

광산산성폐수에 함유된 중금속 처리를 위한  
Chemical Fixation과 Bentonite의 흡착

장 암·김 인 수

광주과학기술원 환경공학과

**Chemical Fixation and Sorption of Bentonite for the Removal of  
Heavy Metals in Acid Mine Drainage (AMD)**

Am Jang and In S. Kim

*Depart. of Environmental Sci. & Eng., Kwangju Institute Science and Technology (K-JIST)*

**ABSTRACT**

Mining wastes left without any proper treatment are affecting barren or arable lands where are located near and far from source through various pathway. Metals are the only hazardous constituents that cannot be destroyed or altered by chemical or thermal methods and must be converted into the most insoluble and harmless form as possible, which have slower leaching rates than the original species, to prevent their reentry into the environment. Three types of chemical additives used in this study to immobilize heavy metals showed high immobilized capacity ( $q$ ) and the efficiency ( $k$ ) in the order of  $\text{CaO}$ ,  $\text{Na}_2\text{S} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ , and  $\text{CaCO}_3$ . In addition, bentonite was considered as a good additive to remedy AMD(Acid Mine Drainage) from the results of the physicochemical characteristics and immobilizing capacity. The Freundlich coefficients ( $n$  and  $k$ ) from adsorption isotherm for the heavy metals adsorbed on 50g Bentonite were calculated.

**Key words** : AMD (Acid Mine Drainage), Heavy metals, Immobilization, bentonite

## 요 약 문

적절한 조치 없이 방치되어온 폐광재가 폐광산 근교 및 멀리 떨어진 지역의 유흥지 혹은 농경지까지 다양한 경로를 통해 영향을 주고 있다. 중금속은 일반적인 방법으로 더 이상 분해되지 않는 원소 상태로 존재하고, 단순 매립할 경우 처분후에도 지속적인 용출과정이 일어날 수 있으므로 물리 화학적으로 보다 안정된 상태로 고정화시켜야 한다. 본 연구에서 화학적 고정화 첨가제로 사용된 CaO, Na<sub>2</sub>S 5H<sub>2</sub>O, CaCO<sub>3</sub> 순으로 각 중금속에 대해 높은 고정화 capacity (q)와 효율 (k)을 나타냈으며 bentonite가 다른 토양보다 물리 화학적 특성과 고정화능이 우수하여 이들이 AMD를 고정화하는 좋은 첨가제라고 사료된다. bentonite 50g에 흡착된 각 중금속에 대하여 Freundlich 등온식을 적용해서 Freundlich 등온식의 상수인 n과 k값을 나타내었다.

**주제어** : 산성광산폐수, 중금속, 고정화, 벤토나이트

### 1. 서 론

현재 국내에 가동중이거나 휴 폐광된 금속광산 등에서 채광된 원석은 광중에 따라 선광과정 과정을 거치면서 많은 폐광재(폐광석(mining waste), 광미(tailing), 광산산성폐수(AMD, Acid Mine Drainage))를 배출하게 되는데 그 중 폐광석과 광미는 적절한 조치없이 주변 산이나 계곡 등에 투기 또는 단순 매립으로 방치시켜왔다. 그러나 대기오염 등의 심화로 인한 산성강우, 매립지의 일부 붕괴, 자연적 풍화작용 등으로 휴 폐광된 구갱도와 폐광석 및 광미의 퇴적장에서 계속적으로 AMD가 유출되고 있다. 비록 이들 대부분이 고립된 지역에 분포하고 주변 환경에 국부적으로 영향을 미칠 수 있지만, 특히 마광과정에서 생성된 미세입자의 광미는 AMD 및 대기(풍향) 등에 의해서 이동되다가 토양에 분산 및 퇴적되어 토양오염은 물론 주변 가축 및 식물 등에 영향을 주어 점오염원으로부터 멀리 떨어진 생태계까지도 위협할 수 있는 잠재력을 가지고 있다<sup>1, 2)</sup>.

AMD를 생성하는 기작으로는 광미속에 함유된 황화물이 산소에 노출되어 주변 자연수의 pH를 떨

어뜨리는 화학적 산화작용과 *Thiobacillus ferrooxidans*나 *Thiobacillus thiooxidans* 등과 같은 미생물들이 황 또는 철을 에너지원으로 이용하여 직 간접으로 황화물의 산화 반응에 관여할 수 있는 미생물의 산화작용으로 대별될 수 있다. 이러한 경로에 의해 생성된 AMD에 폐광석과 광미가 장시간 동안 방치되면, 폐광석과 광미중에 포함된 중금속이 서서히 이온화되면서 유해 침출수와 함께 유출되어 토양생태계를 오염시키고, 또한 하천이나 일부 지하수로 유입되어 하천주변생태계와 지하수 오염의 원인으로 이어져 결국 먹이사슬과 연계된 최종 소비자에게 유해한 영향을 미치는 것으로 밝혀지고 있다. 휴 폐광 지역에서 자란 농작물의 중금속 원소 이동 및 식물의 흡수특성 등의 상관관계에서 오염되지 않은 토양에서 자란 농작물의 중금속 함량보다 수 십배 높게 나타나 인근 지역주민의 건강에 심각한 유해성<sup>3)</sup>을 가지고 있다고 다수 보고됨으로써 휴 폐광산에 대한 적절한 복구대책이 요구되고 있다. 주 발생원이 유화철, Fe(OH)<sub>3</sub> 및 산화박테리아인 AMD의 저감 및 처리방법은 물리 화학적 방법(화학 응집 및 침전, 배수법, 폐광구 봉쇄법)과 생물학적 방법(Acid Bacteria

Sterilization법, 중금속 분리의 Bioleaching법, Lagoon법) 등으로 대별할 수 있다. 그러나 물리 화학적 처리시 발생되는 대량의 슬러지 처리비용과 기술 시공의 어려움이 있고, 생물학적 처리는 처리시간이 긴 문제점이 야기되고 있다. 그러므로, 최근에는 폐광석과 광미로부터 환경적 영향(미생물, 공기, 물 등에 의한 산화작용 및 풍화작용)에 의해서 더 이상 유해물질이 용출되지 않도록 격리시키는 고정화 기술(S/S, Stabilization/Solidification)의 연구<sup>2)</sup>가 진행되고 있다. 이미 고정화 기술은 방사성 폐기물과 화학적으로 유해한 폐기물의 안정적인 처리를 위한 최종처분의 전처리에 적용되고 있으며, 하수종말처리장에서의 슬러지 처리에 적용시키고자 검토되는 등 폭넓게 응용되어지고 있다.

침출된 중금속은 토양의 pH, 온도 등에 따라 토양내에 침전되거나 토양내의 유기물에 의해 chelate화 및 흡착되기도 하는데 이러한 현상을 효과적으로 이용하는 고정화 기술(chemical fixation)을 AMD에 적용하고자 한다. 즉, 중금속은 이온화된 상태에서 우리환경에 직접적인 피해를 줄 수 있지만, pH 또는 다른 기작에 의해서 일단 환원된 원소금속의 형태로 만들어 용출되지 않도록 고정화시킬 수 있다면 우리환경에 직접적인 피해를 주지 않는다. 그러므로 본 연구는 중금속이 용해되어 있는 산성광산폐수에 석회(Ca(OH)<sub>2</sub>)나 다른 화학성분으로 pH를 올려 염을 생성시키거나, clay 중에서 흡착이 잘 일어나는 bentonite 등을 사용해서 중금속의 유동성을 억제(immobilization)시킨 후 고농도의 중금속 함유 슬러지를 생성시킨 다음 시멘트성물질(cementitious material)을 사용하여 최종적으로 중금속을 고정화하기 위한 1단계 고정화실험이다. 따라서 본 실험에서는 첨가제(additive)의 고정화 capacity와 고정화 효율(k)로 최적의 첨가제를 빠른 시간에 선택할 수 있는 batch실험과 흡착능

력과 이온교환능력(CEC, Cation Exchange Capacity)이 뛰어난 bentonite에 대해서 Ni, Cu, Pb의 중금속에 대한 각각의 평형에 도달하는 시간과 흡착능력을 조사하였다. 또한 특정 폐광산 지역의 퇴적된 토양에 대해 물리 화학적 특성실험을 실시하였다.

## 2. 실험방법 및 재료

### 2.1 토양의 물리 화학적 실험

본 실험에 사용된 토양의 특성실험은 토양오염 공정시험법<sup>4)</sup>과 ASTM(American Standard Testing Methods)를 참조하여 실시하였다. 이에 따라 토양의 입자크기에 따른 토양의 입도분포, 105℃에서 48시간 건조시킨 후 습윤토양의 중량과 건조후 토양의 중량차이를 함수량으로 하였으며, 105℃에서 48시간 건조시킨 무게와 550℃의 전기로에서 4시간 동안 작열시킨 무게의 차이로 토양의 유기물량(Organic matter, O.M.)을 구하였다. 토양의 비중(KS F 2308)은 계류사크형 비중병을 사용한 피크노미터를 이용하여 측정하였으며 토양의 pH와 전기전도도는 2mm를 통과시킨 풍건토양과 증류수의 비를 1:5로 30분간 진탕(130 rpm)시킨 후 1시간 동안 방치한 것을 pH meter(Orion, Model 250A)와 전기전도도 측정기(Cole Parmer, Model: 19815-00)로 측정하였다. 토양의 치환성 양이온은 풍건토양 3g에 1M CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub> 30ml을 가하고 15분동안 진탕(120 rpm)한 후 여과하여 K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Al 등 치환성 양이온의 농도를 측정하였으며, 측정장비로는 AAS(Atonic Absorption spectrophotometer, Perkin Elmer 5100PC)를 이용하였다. 또한 광미중에 함유된 중금속의 정량을 위해 0.1N HCl을 이용한 방법<sup>5)</sup>, 질산-과염소산(HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>)을 이용한 방법<sup>6)</sup>, 그리고 왕수

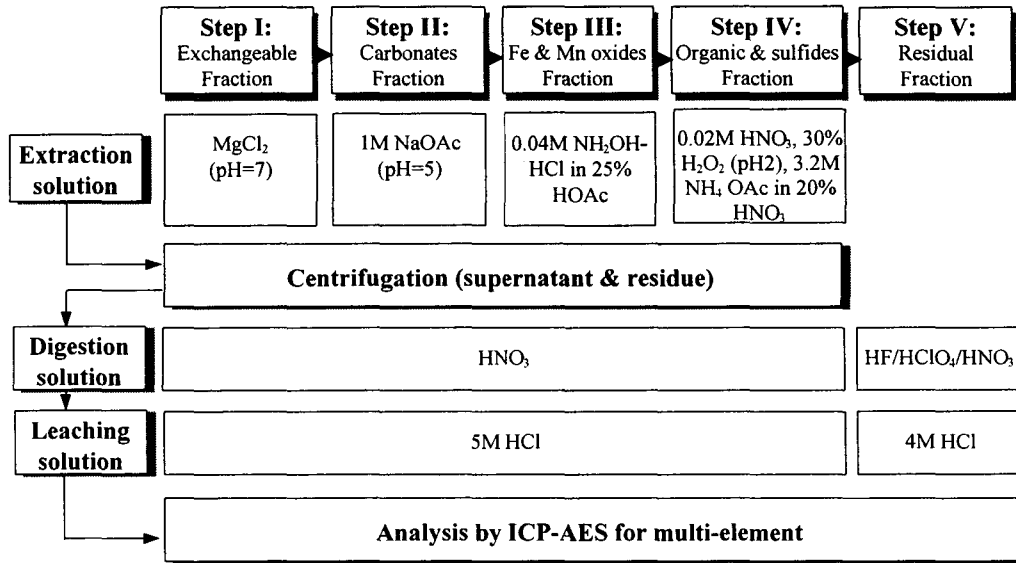


Fig. 1. Flow diagram of the sequentially chemical fractionation scheme modified from Jung (1995).

(Aqua regia, HCl-HNO<sub>3</sub>)를 이용한 방법<sup>7)</sup>으로 각각 용출하여 data를 비교하였으며, 중금속의 존재형태를 규명하기 위하여 Tessier et al. (1979)에 의해서 연구되어진 연속추출법 (sequential extraction)을 기초로하여 새롭게 수정 보완된 추출방법 (Fig. 1)으로 실시하였다<sup>8, 9)</sup>.

2.2 첨가제의 중금속에 대한 고정화능과 효율

일정한 농도의 중금속 100ml와 각각의 첨가제 1g을 24시간동안 진탕(130rpm)시켜 평형농도에 도달했을 때 처음농도와 평형농도의 농도차로 각 중금속에 대한 첨가제의 고정화 capacity (q)와 고정화의 효율 (k)을 구하였고, 또한 중금속의 고정화 총 capacity(q(total))과 평균 고정화 효율 (k(mean))을 구하여 비교하였다.

$$q = \frac{(C_0 - C_e)}{\text{additive (g)}} \times \frac{V}{1000} \dots\dots\dots(1)$$

$$k = 1 - \frac{C_e}{C_0} \dots\dots\dots(2)$$

여기서, q는 첨가제의 중금속에 대한 고정화 capacity(g 중금속제거량/g 첨가제), C<sub>0</sub>는 중금속의 초기농도 (mg/L), C<sub>e</sub>는 평형에 도달하는 중금속 농도(mg/L), V는 중금속 용액의 부피 (L), k는 고정화의 효율을 나타낸다.

2.3 Bentonite의 흡착실험

각 중금속에 대한 bentonite의 흡착능을 비교하기 위한 중금속의 흡착등온실험은 초기농도 (0.002, 0.005, 0.01, 0.02M)을 일정하게 하여 중금속용액(Cu, Pb, Ni) 1000mL와 bentonite 50g을 삼각플라스크에 취하여 24±1℃의 항온실에서 24시간동안 왕복진탕기(GFL, model 3005-3020, 120rpm)로 진탕하면서 시간별로 중금속의 농도를 측정하였으며 여과지(Whatman GF/C, 47mm Ø circle)를 통과한 수용액 중의 중금속이온의 농

도분석은 AAS로 정량하였다.

### 2.4 시료 및 시약

실험에 사용한 첨가제는 11가지이고(Fig. 5, 6 참조), 중금속 흡착실험에 사용된 시약은  $NiCl_2 \cdot 6H_2O$ ,  $PbCl_2$ ,  $CuCl_2$ 을 사용했다. 그밖에 사용된 각종 무기시약류는 모두 Merck사의 특급시약을 사용하였으며 분석용 표준시약은 CiCa-Merck사의 AAS용 표준용액을 희석하여 사용하였다. 모래는 주문진 표준사(시멘트 몰탈압축강도 시험용)를 사용하였으며, bentonite (제조업체: 석관요업)와 kaolinite(제조업체: 석관요업)를 사용하였다. 오염지역의 광미는 삼보광산에서 토양오염공정시험방법<sup>4)</sup>에 제시된 시료채취법에 따라 세 차례에 걸쳐 채취하였으며 시료보관은 직사광선이 닿지 않는 장소에서 통풍이 잘 되게 헤쳐놓고 풍건시킨 다음 2 mm 표준체를 통과한 시료 각각을 균등량(250g)씩 취하여 사분법에 의해 균일하게 혼합하여 분석용 시료로 하였다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1 토양의 물리 화학적특성

토양중금속의 용해성과 이동성은 중금속의 존재 형태에 의존하며, 이 존재형태는 토양환경(온도, pH 등)에 의해 지배된다. 따라서 토양의 물리 화학적 특성은 중금속 고정여부와 고정특성을 결정하는 주요한 요인이 될 수 있다. 따라서 본 실험에 사용한 토양의 물리 화학적 특성을 조사한 결과는 Fig. 2 (a), (b)와 같다.

토양의 화학적 반응성과 함수 보유능에 영향을 미칠 수 있는 광미의 입도분포 (Size distributions) 실험결과(최대값~최소값) 모래 65.5~71.5 %, 미사 25.7~26.3 %, 점토 8.0~10.4 % 정도의 입도분포를 나타냈으며 사질

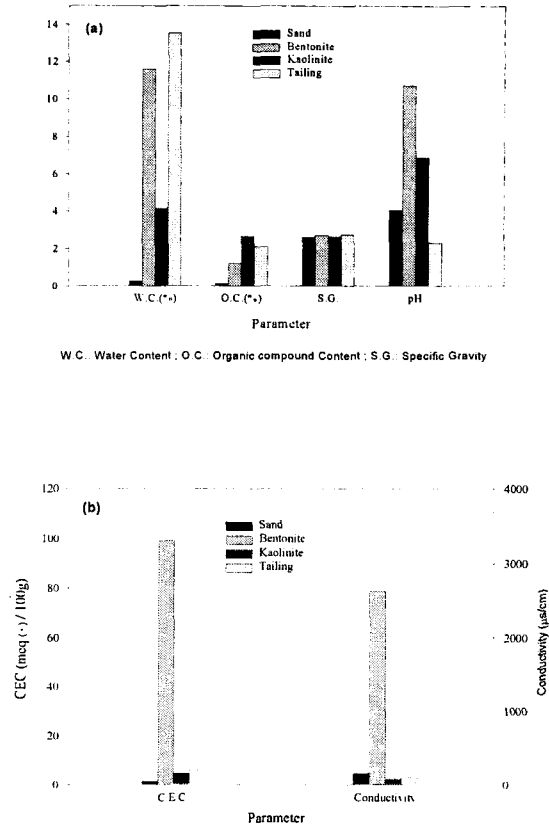


Fig 2. Physical and chemical parameters of sand, bentonite, kaolinite, tailing at temperature 25 °C ((a) water content, organic compound, specific gravity, and pH of sample, (b) CEC and conductivity).

성 크기가 다소 많이 분포되어 있으나 미사나 점토 같은 미세 입자도 적지 않음을 알 수 있다. 특히 광미의 미세입자의 비표면적의 크기는 공기와 접촉 면을 높이거나 미생물과의 반응성을 향상시켜 AMD를 생성시킬 수 있기 때문에 중요한 요인이 될 수 있다<sup>10)</sup>. 토양내의 탄산가스와 반응하여 토양의 산성화에 기여할 수 있는 함수량은 시료 모두 대체적으로 작은 값을 나타냈다. 특히 광미의 경

우, 시료채취의 계절적 영향과 시료 채취를 지표면의(0~15cm) 얇은 깊이에서 수행한 결과로 사료되며, 심층으로 갈수록 침투수에 의해서 함수비가 증가할 것으로 판단된다. 하지만, 다른 표준 토양보다는 다소 높은 함수비를 유지하고 있다. 수소이온의 농도가 증가하여 양이온과 치환작용시 중요한 인자가 되는 pH는 광미에서 가장 낮게 나타났으며, 대체적으로 bentonite에서 pH, CEC, conductivity가 다른 종류보다 높게 나타남을 알 수 있다. 따라서, bentonite에 나타난 성질을 이용하면 AMD를 효과적으로 처리할 수 있을 것으로 사료된다.

입자들간의 반응성은 입자의 크기와 분포에서 뿐만 아니라 그 구성성분도 중요한 역할을 한다. 각 토양의 양이온의 총량은 다음 Fig. 3 (a), (b)와 같다. 각 시료의 치환성 양이온 총량은 Fig. 3 (a)에서 본 바와 같이, bentonite>tailing waste>kaolinite>sand 순으로 나타났다. 또한 본 실험에 사용되는 광미에 철(iron)성분이 다소 높게 포함되어 *Thiobacillus ferrooxidans* 같은 미생물과 반응성(reactivity)이 높을 것으로 사료된다. 즉, 공기와 물이 존재하는 상태에서 황과 철 성분은 미생물 (식 3, 4, 5)의 산화 메카니즘에 의해서 AMD를 생성시킬 수 있는 성분이기 때문이다<sup>11)</sup>. 따라서, 광미의 입도분포실험에서 나타난 미세입자 분포와 그 화학적 조성(특히, 철성분)의 결과에 의하면 물과 공기가 존재할 때 광미의 성질은 매우 반응성이 높을 것으로 사료된다.

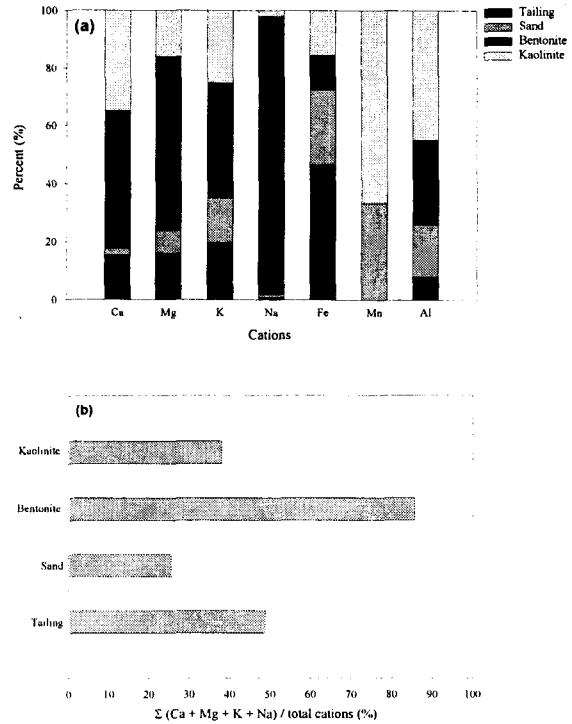
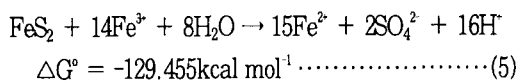
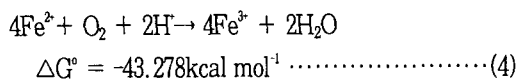
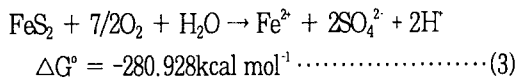


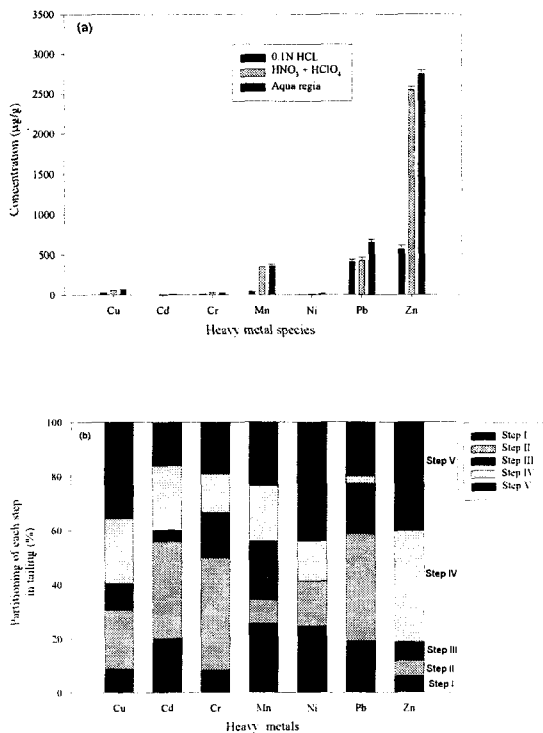
Fig. 3. Exchangeable cations for sand, bentonite, kaolinite, tailing at temperature 25 °C ((a) percent ratio of cations to samples, and (b) ratio of sum of Ca, Mg, K, and Na to total cations).

각 토양에서 이온별로 우세한 이온을 Fig. 3 (b)에서 살펴보면, bentonite에서는 토양내 양이온 치환에서 중요한 역할을 담당하는 주요 이온인 Ca, Mg, K, Na 이 다른 토양보다 우세하게 나타났으며(88.4%), 광미도 Ca, Mg, K, Na 성분이 50%를 상회하는 것으로 나타나 중금속의 치환이 어느 정도는 잘 일어날 수 있을 것으로 사료된다. 광미에 대한 흡착실험을 한 실험결과에서<sup>11)</sup>, 광미자체가 중금속을 흡착할 수 있는 능력은 중금속의 원소에 따라 높은 것과 낮은 것이 존재하며 대체적으로 광미중에 중금속 함량이 높은 것이 광미자체가 중금속을 흡착할 수 있는 능력이 크다고

보고하였다. Kaolinite에서는 Mn과 Al이 우세하게 나타났으며, sand의 경우에는 토양내 양이온 치환에서 중요한 역할을 담당하는 주요 이온인 Ca, Mg, K, Na 이 가장 낮게 나타남으로써 이온교환능력이 다른 토양보다 낮음을 알 수가 있다.

광미중에 존재하는 중금속의 정확한 함량을 알기 위해 정량적인 용출실험을 실시하였다. Fig. 4 (a)에 나타난 바와같이, 0.1N HCl을 이용하여 분

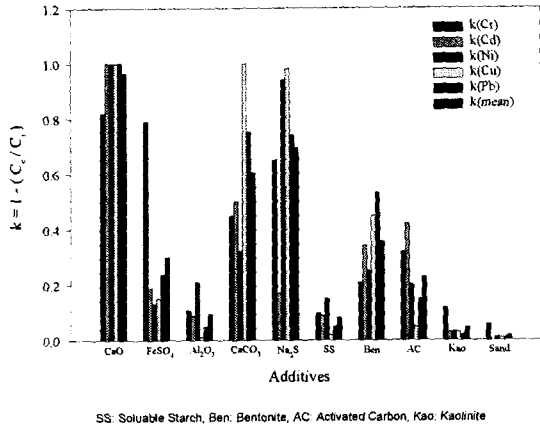
석한 아연, 망간, 구리, 니켈, 크롬 등의 중금속 함량은 HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>와 Aqua regia를 이용하여 구한 값과는 다소 많은 차이를(특히 아연과 망간) 보였다. 이는 용출조건에 따라 중금속의 함량이 크게 변할 수 있음을 나타낸다. 물론, 중금속 함량이 높다고 해서 그 함량 모두가 동 식물에 영향을 주는 것은 아니다. 그러므로 중금속의 bioavailability와 이동성(mobility)을 확인하기 위해서는 중금속원소가 어떤 화학적 형태로 존재하는가를 규명할 필요가 있다. Fig. 4 (b)에 나타난 연속추출법 결과에 의하면, 환경변화에 의해서 중금속의 bioavailability와 이동성에 가장 영향을 미칠 수 있는 Step I(exchangeable)과 Step II(carbonates)의 형태가 전체 중금속 함량중에 50 % 이상 존재하는 중금속은 Cd, Cr, Pb, 그리고, Zn으로 나타났으며, 이것은 단순히 중금속의 총함량과는 비례하지 않았다. 그러므로, 총함량에 대해서만 제시된 국내 우려기준 및 대책기준을 위한 분석방법으로는 광미의 오염정도를 정확하게 판단할 수 없다고 사료된다.



**Fig. 4.** (a) Heavy metal concentrations of tailing waste extracted by 0.1 N HCl, HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>, and Aqua regia (HCl-HNO<sub>3</sub>), (b) partitionings of sequentially extracted metal concentrations of tailing (Step I : exchangeable, Step II : carbonates, Step III : Fe & Mn oxides, Step IV : organics, and Step V : residual).

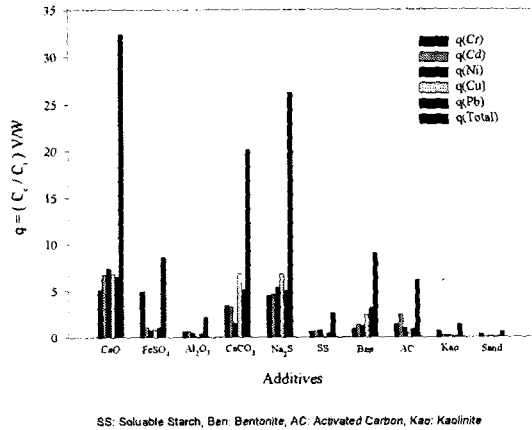
### 3.2 첨가제의 중금속에 대한 고정화능과 효율 실험

각 첨가제에 대한 중금속의 고정화 평가를 신속하게 하기 위해서 batch 실험을 실시했다. 5가지 중금속(Cr, Cd, Ni, Cu, Pb)에 대한 각 첨가제(사용된 첨가제는 Fig. 5, 6참조)의 고정화 효율(k)과 capacity(q)는 식(1), (2)을 참조하여 Fig. 5, 6에 그 결과를 나타냈다. Fig. 5, 6에서 알 수 있듯이 화학적 침전에 의한 중금속 고정화를 유도할 수 있는 고정화 값의 k(mean)와 q(total) 값이 CaO, Na<sub>2</sub>S 5H<sub>2</sub>O, CaCO<sub>3</sub> 순으로 나타났으며, bentonite 역시 중금속들에 대한 좋은 고정화 효율과 capacity를 나타내고 있다.



SS: Soluable Starch, Ben: Bentonite, AC: Activated Carbon, Kao: Kaolinite

Fig. 5. Immobilization efficiency of additives from batch screening test ( $k(\text{mean}) = [k(\text{Cr})+k(\text{Cd})+k(\text{Ni})+k(\text{Cu})+k(\text{Pb})]/5$ ).



SS: Soluable Starch, Ben: Bentonite, AC: Activated Carbon, Kao: Kaolinite

Fig. 6. Immobilization capacity of additives from batch screening test ( $q(\text{total}) = [q(\text{Cr})+q(\text{Cd})+q(\text{Ni})+q(\text{Cu})+q(\text{Pb})]$ ).

3.3 Bentonite의 중금속 흡착실험

토양의 특성실험과 첨가제의 batch test에서 뛰어난 결과를 보여준 bentonite에 대해서 각 중금속의 등온흡착실험을 실행하였다. 24±1°C의 항온실에서 24시간동안 왕복진탕기로 진탕하면서 시간별

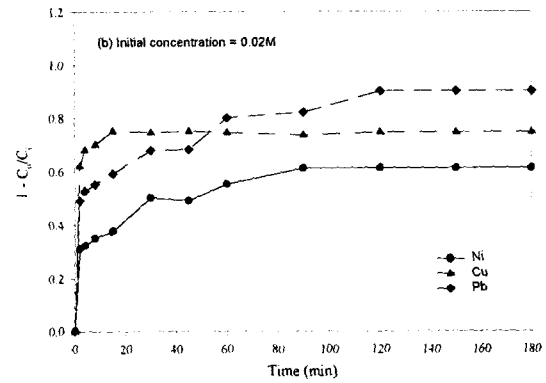
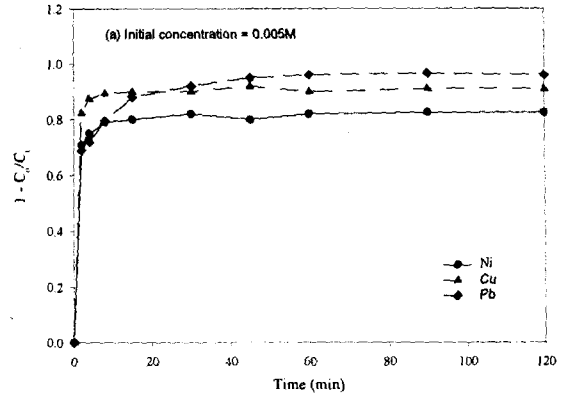
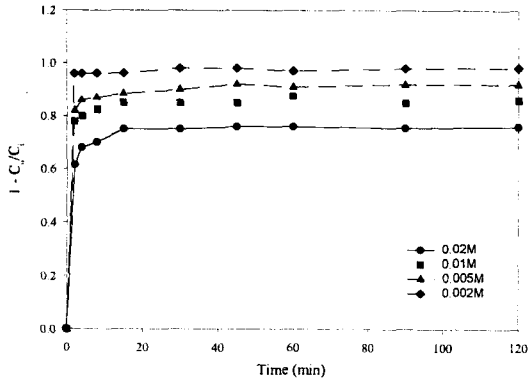


Fig. 7. Adsorption isotherm on bentonite (initial concentration of metals, (a) 0.005M & (b) 0.02M).

로 중금속의 농도를 측정하였으나 2시간 이후에는 농도변화가 없어 2시간일 때의 농도를 평형농도로 간주하였다. Fig. 7 (a)에 나타난 결과에 의하면, 초기농도가 0.005 M 일때 bentonite에 Cu<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup>, Ni<sup>2+</sup>의 흡착율은 15분 동안에 0.9, 0.88, 0.8 이었으며 bentonite가 Cu<sup>2+</sup>에 대해서 흡착율이 가장 좋은 것으로 나타났다. 하지만 초기농도를 0.02M로 변화시켰을 때 (Fig. 7 (b)) 2시간동안의 bentonite에 대한 각 중금속의 흡착율은 Pb<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Ni<sup>2+</sup>의 경우 0.9, 0.75, 0.61 였고, 초기농



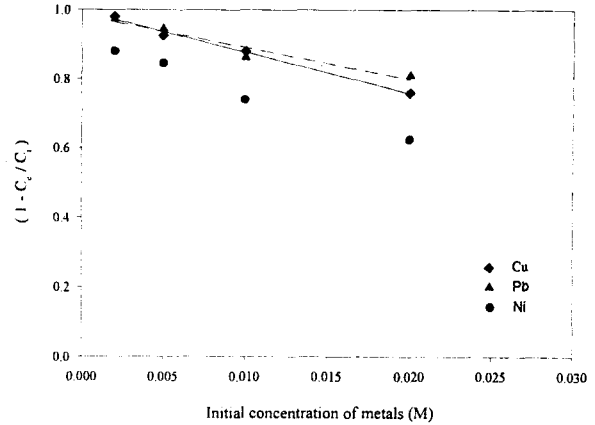


**Fig. 8.** Adsorption isotherm on bentonite for copper (initial concentration of metals; 0.002, 0.005, 0.01M, & 0.02M).

도가 증가함에 따라  $Pb^{2+}$ 와  $Cu^{2+}$ 의 흡착율이 바뀌어  $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Ni^{2+}$  순으로 나타났다. 또한 초기 pH를 3.5로 고정해 놓고 실시한 pH는 평형농도에 도달한 2시간이후에 중금속의 종류와 농도에 따라 다음과 같이 변화하였다. 각 중금속의 농도가 0.005 M인 경우의 pH는 Cu(pH 6.9), Pb(pH 9), Ni(pH 8.2)이었으며, 농도가 0.02M인 경우의 pH는 Cu(pH 5.9), Pb(pH 7.8), Ni(pH 7.5)이었다.

Fig. 8은 구리에 대해 초기농도를 다르게 하여  $Cu^{2+}$ 가 bentonite에 흡착된 결과를 나타내었다. 이 결과에서  $Cu^{2+}$ 농도가 0.002M 일때 5분만에 98%정도 빠르게 흡착되고 평형에 도달했으며, 반면에  $Cu^{2+}$ 농도가 0.02 M로 높아질 때 2시간 후에는 75%의 흡착율을 나타내며 평형농도에 도달하였다. 즉,  $Cu^{2+}$ 농도가 증가함에 따라 bentonite에 흡착된 흡착율이 선형적으로 감소함을 알 수 있었다.

그러므로 bentonite의 흡착율에 대한 각 중금속의 초기농도 영향을 알아보기 위해 각 중금속의 초기농도 변화에 따른 bentonite의 흡착율 변화를



**Fig. 9.** Effect of initial concentration of  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ , and  $Ni^{2+}$  on adsorption for 2 hours.

Fig. 9에 나타냈으며 2시간 이후에는 농도변화가 없었으므로 2시간을 평형농도로 하였다.

초기농도가 증가할수록 각 중금속의 흡착율이 선형적으로 감소함을 알 수 있었다. 구리와 납의 흡착의 감소율은 큰 차이 없이 비슷하였으며 니켈은 상대적으로 낮은 흡착율을 나타내었다. 비록 다른 조건하에서 실험하였지만, 이 결과는 몇 개의 중금속에 대해서  $Ke^{12}$ 가 흡착실험을 한 경우의 순서와 거의 일치한다( $Cu^{2+}, Pb^{2+} > Zn^{2+} > Cd^{2+}, Co^{2+}$ ). 또한 bentonite 50g에 흡착된 각 중금속에 대하여 Freundlich 등온식을 적용하여 계산된 Freundlich 등온식의 상수인 n과 k값은 Table 1과 같다.

**Table 1.** Coefficients of Freundlich isotherm for heavy metals adsorption on bentonite

	Cu	Pb	Ni
n	1.795	1.768	2.128
k	5.09	2.33	1.54

#### 4. 결 론

AMD의 복원을 위해 실험결과에 나타난 주변토양의 물리 화학적 특성, 첨가제의 고정화 효율 및 능력, 그리고 흡착능 등을 고려한다면 효과적이고 효율적인 폐광산 지역의 복원이 가능한 결과를 토대로 다음과 같은 결론을 얻었다.

- 1) 화학적 첨가제로는 CaO, Na<sub>2</sub>S 5H<sub>2</sub>O, CaCO<sub>3</sub> 순으로 각 중금속에 대해 높은 고정화 capacity (q)와 효율 (k)을 나타내었으며 또한 bentonite가 다른 토양보다 물리 화학적 특성과 고정화능이 우수하여 이들이 AMD를 고정화하는 좋은 첨가제로 사용될 수 있을 것이다.
- 2) 중금속의 총량만으로 규제해온 현행 법적규제보다 중금속의 bioavailability와 중금속원소의 이동성(mobility)을 규명할 수 있는 방법을 규정하여, 총량규제와 함께 중금속의 존재형태에 따른 법적규제의 보완이 필요할 것이라고 사료된다.
- 3) bentonite에 대한 중금속의 흡착을 실험에서 구리, 납, 니켈은 2시간 이내에 평형농도에 도달했으며, 각 중금속의 초기농도에 따라 선형적으로 감소했다. 구리와 납은 비슷한 흡착율을 나타냈으나 니켈의 경우 구리와 납에 비해 낮은 흡착율을 나타냈다.

#### 사 사

본 연구는 한국과학재단 국제공동과제 지원금 및 일부 두뇌한국(BK 21)의 지원에 의하여 수행된 것입니다.

#### 참 고 문 헌

1. 장압, 최용수, 김경웅, 김인수, "폐금속광산의 광미에 존재하는 중금속 특성", 대한환경공학회지, 21(1), pp. 41-52(1999)
2. 장압, 김원태, 김인수, "Fly ash를 이용한 폐광산 광미의 중금속 고정화", 대한폐기물학회지, 15(3), pp. 169-177(1998)
3. 이철규, 전효택, 정명채, "다덕광산주변 농경지의 비소 및 중금속 오염과 계절적 변화", 한국자원공학회지, 37(1), pp. 53-56(2000)
4. 환경부, "토양환경보전업무 편람", pp. 239-243(1996)
5. 환경부, "토양환경 보전법령, pp. 65(1996)
6. Thompson M., Wood S., "Atomic absorption spectrometry", ed. Cattle E. J., Elsevier, pp. 261-284(1982)
7. 김 경 응, "Evaluation of analytical results of heavy metal concentrations in soils from the dalsung mine area, korea", Korea society of groundwater environmnet, 4(1), pp. 20-26(1997)
8. Davidson, C. M., Thomas, R. P., McVey, S. E., Perala, R., Littlejohn, D., and Ure, A.M., "Evaluation of a sequential extraction procedure for the speciation of heavy metals in sediments", *Analytica Chimica Acta*, 291, pp. 277-286(1994)
9. Jung, M. C., "Heavy metal contamination of soils, plants, waters and sediments in the vicinity of metalliferous mines in Korea", *Imperial college* 8, Ph. D. Thesis(1995).
10. Misra, M., Yang, K., Mehta, R. K., "Application of fly ash in the agglomeration of reactive mine tailings", *Hazardous materials*, 51, pp. 181-192(1996)
11. Su, X., "Prevention of acid mine drainage by

- agglomeration of reactive tailings with selected binders and bactericides”, University of Nevada-Reno, Nevada, M.S. Thesis(1994)
12. Ke, Jia-jun , Adsorption of heavy metals on bentonite clay mineral : Minerals, metals and the environment, Institution of mining and metallurgy, *Elsevier applied science*, London and New York, pp.420-426(1992).