었던 환경보전 문제가 사회의 중요한 과제로 대두되면서 1960년대 공해방지법을 시초로 하여 환경오염을 규제하는 각종 법률들이 제정되고 체계화되어왔다. 하지만 토양의 중요성에 대한 인식과 정보결핍으로 대부분의 법률이 수질, 대기, 폐기물에 편중된 것이었다. 따라서 많은 유해 폐기물과 독성물질 등이 토양으로 최종 처분되어졌으며, 이러한 유해물질로 오염된 토양은 자연정화능력을 상실하고 인간의 건강에 해로운 영향을 끼치게 되었다. 1995년 토양환경보전법이 제정되고 토양오염 문제에 대한 인식이 확대됨에 따라 90년대 후반에는 토양오염과 관련된 많은 연구가 이루어졌으며, 그 중 대표적인 것이 폐광산 주변의 토양, 농작물, 하천수에 대한 중금속 오염 연구였다.

광산활동에 의한 주변지역의 중금속 오염과 관련하여 1) 광산주변 광미, 하상퇴적물, 토양의 중금속 오염과 분산 특성에 관한 연구: 시흥광산(황호송과 전효택, 1995), 광양광산(박천영 등, 1995), 신예미광산과 거도광산(전동진 등, 1995), 달성광산(김경웅 등, 1996), 금왕광산(박종진 등, 1997), 덕읍광산(이종표, 1997), 나림광산(이찬희 등, 1998), 삼광광산(이현구 등, 1998), 구봉광산(이도경 등, 1997; 유장한, 1999), 일광광산(홍영국과 지세정, 1999), 2) 광산주변 수계의 AMD(Acid Mine Drainage)와 중금속 오염에 대한 연구: 옥동천(Cheong and Thornton, 1994), 동해탄광(오대균 등, 1995), 달성광산(정명채, 1996), 다덕광산(정영욱 등, 1997), 대성탄광(송석환 등, 1997), 도계탄광(전효택과 황지호, 1998), 광양광산(박천영과 정연중, 1999), 3) 광산주변 토양에서 자라는 농작물의 중금속 흡수와 생태계에 미치는 영향 연구: 경산광산(이순영, 1993), 모악광산(나춘기와 전서령, 1995), 유규-광천광화대(김경웅 등, 1995), 동진광산(이무성 등, 1996), 달성 및 경산광산(이재영 등, 1996), 한국의 연·아연 광산 주변의 토양과 식물의 중금속 오염(Jung and Thornton, 1996), 달성광산(이재

영 등, 1993; 이인호 등, 1998), 석담광산(조현순, 1998), 길곡광산(전효택 등, 1999) 등이며 최근에는 4) 광산오염 지역에서 2차광물의 생성이나 광산오염 방지와 대책에 관한 연구(최정찬, 1994; 김정엽 등, 1995; 민정식 등, 1997; 정영욱 등, 1997; 김경호 등, 1997; 이진국과 이재영, 1998; 이기철 등, 1998; 차종문 등, 1999; 강민주 등 2003; 이평구 등, 2003) 등이 있다.

2.2. 국외 현황

국외에서는 지난 30년 간 광산주변 환경에 미치는 광산폐기물 내 중금속 원소들의 잠재적이고 실제적인 영향을 평가하기 위한 적절한 방법을 찾기 위해 많은 기초적인 연구가 이루어져왔다. 즉, 총합량 분석, 광미물 상호반응에 대한 실험실 규모의 simulation 연구(Caibaño *et al.*, 1990; Jeng and Bergseth, 1992; Humez *et al.*, 1997; Kedziorek *et al.*, 1998), 중금속의 광물학적 형태에 관한 연구(Fuge *et al.*, 1993; Walder and Chavez, 1995; Adamo *et al.*, 1996; Davis *et al.*, 1996), 산성광산배수의 산도를 예측하기 위한 연구(Sobek *et al.*, 1978; Duncan and Bruynesteyn, 1979; Lawance, 1990; Brodie *et al.*, 1991; Jennings and Dollhopf, 1995; Jurjovec *et al.*, 2002; Lapakko, 2002), 토양의 오염도와 광산폐기물에 의한 오염 확산 가능성을 평가하기 위한 용출실험과 관련된 연구(Montour *et al.*, 1998; Kaminiski and Landsberger, 2000), 중금속의 존재 형태 규명을 위한 연속추출방법에 대한 연구(Tessier *et al.*, 1979; Soon and Bates, 1982; Cottenie and Verloo, 1984; Clevenger, 1990; Sauerbeck and Hein, 1991; Singh *et al.*, 1996; Cooper and Morse, 1998; Ščančar *et al.*, 2000), 동위원소연구(McLaren and Crawford, 1973; Frossard *et al.*, 1994), in-vitro acid extraction(Davis *et al.*, 1993; Ruby *et al.*, 1996), 중금속의 이동과 확산과 관련된 지화학/수리지질학적 모델링 연구(Appel and Reilly, 1994; Alpers and Nordstrom, 1999; Smith, 1999) 등 다양한 연구가 이루어져왔다.

3. 광산지역 오염 특성

3.1. 주요 오염원

폐광산주변의 주요 오염원은 갠내수, 폐광석, 광미, 선광을 위해 사용한 화학약품 등이다. 갠내수는 지하수 또는 지표수가 갠내로 유입되어 생성되고, 배수관이나 균열부를 따라 지표로 배출된다. 갠내수에는 주변 모암과 광화대와의 화학반응으로 중금속원소가 용

해되어 있을 수 있고, 그 양은 주변 모암과 광화대에 함유되어 있는 광물의 종류에 따라 다르다. 즉, 황철석(FeS_2)과 같은 황화광물이 함유되어 있을 때 대기 중의 산소와 물과 반응하여 산성배수가 형성된다. 이러한 산성배수는 중금속을 용해하여 중금속의 이동성을 증대시켜, 주변 토양, 지표수, 지하수를 오염시킨다(Lindsay, 1998).

폐광석은 비교적 광석광물을 많이 함유하고 있지 않은 암석으로 주로 광산주변 계곡, 산허리나 사방땀에 적치되거나 건설자재로 사용된다. 중금속을 함유하고 있는 광물의 종류, 광물의 상대적인 양적인 차이, 폐광석이 적치된 장소(예, 계곡, 산등성), 강우량, 주변 수리지질, 광산유형 등은 오염도와 분포에 영향을 미친다. 예를들어 폐광석이 황화광물을 다량 함유하고 있다면 황화광물의 산화에 의해 산성수가 발생되어 오염원이 될 수 있지만 산성수를 중화시킬 수 있는 방해석과 같은 탄산염 광물이 다량 함유되어 있을 경우에는 산성수가 탄산염광물의 용해로 중화 되어 중금속의 이동성이 감소된다(Plumlee, 1998; Jambor *et al.*, 2000).

광미는 제련과정에서 광체로부터 분리된 모래나 실트 입자 크기를 가진 광산 폐기물이고 광산주변 계곡이나 산허리에 버려지거나 광미땀에 적치된다. 비록 광미가 폐광석보다 적은 양의 광석광물을 함유하고 있지만 버려지는 양이 많고 입자크기가 작아 물과 산소와의 반응성이 크다. 한편, 선광과 제련과정에서 사용되는 수은, amines, cyanide 등과 같은 화학약품을 함유하고 있을 수 있어 광산지역 중금속오염의 가장 주요한 오염원이다(US EPA, 2000).

3.2. 오염특성

폐광산에 의해 발생하는 주요 중금속 오염은 산성광산배수의 배출, 광산폐기물의 유실, 유해성 침출수의 배출, 광미와 분진의 분산 등에 의해 일어난다. 그 중에서 산성광산배수의 배출은 폐광산 주변지역을 오염시키는 주요한 원인으로 알려져 있다.

하지만 산성광산배수와 유해성 침출수 뿐 만 아니라 복토, 사방땀 등 오염 및 유실 방지 시설을 갖추고 있지 않은 폐광석과 광미 적치장의 사면 불안정에 의한 붕괴 또는 바람에 의한 침식 등 물리적 원인에 의한 유실에 의해서도 광역적으로 주변 토양과 하천이 오염될 수 있다. 즉, 광미적치장의 사면이 불안정할 경우 광미적치장이 붕괴되어 황화광물을 함유하고 있는 광미가 유실되어 주변 하천에 부유되어 이동되다가 토양에 퇴적된다. 퇴적된 광미에 함유되어 있는 황화광물

이 물과 산소와 반응하여 산화되어 산성수를 발생시키고 토양, 하천 및 퇴적물내의 중금속의 농도를 증가시킨다. 실제로, 2002년 8월 내린 집중호우와 태풍 "투사"로 인해 강원도 봉화군에 위치한 금정폐광산에서 15만 m³로 추정되는 광미가 유실되었다. 이로 인하여 주변 농경지와 하천 등이 오염되었을 가능성이 매우 크다. 또한 건조기에 바람에 의한 광미와 분진의 확산과 퇴적에 의해서도 주변 토양, 하천, 하천 퇴적물이 오염될 수 있다. 이러한 바람에 의한 광미와 분진의 확산이 공간적인 오염분포에 가장 큰 영향을 미칠 수 있다(Plumlee, 1998; US EPA, 2000).

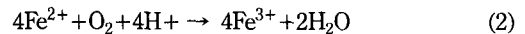
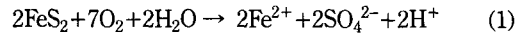
지하수는 광산폐기물의 유실 등 물리적 원인보다는 갭도가 지하수면 아래에 위치해 있거나 폐광석과 광미 적치장이 지하수면 아래에 위치해 있을 경우 황화광물의 산화에 의한 산성 침출수의 발생으로 오염되고 지하수에 용해되어 있는 중금속은 이류(advection)나 확산(diffusion)에 의해 이동한다. 따라서 지하수의 오염 및 오염범위 확산은 폐광석과 광미 적치장의 수리지질과 투수계수, 공극률 등 토양의 성질에 의해 결정된다(Jamber *et al.*, 2000).

이러한 폐광산 지역의 오염원과 오염 확산 특성으로 폐광산 지역의 오염은 불량매립장이나 산업폐기물에 의한 오염지역과는 다른 특성을 보인다. 1) 대부분의 경우 폐광산에 의해 영향을 받는 지역은 상당히 크고 도로가 없어 차량이 접근하기 쉽지 않은 지역에 위치하고 있어 오염도 조사와 복원을 하기가 쉽지 않다. 2) 광산에서 오염물질을 발생시킬 수 있는 폐기물의 양은 많고 오염물질의 확산 경로 또한 다양하여 오염규모와 범위를 산정하기가 쉽지 않다. 3) 폐광석, 광미, 선광 및 체련 시설물, 화학약품 등 오염원이 다양하다. 4) 폐광산의 주 오염물질인 중금속은 VOC 등 유기오염물질과는 달리 생분해 등에 의해 쉽게 자연정화 되지 않기 때문에 수십 또는 수백 년간 지속적으로 환경에 영향을 미칠 수 있다. 5) 폐광산에 의해 토양, 퇴적물, 지표수, 지하수 등 많은 매체들이 오염될 가능성이 있다(US EPA, 2000).

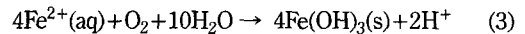
3.3. 산성광산배수의 발생(Acid mine drainage generation)

광산에서 산성광산배수의 발생은 일반적으로 폐광석이나 광미에 함유된 황화광물의 산화작용과 철 sulfate 광물의 용해작용에 의해 생성된다. 산성광산배수는 일반적으로 황화광물, 물, 산소, 박테리아의 존재에 따라 발생 여부가 결정되는 pH가 5보다 작은 배수로 정의

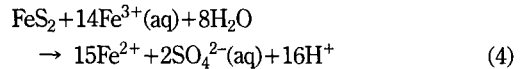
된다(Jambor and Blowes, 1998). 황철석과 같은 철 황화광물의 산화는 산성광산배수발생의 주요 원인이다(Stumm and Morgan, 1996). 다음반응식 (1), (2)에 따라 황철석이 산화되어 수소이온 뿐 아니라 sulfate 이온도 용액 속에 생성된다. 따라서 수소이온과 더불어 sulfate 이온도 산성광산배수가 황화광물 산화에 의해 발생했다는 것을 나타내는 지시자이다(Singer and Strumm, 1970).



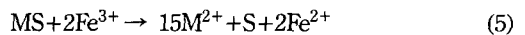
2가철(Fe²⁺)은 산소에 의해 더 산화되어 산 농도를 증가시키고 철 수산화물로 침전된다(식(3)).



산 발생이 증가되어 pH가 4이하로 감소될 때에는 다음 반응식과 같은 3가철(Fe³⁺)에 의한 황철석의 산화가 산성광산배수 발생의 주요한 메커니즘이 된다.



위와 같은 반응들에 의해 생성된 황산이온(SO₄²⁻)은 황화광물표면의 용해를 촉진시킨다. 또한 산성광산배수 내에 함유되어 있는 3가철(Fe³⁺)은 황화광물을 산화시켜 중금속을 용해시킬 수 있다.



MS는 방연석(PbS), 섬아연석(ZnS)과 같은 황화광물

Table 1. Acid generating minerals (Plumlee, 1998).

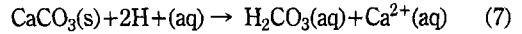
Oxidant	Mineral	Formula
O ₂ /Fe ³⁺	Pyrite	FeS ₂
	Marcasite	Fe _{1-x} S
	Pyrrhotite	Cu ₂ FeS ₄
	Bornite	Cu ₃ AsS ₄
	Arsenopyrite	FeAsS
	Enargite/Famatinite	Cu ₃ AsS ₄
	Tennantite/Tetrahedrite	(Cu, Fe, Zn) ₁₂ As ₄ S ₁₃
Fe ³⁺	Sphalerite	ZnS
	Galena	PbS
	Chalcocopyrite	CuFeS ₂
	Covellite	CuS
	Cinnabar	HgS
	Millerite	NiS
	Pentlandite	(Fe, Ni) ₉ S ₈
	Greenockite	CdS

이다. 광물 내 금속원소(M)와 황원소(S)의 비(M:S)가 1보다 작은 광물은 식 (1)~(4)와 같이 산소(O₂)나 3가 철(Fe³⁺)의 산화에 의해 산성광산배수를 생성하는 반면에 금속원소와 황원소의 비가 1인 광물은 식 (5)와 같이 3가철(Fe³⁺)의 산화에 의해서만 산성광산배수를 발생 시키는 것으로 알려져 있다(Table 1). 이러한 반응들(식(1)~(5))에 의해 생성되는 금속원소들은 철, 알루미늄, 구리, 납, 망간, 니켈 아연, 비소 등이다 (Plumlee, 1998).

산성광산배수와 관련된 위와 같은 반응들의 반응속도는 반응을 촉진시키는 박테리아의 존재, 황화광물의 종류, 광물의 입자크기, pH, 온도, 산소농도에 의해 조절된다. 예를 들어 철을 산화시킬 수 있는 박테리아는 2가철(Fe²⁺)을 3가철(Fe³⁺)로의 산화를 촉진시켜 산 농도를 증가시켜 산성광산배수의 형성을 촉진 시킨다 (Plumlee 1998).

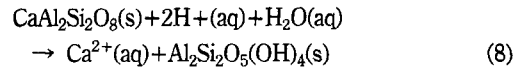
3.4. 산성배수의 중화(Acid neutralization)

산성광산배수의 산도는 황화광물의 산화반응속도와 산성배수를 중화시킬 수 있는 모암 내 광물들의 중화 반응속도의 차이에 의해 결정되어진다. 방해석(calcite, CaCO₃), 마그네사이트(magnesite, MgCO₃), 백운석(dolomite, CaMg(CO₃)₂)과 같은 염기성탄산염광물은 반응성이 뛰어나 산성배수를 쉽게 중화시킬 수 있는 전형적인 광물들이다. 식 (6)는 pH 6.4 이상에서 그리고 식 (7)는 pH 6.4 이하에서 방해석이 산성배수를 중화시키는 반응식들이다(Drever, 1988).



능철석(siderite, FeCO₃), 능망간석(rhodocrosite, MnCO₃)과 같은 철과 망간 탄산염광물들도 산을 중화시킬 수 있으나 이러한 광물들의 용해에 의해 방출된 철과 망간의 산화, 수화, 침전반응에 의해 수소이온을 다시 방출하기 때문에 산화환경에서 산성광산배수를 완전히 중화시킬 수 없다(White *et al.*, 1999).

모암에 함유된 장석과 같은 규산염광물들도 용해되어 산성광산배수를 중화시킬 수 있으나 용해속도가 방해석에 비해 매우 느리기 때문에 산성배수를 쉽게 중화시킬 수 없다. 예를 들어 장석의 용해속도는 방해석에 비해 10⁷배 느리다. 하지만 산성배수 발생속도가 매우 느린 환경에서는 규산염광물의 용해에 의해 산성배수가 중화 될 수도 있다(Jambor and Blowes, 1998). 식 (8)은 이러한 장석의 용해에 의한 중화반응식을 나타낸다.



4. 폐광산지역 오염도 조사와 분석

폐광산 지역의 오염도를 조사하는 목적은 궁극적으로 오염정도와 범위, 오염원의 특성, 이동경로, 오염매체에 미치는 영향 등을 종합하여 폐광산과 주변지역과의 오염 상관관계와 위험도를 묘사하는 개념적 환경영

Table 2. Items for site characterization of abandoned mine areas.

Item	Content
Characteristics of ore deposits	- Grade/Size/Location
	- Types and contents of ore and gangue minerals
Mining processing operations	- Types of leaching and mineral processes
	- Leaching and mineral processing wastes and hazardous materials
Waste rocks/tailings piles	- Size/Location
	- Types and contents of sulfides
Impact areas	- Soil
	- Sediments
	- Surface and ground water
Characteristics of contaminants	- Background concentration
	- Physical/chemical properties
	- Toxicity
	- bioavailability
Pathway	- Discharge of dust from waste piles by wind or rainfall
	- Discharge of mine water
	- Collapse of waste piles
	- Transport of contaminants in surface and ground water
	- Potential receptors

항모델을 만드는 것이다. 이러한 개념적 환경영향모델을 바탕으로 환경에 대한 잠재적 위험요소를 제거 또는 격감시키기 위한 복원계획을 수립하고 시행할 수 있다. 또한 이러한 개념적 환경영향모델은 국가적 복원순위를 결정할 때 사용될 수 있다(US EPA, 2000).

폐광산 지역에 대한 개념적 환경모델을 만들기 위해 필요한 요소는 1) 광산이력, 주변 지형 및 지질 등 일반적인 광산지역에 대한 정보, 2) 광산의 크기, 토양 및 지하수 이용현황, 오염원의 종류, 오염매체, 오염범위 등 폐광산 지역 오염의 물리/화학적 특징 3) 오염규모와 오염량, 오염물질의 분포와 거동 등 오염물질의 이동경로 등이다(Table 2). 이러한 요소들은 현지조사와 관계자와의 면담, 시료채취, 화학분석, 광물학적 분석, 산성광산배수 예측실험, 용출 및 연속추출실험, 현장물리/지화학탐사 등을 통해 얻을 수 있다.

4.1. 시료채취

광산지역의 오염특성을 반영하는 대표적 시료채취는 폐광산지역의 오염현황을 파악하는데 가장 중요한 요소 중의 하나이다. 시료채취 후 시료의 취급 또는 분석을 아무리 정확히 하더라도 잘못된 시료채취에 의한 오차는 분석측정 오차 보다 항상 크기 때문에 적합한 방법을 선택하여 대표성을 갖는 시료를 신중하고 정확하게 채취하여야 한다(환경부 2002). 잘못된 시료채취는 잘못된 분석결과를 산출하고 적절하지 못한 복원대책의 수립으로 경제적인 면에서도 손실을 가져온다. 또한 폐광산 지역은 오염물질의 부피가 크고 잠재적인 오염범위가 넓기 때문에 유해성 유기성분과 같은 물질로 오염된 지역에서와는 달리 폐광산 지역에서의 시료채취는 매우 복잡하고 어렵다. 따라서 체계적이고 대표성을 갖는 시료채취를 위해서는 시료채취 전에 수집된 사전 정보를 바탕으로 시료채취 계획을 수립하고 그에 따라 시행하여야 한다(US EPA, 2000).

폐광산 지역에서 시료채취는 다음과 같은 사항을 고려하여 시행하여야 한다. 1) 일반현황조사 시 얻어진 광산이력, 지형과 지질, 지하수 이용현황 등 기존자료를 분석하고 오염원, 오염지역, 오염 확산경로 등을 예측하여 잠재적인 오염지역에서의 시료채취 지점과 오염되지 않은 자연 배경치 값을 가지는 시료채취 지점을 선택한다. 토양오염공정도 시험법(환경부, 2002)에서는 대상지역 선택을 위하여 농경지의 경우는 대상지역내에서 지그재그형으로 5~10개 지점을 선정하여 시료를 채취하도록 하고 있다. 2) 조사 대상 광산지역의 기존자료가 충분하지 않을 경우, 대표성을 갖는 시료

를 채취하고 시료채취 수와 분석비용을 절감하기 위하여 채취된 시료를 실내에서 분석하는 방법보다는 정확하지는 않지만 경제적이고 분석을 위한 시료준비과정이 간편하고 사용하기 쉬운 현장분석을 시료채취 전에 실시한다. 예를 들어 현장 X-ray 형광분석기(X-ray Fluorescence)는 현장분석을 위해 이동이 가능하고 분석을 위한 시료 전처리 과정이 필요 없기 때문에 현장 토양시료 뿐만 아니라 광미의 원소 성분을 분석하기 위해서 광산지역 오염도 조사에 많이 사용하는 방법 중의 하나이다(Ficklin and Mosier, 1998). 3) 적절한 신뢰도를 가지는 시료채취의 수가 선택되어야 한다. 예를 들어 시료채취의 신뢰도를 높이기 위해 많은 수의 시료를 채취한다면 분석하기 위한 비용이 많이 필요하고 적은 수의 시료를 채취한다면 분석결과에 오차가 발생할 가능성이 크고 이를 바탕으로 잘못된 평가를 할 수 있다.

4.2. 화학적 조사와 분석

화학적 조사와 분석을 통해 광산 폐기물이 함유하고 있는 산발생 혹은 산중화 광물의 성분과 광산 폐기물, 토양, 지표수, 지하수에 함유되어 있는 중금속의 양을 측정할 수 있다. 광산 폐기물 내에 함유되어 있는 광물의 종류에 따라 화학분석 방법이 다르기 때문에 화학분석 방법선택을 위해서는 화학분석에 대한 지식 뿐만 아니라 광물학에 대한 지식도 필요하다. 광산 폐기물의 특징을 조사하기 위해 많이 사용되는 화학분석은 황(sulfur), 탄소(carbon), 중금속의 전함량분석 등이다. 현장에서 채취된 지표수나 지하수와 같은 물시료에 대한 화학분석에 사용되는 요소는 온도, pH, Alkalinity, EC, Eh, 용존산소 등이고 이것들은 현장에서 시료채취 즉시 측정되어야 하고 sulfate 및 중금속이온 함량은 적절하게 시료를 보관 실험실로 이송하여 실험실에서 기기분석을 통해 얻을 수 있다(Ficklin and Mosier, 1999).

황은 산을 발생시키는 주요한 원소이기 때문에 산발생 능력을 예측하기 위해 분석한다. 총황함량(total sulfur content)은 ASTM D1915-97(ASTM, 2000)에 기술된 것처럼 시료를 연소로에 넣고 고온(1,500~1,600°C)에서 가열하여 태워서 발생하는 가스성분 중 이황산가스(sulfur dioxide)를 측정하여 얻는다. 황화광물내의 황이온과 같이 특정한 형태로 존재하는 황성분의 양은 시료를 특정한 황상(sulfur phase)을 제거하기 위해 처리한 후 처리 전 시료의 총황함량과 처리 후 시료의 총황함량으로부터 변화된 황함량의 양을 구하

여 얻는다. 예를 들어, 황화광물내의 황함량은 황화광물을 한시간동안 550°C에서 가열하여 황화광물내의 황을 모두 이황산가스로 전환시킨 후 잔유물의 총황함량을 측정하고 시료의 총황함량과 잔유물의 황함량의 차이에 의해서 얻어진다(US EPA, 1994).

총탄소함량(total carbon content)은 시료를 산소연소로에 넣고 1,500~1,700°C의 고온에서 태워서 시료에 함유되어 있는 모든 형태의 탄소성분을 가스성분의 이산화탄소로 전환시켜 이를 측정함으로써 구한다(ASTM, 2000). 특정한 형태로 존재하는 탄소이온함량은 황이온과 마찬가지로 시료에서 특정한 형태의 탄소상(carbon phase)을 제거하고 잔유물의 탄소량을 분석함으로써 측정한다. 예를 들어, 탄소를 함유하고 있는 시료가 500°C에서 가열될 때 유기탄소는 이산화탄소로 전화되어 제거되고 잔유물의 탄소함량은 탄산염광물내의 탄소함량과 같으므로 탄산염광물내의 탄소함량을 측정할 수 있다(Lapakko, 1994).

광산 폐기물과 토양에 함유되어 있는 총 중금속의 함량은 일반적으로 불산(HF), 질산(HNO₃), 과염소산(HClO₄), 염산(HCl)을 사용하여 규산염광물과 점토광물등 광물과 유기물을 산분해 한 후 중금속을 측정하는 전함량분석(total concentration of heavy metal) 방법을 사용하여 분석할 수 있다.

5. 오염도 평가

오염물질의 농도가 높다고 하더라도 반드시 인간 및 환경에 영향을 미치는 것은 아니다. 즉, 오염원, 이동경로와 인간, 토양, 수자원, 생태계 등 영향 받는 매체가 서로 유기적으로 상관관계가 존재할 때만 오염물질이 인간 및 환경에 위협을 줄 수 있다. 따라서 1) 오염원에 대한 평가, 2) 오염물질이 인간, 토양, 수자원, 생태계 등에 미치는 영향에 대한 평가, 3) 오염물질이 인간, 토양, 수자원, 생태계에 도달하는 이동경로에 대한 평가 등을 통해 오염원, 이동경로, 영향 받는 매체의 상관관계를 종합적으로 분석하고 평가해야한다(Mohamed and Cote, 1999; US EPA, 2000; Xenidis *et al.*, 2003). 이러한 폐광산 지역에 대한 정성/정량적 오염도 평가를 위해 산성광산배수예측실험, 용출실험, 연속추출법 등이 사용될 수 있다.

5.1. 산성광산배수발생예측(Acid mine drainage generation prediction)

앞장에서 이미 언급하였듯이 폐광석과 광미와 같은

광산폐기물에 의해 발생하는 산성광산배수의 산농도는 산발생 광물과 산중화 광물의 종류와 상대적인 함량비에 따라 좌우된다. 산성광산배수를 예측하는 실험은 크게 정적실험(static test)과 동적실험(kinetic test)으로 분류되고 이러한 실험들의 목적은 시료의 산성광산배수를 발생시킬 수 있는 능력과 산발생속도를 측정하여 광산배수의 질(mine drainage quality)을 예측하는 것이다. 총산발생능력(total acid generation potential)은 광산 폐기물에 함유되어 있는 산을 발생시키는 황화광물의 종류와 양, 산을 중화시키는 광물의 종류와 양에 의해 결정되고 산발생속도는 존재하는 황화광물의 종류, 산중화 광물의 종류, 광물의 표면적과 입도크기, 산소와 물의 양, 박테리아 등에 의해 영향 받는다(US EPA, 1994).

5.1.1. 정적실험(Static Test)

정적실험은 시료의 총산발생능력(total acid generation potential, AP)과 총중화능력(total acid neutralization potential, NP)을 측정하여 그들의 차(NP-AP) 혹은 비(NP/AP)에 의해 산발생 가능성을 평가하는 방법으로 동적실험에 비하여 간편하고 경제적이다. 총산발생능력(AP)은 실험 방법에 따라 총황함량(total sulfur content)이나 황화광물 중 황함량(sulfide sulfur content)에 변환계수(conversion factor)를 곱하여 구하고(AP=31.25×%S), 총중화능력(NP)은 산을 중화시킬 수 있는 탄산염광물의 양을 측정하여 구한다(Lapakko, 2002). Table 3은 다양한 static 실험들에 대한 방법 및 장·단점을 보여준다.

일반적으로 총중화능력(NP)과 총산발생능력(AP)의 차(NP-AP)가 영보다 작은 값인 경우는 시료가 산을 발생시킬 가능성이 큰 것을 의미하고 총산발생능력(AP)과 총중화능력의 비(NP/AP)를 이용할 때에는 시료의 비(NP/AP)가 3:1보다 작은 경우에는 산을 발생시킬 가능성이 낮은 것을 의미한다(Brodie *et al.*, 1991).

총황함량 분석에 의해 얻어진 산발생능력은 시료가 barite와 gypsum과 같이 산을 발생시키지 않는 sulfate 광물을 함유하고 있다면 실제적인 능력보다 과대평가된 것이다. 반면에 황화광물 중 황함량 분석에 의해 얻어진 산발생능력은 시료가 melantrite 와 jarosite와 같이 산을 발생시키는 sulfate 광물을 함유하고 있다면 실제적인 능력보다 과소평가된 것이다. 따라서 sulfate 광물을 함유하고 있는 광산 폐기물에 대한 산발생 능력은 광물학적 조사 및 분석과 함께 평가되어야한다(Lapakko, 2002).

5.1.2. 동적실험(Kinetic Test)

Table 3. Summary of static test methods (US EPA, 1994).

Type	Method		Advantage	Disadvantage
	Acid generation potential, AP	Acid neutralization potential, NP		
Acid Base Accounting (ABA)	· total S	· 0.24 mm sample · add HCl · boil 1 min · titration endpoint pH 7.0	· no special equipment · easy interpretation	· if AP and NP are close, hard to interpretate
Modified ABA	· sulfide S	· 0.24 mm sample · add HCl · agitate 23 hr. · titration endpoint pH 8.3	· no special equipment · easy interpretation	· if AP and NP are close, hard to interpretate
BC Research Initial	· total S	· 0.038 mm sample · add HCl · agitate 23 hr · titrate endpoint pH 8.3 with 1.0 N H ₂ SO ₄	· no special equipment · easy interpretation · many samples can be tested	· if AP and NP are close, hard to interpretate
Alkaline Production Potential	· total S as indicator	· 0.023 mm sample · add 0.1 N HCl · react for 2 hr · titration endpoint pH 4.0	· no special equipment	· moderate interpretate
Net Acid Production	· sulfide S	· no requirement for particle size · acid produced by sulfide oxidation dissolve buffering minerals · titration endpoint pH 7.0	· short time · no special equipment	· limited reproducibility

Table 4. Summary of kinetic test methods (US EPA, 1994).

Type	Method	Advantage	Disadvantage
Humidity Cells	· 2.38 mm sample · 11 weeks test period · After 10 weeks, 200 g of sample exposed to 3 days dry air, 3 days humidified air, rinsed with distilled water on day 7 · measure pH, alkalinity, EC, Eh, sulfate, metal concentration	· models AP and NP well · models wet/dry	· long time · need special equipment
Soxhlet Extraction	· no requirement for particle size · pass distilled water through sample for 6 weeks	· simple · short time · assessment of interaction between AP and NP	· need special equipment
Column Tests	· variable particle size · leach column containing mine waste with discrete volumes of solutions	· models AP and NP well · models effect of different rock types · models different grain size	· long time · large volume of sample
BC Research Confirmation	· 0.038 mm sample · Add bacterially active solution at pH 2.2-2.5	· simple · low cost · assess potential biological leaching	· dose not model initial AP step · long time for pH to stabilize
Batch Reactor	· 0.075 mm sample · sample/water slurry is agitated 200 g/500 mL	· examine many samples simultaneously	· subject to large sampling error

현장산화조건을 실내에서 모사할 수 있지만 정적실험보다 더 많은 시료와 시간이 필요한 동적실험은 황화광물의 산화반응속도 및 광산배수질(mine drainage water quality)에 대한 정보를 제공한다. 목적에 따라 다양한 종류의 동적실험들이 사용되어지고 있고 이러한 실험들에 대한 방법 및 장·단점은 Table 4에 보여진다.

동적실험은 황화광물의 산화반응속도의 측정 뿐만 아니라 산을 발생시키는데 영향을 줄 가능성이 있는 요소들을 조절함으로써 그 요소들이 산발생에 미치는

영향을 평가할 수 있다(US EPA, 1994). 예를 들어 박테리아, 온도, 시료의 입자크기, 탄산염광물 등과 같은 요소들을 조절하여 이러한 요소들이 시료의 산발생에 어떠한 영향을 줄 수 있는지를 평가할 수 있다.

5.2. 광물학적 오염 평가

국내 주요 폐광산(금·은, 구리, 연·아연, 중석, 철 등)에서 산출되는 주요 황화광물에는 황철석(FeS₂), 자류철석(FeS), 방연석(PbS), 섬아연석(ZnS), 황동석(CuFeS₂), 유비철석(FeAsS) 등이 있으며, 이중 황철석

과 자류철석은 지표환경에서 쉽게 산화작용을 받아 산성광산배수를 발생시키는 동시에 다른 황화광물의 용해작용을 촉진시킨다. 또한 다른 황화광물도 그 종류에 따라 산화정도의 차이 및 용해되는 유해 중금속(납, 아연, 구리, 카드뮴, 비소 등)이 상이하다. 따라서 광산의 유형과 성인에 따라 산출되는 황화광물의 종류와 상대적인 양이 다르므로 중금속오염의 범위, 중금속의 종류, 함량의 정도 등의 차이가 현저하게 된다.

한편 산성광산배수의 산농도는 산발생 광물과 산중화 광물의 종류 및 상대적인 함량비에 따라 좌우되고 산 농도에 따라 산성광산배수에 함유되어 있는 중금속 농도가 결정된다. 폐광석/광미 내 황화광물의 산화작용으로 인해 용해된 중금속이 이온형태 또는 부유입자(suspended particulate)로 이동되어 주변 지역에 오염을 확산시키고 있다. 하지만, 황화광물은 지표환경에 안정한 산화광물/탄산염광물로 상전이(phase transformation)되거나, 이온상태 및 부유상태로 이동되는 중금속 원소는 수계환경의 변화 혹은 토양과 퇴적물과 반응하면서 흡-탈착반응, 산화-환원반응, 침전-용해반응을 통하여 산화환경에서 안정된 2차 광물을 형성하며, 유기물질, 토양 구성광물 등 지질매체에 의해 고정되어 이동이 제한됨으로써 자연적으로 저감되기도 한다. 따라서 광산지역 오염도 조사 및 평가에 있어 폐광석과 광미에 대한 광물학적 연구는 중금속의 지구화학적 거동 및 배출 가능성을 예측하는데 매우 중요한 분야이다.

황화광물의 산화작용으로부터 야기된 2차 광물의 형성, 용해, 침전의 순환과정에 대한 이해는 폐광산에서 황화광물의 산화와 관련된 유독성 및 환경에 미치는 영향의 예측, 예방, 복원에 대한 토대가 된다. 따라서 최근, 폐광된 광산에 방치된 폐광석에 함유되어 있는 황화광물이 분해 되어 다른 광물에 흡착되거나, 산화환경에서 안정한 형태의 2차 광물(즉, 산화광물, 탄산염광물, 황산염광물)로 침전 혹은 공침(co-precipitation) 되고 있는가에 관한 연구는 활발하게 수행되고 있다 (McGregor *et al.*, 1998; Shaw, 1998; 정기영 등, 2000; Frau, 2000; 박천영 등, 2001; Nomade *et al.*, 2003; 강민주 등, 2003; 이평구 등, 2003).

광산 폐기물에 주로 응용되는 광물학적 방법으로는 광학현미경관찰, X-선회절분석, SEM, EDS, WDS 등이 있다. 이러한 방법을 이용하여 황화광물의 산화과정을 규명하고, 산화과정에서 용해된 중금속과 미량중금속원소가 자연환경에서 어떤 화학적인 반응을 통하여 고정화되는 지를 밝힌다. 즉, 용해된 중금속에 대하여 침전(precipitation), 공침(co-precipitation), 흡착(adsorption), 환산과정에서의 각 원소의 거동 특성을 평가한다.

5.3. 용출실험(Leaching Test)

광산지역의 폐광석, 광미 및 주변토양 내 중금속은 산성비와의 접촉 등 주변환경의 변화에 의해 용출되어 주변 환경을 오염시킬 가능성과 오염도를 평가하기위해

Table 5. Summary of leaching tests.

Type	Method	Leaching medium	Solution : Sample	Particle size	Time of extraction
Soil toxicity	Soil Toxicity Standard Test Method ¹	0.1N HCl	5:1	<0.2 mm	1 hr
Water Leach Test	ASTM D3987-85	deionized water	20:1	particulate or monolith as received	18 hr
TCLP ²	US EPA SW-846 Method 1311	acetate buffer	20:1	<9.5 mm	18 hr
EP Toxicity ³	US EPA SW-846 Method 1310	0.04 M acetic acid (pH = 5.0)	16:1	<9.5 mm	24 hr
Multiple Extraction Procedure	US EPA SW-846 Method 1320	1. 0.04 M acetic acid (pH=5.0) 2. sulfuric/nitric acid (pH=3.0)	20:1	<9.5 mm	24 hr extraction per stage (at least 8 stages)
SPLP ⁴	US EPA SW-846 Method 1312	deionized water (pH=4.2~5.0)	20:1	<9.5 mm	18 hr

¹From Korea Ministry of Environment(2002)

²Toxicity Characteristic Leaching Procedure

³Extraction Procedure Toxicity

⁴Synthetic Precipitation Leaching Procedure

용출실험(leaching test)이 사용되고 있다(이평구 등, 2003). 용출실험은 시료와 침출액(leachant)을 반응시킨 후 용출액(leachate)의 중금속 농도를 측정하는 것이다. 목적에 따라 다양한 종류의 용출실험들이 사용되고 있고 각 실험마다 사용하는 침출액의 종류가 다르다(Table 5). 예를 들어 토양오염에 대한 오염도를 조사하기 위해서 우리나라에서는 토양오염공정시험법(환경부, 2002)에 따라 0.1N 염산을 용출액으로 사용하며 미국에서는 EPA에서 제시한 TCLP(Toxicity Characteristic Leaching Procedure)방법에 따라 아세트산을 용출액으로 사용 한다(US EPA, 1995).

5.4. 연속추출법(Sequential Extraction Procedure)

인간과 환경에 미치는 독성(ecotoxicity)은 중금속의 이동도(mobility)와 생체흡수도(bioavailability)에 크게 영향을 받으며, 이동도와 생체흡수도는 중금속을 함유한 각 광물의 변형(transformation)과 용해도(solubility) 및 금속의 흡수도(availability)에 따라 차이가 크다. 중금속의 용해도, 변형, 흡수도는 중금속의 화학적 존재형태(chemical speciation), 결합형태(binding form), 토양 구성물질과의 수반형태에 의해 결정된다. 중금속의 존재형태는 중금속을 함유한 매개체의 화학적 및 지질학적 환경에 따라 흡착, 이온교환, 침전, 공침, 착화합물 등의 형태로 토양 구성물질과 수반되어진다(Kabata-Pendias and Pendias, 2001). 따라서 중금속의 존재형태 연구는 오염물질의 잠재적인 용출 가능성과 그에 따른 이동, 변형 및 위해성에 관한 정보를 제공하여 준다(Campanella *et al.*, 1995). 즉, 오염된 토양이 환경에 미치는 영향을 평가하기 위하여 중금속의 총 함량만을 분석하는 것이 불충분하다는 인식이 일반적이다(Ma and Rao, 1997).

연속추출방법은 화학적 존재형태를 규명하기 위하여 토양과 퇴적물에 함유되어 있는 구성광물을 선택적으로 용해시키는 방법으로, 각 광물의 성분을 선택적으로 용해시킬 때 그 광물의 형태로 존재하거나 수반된 중금속을 용해시키는 화학분석 방법이다. 이 방법은 지구화학탐사를 목적으로 널리 사용되는 것뿐만이 아니라(Dold, 2003), 환경측면에서도 중금속원소의 존재형태를 규명하고(Lee *et al.*, 1997a; Maiz *et al.*, 1997; Perin *et al.*, 1997; Lee and Touray, 1998), 중금속원소의 이동도와 생체흡수도를 연구하는 데 있어 크게 활용되고 있다(Dempsey *et al.*, 1993; Baruah *et al.*, 1996; Lee *et al.*, 1997b; Hamel *et al.*, 1999; Robinson *et al.*, 1999; Clark *et al.*, 2000; Maiz *et al.*, 2000). 예를 들어, 아세트산(acetic acid)은 이동도, 생체흡수도와 식물

흡수(plant uptake)를 평가하는 데 많이 사용되고 있으며(Little and Martin, 1972; Bjerre and Schierup, 1985), 아세트산에 용해된 중금속 함량이 대책기준을 초과하는 경우 환경에 잠재적으로 위해성이 있는 것으로 규정하고, 이런 하천퇴적물을 복원 대상으로 하였다(Bird *et al.*, 2003). 한편, Tessier *et al.*(1979) 방법의 이온교환형(exchangeable fraction)으로 존재하는 함량이 이동성과 생체흡수도가 높은 형태인 것으로 인식되기도 한다(Navas and Lindhorfer, 2003). 2002년 3월 영국의 Department for Food, Environment and Rural Affairs에서는 토양과 퇴적물의 quality guidelines을 생체흡수가 가능한(bioavailable) 함량을 기초로 설정하였다(DEFRA, 2002). 또한, 어떤 중금속 원소가 화학적으로 반응성이 없는 형태로 존재한다면, 즉 규산염광물의 결정격자 내에 존재한다면 독성 및 생체흡수도가 매우 낮기 때문에 환경측면에서는 의미가 적다고 할 수 있다.

광산지역 오염연구에서도 연속추출법을 이용하여 황화광물의 산화작용과 용해된 원소의 고정화(retention) 등 광산폐기물의 평가에 응용되고 있다(Ribet *et al.*, 1995; McGregor *et al.*, 1995; Fanfani *et al.*, 1997; McCarty *et al.*, 1998). 용해된 철, 망간 및 알루미늄 원소는 수산화광물로 침전되며, 이런 수산화광물의 침전은 흡착, 공침(co-precipitation)과 고용체(solid solution) 형성 등과 같은 반응을 통한 중금속 원소의 지구화학적 순환에 매우 중요한 역할을 하고 있다. 이러한 광물은 비정질이고 양적으로 5% 미만이므로 X선 회절분석을 통하여 검출되지 않는다. 이런 경우, 선택적인 용해방법이 수산화광물과 다른 2차 광물을 이해하는 데 유용한 방법이 된다. 예를 들어, 0.175 M $\text{NH}_4\text{-oxalate}$, pH 3.2, dark-leaching 방법으로 비정질 Fe(III) 수산화광물만을 선택적으로 용해시킬 수 있다(Chao and Zhou, 1983; Dold, 2003).

6. 결 론

폐광산지역의 주요 오염원은 갭내수, 광석, 광미, 제련을 위해 사용한 화학약품 등 이고 산성광산배수의 배출, 광산폐기물의 유실, 유해성 침출수의 배출, 바람에 의한 광미와 분진의 분산 등에 의해 오염물질이 이동/확산되어 주변토양, 퇴적물, 지표수, 지하수, 생태계에 심각한 영향을 미친다.

폐광산지역의 오염은 광역적/지속적으로 나타나는 특징이 있기 때문에 폐광산지역은 주변의 오염현황 뿐만 아니라 오염원, 주변 토양, 퇴적물, 지표수, 지하수

등에 대한 화학분석, 광물학적분석, 광산산성배수 예측 실험, 물리/지화학탐사와 같은 현장실험 등을 통해 폐광산이 주변 환경에 미치는 잠재적이고 실제적인 영향도 조사되어야한다.

오염원, 이동경로와 인간, 토양, 수자원, 생태계 등 영향 받는 매체가 서로 유기적으로 상관관계가 존재할 때만 오염물질이 인간 및 환경에 위험을 줄 수 있으므로 오염원의 오염물질 배출가능성, 오염물질이 인간, 토양, 수자원, 생태계 등에 미치는 영향, 오염물질이 인간, 토양, 수자원, 생태계에 도달하는 이동경로 등을 종합적으로 평가하여야한다. 이러한 평가가 정량적으로 이루어져야 평가결과를 바탕으로 인간 및 환경에 미치는 잠재적 요소를 제거 또는 격감시키기 위한 복원계획을 수립하고 시행할 수 있을 뿐 만 아니라 국가적 복원 우선순위를 결정하는데 이용할 수도 있을 것이다.

사 사

이 연구는 과학기술부 국책연구사업인 자연재해방재 기술개발사업(M1-0324-00-0009)의 지원으로 수행되었으며 이에 감사드립니다.

참고문헌

강민주, 이평구, 최상훈, 신성천 (2003) 서보광산 폐광석 내 2차 광물에 의한 중금속 고정화. 자원환경지질, 36권, p. 177-189.
 김경웅, 백성희, 이현구 (1995) 유구-광천 금은광화대지역에서의 토양 및 농작물의 중금속오염. 자원환경지질, 28권, p. 389-394.
 김경웅, 홍영옥, 김택남 (1996) 달성광산 주변지역에서의 중금속 오염과 이의 제거방안. 자원환경지질, 29권, p. 57-63.
 김경호, 나현준, 이성택 (1997) 산성광산폐수 처리용 생물 반응기에 사용되는 유기물의 연구. 한국토양환경학회지, 2권, p. 5-50.
 김근수, 황진연, 박맹연 (1999) 일광광산 주변의 산성배수 및 토양의 중금속 오염 특성. 대한지하수환경학회·한국토양환경학회 정기총회 및 춘계 공동 학술발표회, p. 50-50.
 김선태, 윤양희, 박재안, 심의섭 (1999) 구봉광산 주변 토양에서의 중금속과 시안의 분포. 한국토양환경학회지, 4권, p. 35-47.
 김경업, 전효택, 오대균 (1995) 동해 폐탄광 일대 산성 광산폐수의 중화처리. 지하수환경, 2권, p. 38-47.
 김중옥, 문희수, 송윤구, 유장한 (1999) 구봉광산 일대 광미, 하상퇴적물 및 주변 토양에서의 중금속 원소의 존재 형태. 자원환경지질, 32권, p. 261-271.
 나춘기, 전서령 (1995) 모악 금·은광산에 방치된 폐석이 주변 수계 및 생태계에 미치는 환경적 영향. 자원환경지질, 28권, p. 221-229.
 민정식, 정영옥, 권광수, 이현주 (1997) 폐탄광 및 폐금속광

갱내수 수질오염 방지대책. 자원연구소 논문집, 1권, p. 63-71.
 박종진, 김명균, 전효택 (1997) 금왕 금·은광산 주변 지구화학적 환경에서의 중금속 원소들의 분산. 자원환경지질, 30권, p. 407-416.
 박천영, 박영석, 정연중 (1995) 광양광산 주변 토양의 중금속 오염에 관한 연구. 한국자원공학회지, 32권, p. 163-174.
 박천영, 정연중 (1999) 광양광산 산성광산배수내 중금속 원소 함량의 계절적인 변화특성. 한국자원공학회지, 36권, p. 91-102.
 박천영, 정연중, 김성구 (2001) 광양 폐금광 수계에 형성된 철수산화물에 대한 광물학적 및 지구화학적 특성. 지구과학회지, 22권, p. 208-222.
 송석환, 민일식, 김명희, 이현구 (1997) 금산 대성 탄광지역 산성폐수에 의한 오염. 자원환경지질, 30권, p. 105-116.
 오대균, 김정업, 전효택 (1995) 동해탄광 주변 산성광산폐수와 하상퇴적물의 지구화학. 자원환경지질, 28권, p. 213-220.
 유장한 (1998) 충남 구봉광산지역 광미, 하상퇴적물 및 토양의 광물학적 특성과 중금속원소의 존재형태 연구. 연세대학교 박사학위 논문, 148p.
 이기철, 이승길, 한인호, 최광호, 정덕영 (1998) 금정광산 주변 토양의 중금속 오염현황 및 그 처리 방안. 대한지하수환경학회·한국토양환경학회공동 심포지엄 및 추계학술대회 논문집, p. 189-194.
 이도경, 정덕영, 이규승 (1997) 구봉광산 주변 중금속의 분포양상 및 인근 농경지와 하천수계에 미치는 영향. 한국토양환경학회지, 2권, p. 69-80.
 이무성, 전서령, 나춘기, 정재일 (1996) 동진 금·은·동광산 주변에 방치된 폐석의 환경적 영향. 자원환경지질, 29권, p. 45-55.
 이순영 (1993) 경산폐광산 부근의 토양, 하천수 및 식생의 중금속 오염에 관한 지구화학적 연구. 경북대학교 석사학위 논문, 66p.
 이인호, 이재영, 김석기 (1998) 달성폐광산 주변 식물의 중금속 오염에 대한 지화학적 연구. 자원환경지질, 31권, p. 223-233.
 이진국, 이재영 (1998) 광산폐석의 효과적 처리를 위한 지화학적 연구. 한국토양환경학회지, 3권, p. 31-44.
 이재영, 이인호, 이순영 (1996) 금속 폐광산 주변의 토양, 식물 및 하천의 중금속오염에 대한 지화학적 연구(달성 및 경산광산). 자원환경지질, 29권, p. 597-613.
 이종표 (1997) 덕음광산 주변 토양의 중금속 오염 특성. 조선대학교 석사학위논문, 93p.
 이찬희, 이현구, 이종창 (1998) 나림광산 수계의 토양과 퇴적물에 관한 지구화학적특성. 자원환경지질, 31권, p. 297-310.
 이평구, 강민주, 박성원, 최상훈 (2003) 청양광산 폐광석 더미 내 황화광물의 산화작용과 중금속 저감화. 지질학회지, 39권, p. 445-459.
 이현구, 이찬희, 유봉철, 조애란 (1998) 삼광 금·은광산 일대의 하상퇴적물과 토양내 함유된 환경적 독성원소의 지구화학적 부화과 이동. 자원환경지질, 31권, p. 111-125.
 전동진, 전효택, 전용원 (1995) 신예미 Pb-Zn-Fe 광산과 거도 Cu-Fe광산 주변 토양·하상 퇴적물 및 하천수의 중금속 오염. 한국자원공학회지, 32권, p. 409-423.
 전효택, 황지호 (1998) 폐석탄광주변 지구화학적 환경의 중금속 오염 평가·도계탄광 부근수계에서의 산성광산배수의 지구화학. 한국자원공학회지, 35권, p. 491-

- 500.
- 전효택, 김주용, 안주성, 제현국 (1999) 길곡 금은광산 주변지역의 중금속오염 평가. 대한자원환경지질학회 · 한국자원공학회 공동학술발표회논문집, p. 318-320.
- 정덕호 (1998) 전주일광산 부근의 지질. 전북대학교 대학원 석사학위 논문, 36p.
- 정명채 (1996) 달성 Cu-W광산 주변 수계의 하상퇴적물과 자연수의 Cd, Cu, Pb 및 Zn 오염. 자원환경지질, 29권, p. 305-313.
- 정영욱, 민정식, 이현주, 권광수 (1997) 벚꽃 및 우분을 이용한 산성광산배수 정화. 대한지하수환경학회지, 4권, p. 116-121.
- 조현순 (1998) 석담광산 주변 토양, 하상퇴적물 및 식물 중금속 원소의 지구화학적분산. 강원대학교 석사 학위 논문, 65p.
- 차중문, 전효택, 전용원 (1999) 노화남석광산 일대 자연수의 지구화학과 산성광산배수의 중화처리. 대한자원환경지질학회 · 한국자원공학회 공동학술발표논문집, p. 36-38.
- 최정찬, West, T.R. (1994) 광산 산성수 처리를 위한 인산염 자갈의 침전제로서의 역할 평가. 한국지하수환경학회지, 1권, p. 16-22.
- 홍영국, 지세정 (1999) 일광폐광산 토양의 중금속원소 오염과 존재형태. 대한자원환경지질학회 춘계 공동학술발표회, p. 50-51.
- 환경부 (2002) 토양오염공정시험법. 221p.
- 환경부 (2003) 폐금속광산 토양오염실태 일제조사 최종보고서. 353p.
- 황호승, 전효택 (1995) 시흥 Cu-Pb-Zn 광산 주변에서의 중금속 원소들의 분산 및 존재형태와 흡착처리. 자원환경지질, 28권, p. 455-467.
- Adamo, P., Dudka, S., Wilson, M.J. and McHardy, W.J. (1996) Chemical and Mineralogical forms of Cu and Ni in contaminated soils from the Sudbury mining and smelting region. Canada. Environmental Pollution, v. 91, p. 11-19.
- Alpers, C.N. and Norstrom, D.K. (1999) Geochemical modelling of water-rock interactions in mining environments; in Plumee, G.S., and Logsdon, M.J. eds., The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A. Processes, Techniques, and Health Issues: Society of Economic Geologists, Reviews in Economic Geology, 6A, p. 289-323.
- Appel, C.A. and Reilly, T.E. (1994) Summary of selected computer programs produced by the US Geological Survey for simulation of ground-water flow and quality: U.S. Geological Survey Circular, 1104, 98p.
- ASTM (2000) Annual book of ASTM standards, 11.04. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, PA.
- 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. (2003) The solid state partitioning of contaminant metals and As in river channel sediments of the mining affected Tisa drainage basin, northwestern Romania and Hungary. Applied Geochemistry, v. 18, p. 1583-1595.
- Bjerre, G.K. and Schierup, H.H. (1985) Influence of waterlogging on availability and uptake of heavy metals by oat grown in different soils. Plant Soil, v. 88, p. 45-56.
- Brodie, M.J., Broughton, L.M. and Brobertson, A.M. (1991). A conceptual rock classification system for waste management and a laboratory method for ARD predictin from rock piles. In Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage. Conference Proceedings, no. 1-4, Montreal, Canada.
- Campanella, L., D'Orazio, D., Petronio, B.M. and Pietrantonio, E. (1995) Proposal for a metal speciation study in sediments. Analytica. Chimica. Acta, v. 309, p. 387-393.
- Cañibano, J.G., Vacarce, J.A.F., Falcon, A., Ibarabal, J., Ortiz, I.M.R. and Hinojosa, J.A. (1990) Static leaching of coal mining wastes. In: Rainbow, K. (Ed.), Reclamation, Treatment and Utilization of Coal Mining Wastes. Balkema, Rotterdam, p. 417-424.
- Chao, T.T. and Zhou, L. (1983) Extraction techniques for selective dissolution of amorphous iron oxides from soil and sediments. Journal of Soil Science Soc. Am. Proc., v. 47, p. 225-232.
- Clark M.W., Davies-McConchie F., McConchie, D. and Birch G.F. (2000) Selective chemical extraction and grain size normalization for environmental assessment of anoxic sediments: validation of an integrated procedure. The Science of Total Environment, v. 258, p. 149-170.
- Clevenger, T.E. (1990) Use of sequential extraction to evaluate the heavy metals in mining waste. Water Air and Soil Pollution, v. 50, p. 241-255.
- Cooper, D.C. and Morse, J.W. (1998) Extractability of metal sulfide minerals in acidic solutions: application to environmental studies of trace metal contamination within anoxic sediments. Environmental Science and Technology, v. 32, p. 1076-1078.
- Cottenie, A. and Verloo, M. (1984) Analytical diagnosis of soil pollution with heavy metals. Fresenius Z. Analytical Chemistry, v. 317, p. 389-393.
- Davis, A., Drexler, J.W., Ruby, M.V. and Nicholson, A. (1993) Micromineralogy of mine wastes in relation to lead bioavailability, Butte, Montana. Environmental Science and Technology, v. 27, p. 1415-1425.
- Davis, A., Ruby, M.V., Bloom, M., Schoof, R. and Bergstrom, P.D. (1996) Mineralogic constraints on the bioavailability of arsenic in smelter impacted soils. Environmental Science and Technology, v. 30, p. 392-399.
- DEFRA. (2002) Contaminated Land Publications: "SGV" series. Available from: <http://www.defra.gov.uk/environment/landliability/pubs.htm#new>.
- Dold, 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.
- Drever, J.I. (1988) The geochemistry of natural waters: Prentice Hall, Englewood, New Jersey, 437p.
- Duncan, D.W. and Bruynesteryn, A. (1979) Determination of acid production potential of waste materials. Metalurgy Society, AIME, paper A-79-29, AIME, Littleton, CO.
- Fanfani, L., Zuddas, P. and Chessa, A. (1997) Heavy metals speciation analysis as a tool for studying mine tail-

- ings weathering. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 58, p. 241-248.
- Ferguson, K.D. and Erickson, R.M. (1988) Pre-mine prediction of acid mine drainage. In *Environmental Management of Solid Waste-Dredged Material and Mine Tailings*, W. Salomons and U. Forstner eds. Springer-Verlag, New York, p. 24-23.
- Ficklin, W.H. and Mosier, E.L. (1998) Field methods for sampling and analysis of environmental samples for unstable and selected stable constituents: in Plumlee, G.S. and Logsdon, M.J., *Processes, Techniques, and Health Issues: Society of Economic Geologists, Reviews in Economic Geology*, 6A, p. 71-63.
- Frossard, E., Fardeau, J.C., Brossard, M. and Morel, J.L. (1994) Soil isotopically exchangeable phosphorus: a comparison between E and L values. *Soil Science Society of American Journal*, v. 58, p. 846-851.
- Frau, F. (2000) The formation-dissolution-precipitation cycle of melanterite at the abandoned pyrite mine of Genna Luas in Sardinia, Italy: environmental implications. *Mineralogical Magazine*, v. 64, p. 995-1006.
- Fuge, F., Pearce, N.J.G. and Perkins, W.T. (1993) Geochemistry of Cd in the secondary near abandoned metaliferous mines in Wales. *Applied Geochemistry*, v. 2, p. 28-35.
- Hamel S.C., Ellickson K.M. and Lioy 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.
- Humez, N., Humez, A.L. Juste, C. and Prost, R. (1997) A new assessment of mobility of elements in sediments and wastes. *Chemical Speciation and Bioavailability*, v. 9, p. 57-65.
- Jamber, J.L. and Blowes, D.W. (1998) Theory and applications of mineralogy in environmental studies of sulfide-bearing mine wastes. In *Modern Approaches to Ore and Environmental Mineralogy*. Cabri., Vaughn, D.(eds.). Mineralogical Association of Canada Short Course, v. 27, p. 367-401.
- Jamber, J.L., Blowes, D.W. and Ptacek, C.J. (2000) Mineralogy of mine wastes and strategies for remediation. *European Mineralogical Union Notes in Mineralogy*, v. 2, p. 255-290.
- Jeng, A.S. and Bergseth, H. (1992) Chemical and mineralogical properties of Norwegian alum shale, with special emphasis on heavy metals content and availability. *Acta Agriculture of Scandinavia, Section B, soil and Plant Science*, v. 42, p. 88-93.
- Jung, M.C. and Thornton, I. (1996) Heavy metal contamination of soil and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea. *Applied Geochemistry*, v. 11, p. 53-59.
- Jennings, S.R. and Dollhopf, D.J. (1995) Acid-base account effectiveness for determination of mine waste potential acidity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 41, p. 161-175.
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. (2001) *Trace elements in soils and plants*. 3rd ed. Boca Raton, FL: CRC Press; 413p.
- Kaminiski, M.D. and Landsberger, S. (2000). Heavy metals in urban soil of east St. Louis, IL Part II: leaching characteristic and modelling. *Journal of the air and waste management association*, v. 50, p. 1680-1687.
- Kedziorek, M.A.M., Dupuy, A., Bourg, A.C. and Compere, F. (1998) Leaching of Cd and Pb from a polluted soil during the percolation of EDTA: laboratory column experiments modeled with a nonequilibrium solubilization step. *Environmental Science and Technology*, v. 32, p. 1609-1614.
- Lapakko, K. (2002) *Metal mine rock and waste characterization tools: an overview*, Mining, Minerals and Sustainable Development. Minnesota Department of Natural Resources, USA, 29p.
- Lawance, R.W. (1990) Prediction of the behavior of mining and processing wastes in the environment. In *Proc. Western Regional Symposium on Mining and Mineral Processing Wastes*, F. Dolyle, eds., Soc. For Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., Littleton, CO., p. 115-121.
- Lee, P.K. and Touray, J.C. (1998) Characteristics of polluted artificial soil localized on a motorway border and effects of acidification on the leaching behavior of heavy metals (Pb, Zn, Cd). *Water Research*, v. 32, p. 3425-3435.
- Lee, P.K., Baillif, P., Touray, J.C. and Ildefonse, J.P. (1997a) Heavy Metal Contamination of Settling Particles in a Retention Pond along the A-71 Motorway in Sologne, France. *The Science of the Total Environment*, v. 201, p. 1-15.
- Lee, P.K., Baillif, P. and Touray, J.C. (1997b) Geochemical behavior and relative mobility of metals (Mn, Cd, Zn and Pb) in recent sediments of a retention pond along the A-71 Motorway in Sologne, France. *Environmental Geology*, v. 32, p. 142-152.
- Lindsay, W.L. (1979) *Chemical equilibria in soils*. John Wiley and Sons, New York, Chichester, 449p.
- Little, P. and Martin, M.H. (1972) A survey of zine, lead and cadmium in soil and natural vegetation around a smelting complex. *Environmental Pollution*, v. 3, p. 241-254.
- Ma, L. and Rao, G.N. (1997) Chemical fractionation of Cd, Cu, Ni and Zn in contaminated soils. *Journal of Environmental Quality*, v. 26, p. 259-264.
- Maiz I., Arambarri I., Garcia R. and Millan (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 Millan 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.
- McCarty, D.K., Moore, J.N. and Marcus, W.A. (1998), Mineralogy and trace element association in an acid mine drainage iron oxide precipitate; comparison of selective extractions. *Applied Geochemistry*, v. 13, p. 165-176.
- McGregor, R.G., Blowes, D.W., Jambor, J.L. and Robertson, W.D. (1998) The solid-phase controls on the mobility of heavy metals at the Copper Cliff tailings area, Sudbury, Ontario, Canada. *Contaminant Hydrology*, v. 33, p. 247-271.
- McLaren, R.G. and Crawford, D.V. (1973) Studies on soil copper. The fractionation of copper in soils. *Journal of*

- Soil Science, v. 24, p. 172-181.
- Mohamed, A.M. and Cote, K. (1999) Decision analysis of polluted sites-a fuzzy set approach. *Waste Management*, v. 19, p. 519-333.
- Montour, M.R., Hageman, P.L., Meier, A.L., Theodorakos, P. and Briggs, P.H. (1998) Leachate chemistry data for solid mine waste composite samples from Silverton and Leadville, Colorado: U.S. Geological Survey Open-File Report 98-621, 46p.
- Navas, A. and Lindhorfer, H. (2003) Geochemical speciation of heavy metals in semiarid soils of the central Ebro Valley (Spain). *Environmental International*, v. 29, p. 61-68.
- Nomade, A.C., Bril, H. Neel, C. and Lenain, J.F. (2003) Arsenic in iron cements developed within tailings of a former metalliferous mine-Enguiales. Aveyron, France, v. 18, p. 395-408.
- 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.
- Plumlee, G.G. (1998) The environmental geology of mineral deposits: in Plumlee, G.S. and Logsdon, M.J. *Processes, Techniques, and Health Issues: Society of Economic Geologists, Reviews in Economic Geology*, 6A, p. 71-63.
- 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 extraction. *Geoderma*, v. 87, p. 293-304.
- Ruby, M.V., Davis, A. Schoof, R. Everle, S. and Sellstone, C.M. (1996) Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environment Science and Technology*, v. 30, p. 422-430.
- Sauerbeck, D.R. and Hein, A. (1991) The nickel uptake from different soils and its prediction by chemical extractions. *Water Air and Soil Pollution*, v. 57-58, p. 861-862.
- Ščančar, J., Milačič, R., Stražar, M. and Burica, O. (2000) Total metal concentrations and partitioning of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni and Zn in sewage sludge. *Science of The Total Environment*, v. 250, p. 9-19.
- Shaw, S.C., Groat, L.A., Jambor, J.L., Blowes, D.W., Hanton-Fong, C.J. and Stuparyk, R.A. (1998) Mineralogical study of base metal tailings with various sulfide contents, oxidized in laboratory columns and field lysimeters. *Environmental Geology*, v. 33, p. 209-217.
- Singh, S.P., Tack, F.M.G. and Verloo, M.G. (1996) Extractability and bioavailability of heavy metals in surface derived from dredged sediments. *Chemical Speciation and Bioavailability*, v. 8, p. 105-114.
- Singer, P.C. and Strumm, W. (1970) Acid mine drainage: the rate-determining step. *Science*, v. 167, p. 1121-1123.
- Smith, K.S. (1999) Metal sorption on mineral surface-An overview with examples relating to mineral deposits; in Plumlee, G.S. and Logsdon, M.J. eds., *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A. Processes, Techniques, and Health Issues: Society of Economic Geologists, Reviews in Economic Geology*, 6A, p. 161-182.
- Sobek, A.A., Sculler, W.A., Freeman, J.R. and Smith, R.M. (1978) Field and laboratory methods applicable to overburden and minesoils. US EPA, 600/2-78-054.
- Soon, Y.K. and Bates, T.E. (1982) Chemical pools of Cd, Ni and Zn in polluted soil and some preliminary of their availability to plants. *Journal of Soil Science*, v. 33, p. 477-488.
- Stumm, W. and Morgan, J.J. (1996) *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters*, 3rd Eds. John Wiley and Sons, New York, 1022p.
- Tessier, A., Campell, P.G.C. and Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *analytical chemistry*, v. 51, p. 844-851.
- US EPA (1994) Acid mine drainage prediction. US Environmental Protection Agency, Washington DC, EPA 530-R-94-036.
- US EPA (1995) Test methods for evaluating solid waste. physical/chemical methods, v. I and II, US Environmental Protection Agency(SW-846).
- US EPA (2000) Abandoned mine site characterization and cleanup handbook. US Environmental Protection Agency, Colorado, Denver, EPA 910-B-00-001.
- Walder, I.F. and Chavez Jr, W.X. (1995) Mineralogical and geochemical behavior of mine tailing material produced from lead-zinc skarn mineralization, Hanover, Great County, New Mexico, USA. *Environmental Geology*, v. 26, p. 1-18.
- White, III, Lapakko, K.A. and Cox, R.L. (1999) Static-test methods most commonly used to predict acid-mine drainage-Practical guidelines for use and interpretation: in Plumlee, G.S. and Logsdon, M.J., *Processes, Techniques, and Health Issues: Society of Economic Geologists, Reviews in Economic Geology*, 6A, p. 325-338.
- Xenidis, A., Papassiopi, N. and Komnitsas, K. (2003) Carbonate-rich mining tailings in Lavrion: risk assessment and proposed rehabilitation schemes. *Advance in Environmental Research*, v. 7, p. 479-494.