

산성광산배수로 인한 환경오염도 조사

강 미 아*

안동대학교 환경공학과

Environmental Contamination from Acid Mine Drainage

Meea Kang*

Department of Environmental Engineering, Andong National University

폐광산으로부터 발생하는 산성광산배수는 인근의 물환경과 토양환경을 오염시킴으로써 사람에게 건강상 유해성을 간접적으로 나타내는 오염원이다. 본 연구에서는 45일간의 연속용출실험을 통해 폐광산 인근 토양에 함유된 As, Mn 및 Zn의 용출 및 흡착반응을 명확히 밝혔다. 용출 및 흡착반응에는 용액의 pH와 산화환원전위가 함께 작용하여 물환경내에서의 중금속류의 화학적 존재형태를 지배하고 이것이 용출 및 흡착반응에 영향을 미치는 것으로 나타났다. 그러나 매우 가까운 위치에서 시료를 채수한다 하더라도 함유되어 있는 중금속의 수준은 매우 다를 뿐 만 아니라 산화환원상태도 상이함을 알 수 있었다. 따라서 폐광산 및 광산주변의 토양으로부터 발생하는 산성배수가 미치는 환경오염의 영향을 평가하기 위해서는 pH 뿐 만 아니라 산화환원상태도 함께 고려되어야 한다. 또한 경과시간에 따른 용출 및 흡착반응을 고찰하면서 적절한 산성배수의 관리를 시행한다면, 보다 경제적인 해결방안을 모색하는데 기여할 수 있을 것으로 기대한다.

주요어 : 폐광산, 산성배수, 용출, 흡착, 산화환원전위

AMD (Acid mine drainage) from disused mines is one of the most significant pollutant problems to make harmful effect to human health. We demonstrated the mechanism of resolution and adsorption reaction for arsenic, manganese and zink from the soil and mine tailings which were located in the vicinity of a disused mine in Kyounghnam area. The resolution experiments were carried with a column test for 45 days continuously. Metal chemical forms in water were changed with the condition of solution pH and ORP (oxidation-reduction potential). Metal chemical forms affected on the reaction of resolution and adsorption of metals in water environments. Even though the sampling was carried in very closed location, there was significant different results of pollution level and ORP changes in terms of column operations. Hence It was important to note the pH and ORP in AMD to evaluate a risk assessment and a soil management using monitoring metals. When we operate AMD management with the mechanism of resolution and adsorption it can be achieved better economic solution.

Key words : disused mine, AMD (acid mine drainage), resolution, adsorption, ORP (oxidation-reduction potential)

서 론

폐광산으로부터 배출되는 산성배수는 금속광산의 개발이 중단되었을 때 갱도와 채굴갱내에 산소의 유입과 물에 의한 광상의 산화로 pH 4 이하의 산성을 띠게 된다. 이들 산성광산배수는 강우 등에 의해 인근의 지하수를 오염시키고, 주변 토양을 오염시키는 주요 원인이 될 뿐 만 아니라 이들 경작지에서 생산되는 농작물에 대한 오염을 유

발하여 결국 사람과 동식물들에게도 유해하다는 것은 이미 알려진 사실이다(지상우 등, 2003; 황정성 등, 2004).

국내외에서 광산산성배수를 처리하기 위해 가장 많이 이용되는 기술로는 우분과 석회석을 활용한 SAPS (successive alkalinity producing drains)이며, 이 기술은 산성광산배수의 형성과 관련된 황화광물을 환원시켜 침전을 유도하고 석회석으로 pH를 향상시키는 방법으로써 주기적으로 기질물질을 교체한다면 우수한 자연처리

*Corresponding author: wdream@andong.ac.kr

기술로 활용될 것이라 보고 되고 있다(정명채, 2004). 또한 날로 심각해지는 산성광산배수로부터의 위해성을 저감하기 위해 여러 연구자들에 의해 지속적인 처리기술이 개발되고 있으나(Eger *et al.*, 1994; Filipek *et al.*, 2003; Fiset *et al.*, 2003; Kevin *et al.*, 2005), 국내에서는 폐광산에 대한 적절한 조치없이 방치되어 있는 경우가 많아 중금속을 주로 하는 토양오염 및 지하수의 오염의 원인으로 폐광산이 인식되어 해당지역주민들의 불안은 매우 고조되어 있는 실정이다.

한편, 발암성을 유발하는 물질로서 최근 수 년 동안 많은 연구가 지속되어 오고 있는 비소화합물에 대한 국내의 연구실정은 광산오염도 수준을 파악하는 수준으로 모니터링의 수준으로 보다 심도 있는 연구가 필요하다. 예를 들어 동일한 농도의 비소화합물이 광미 및 광산 주변 토양 중에 함유되어 있다하더라도 물환경의 pH에 따라 다른 리스크로 다루어야 하기 때문에 산성배수의 악영향은 배수자체로서 뿐 만 아니라 건강리스크의 관리적 관점에서도 매우 중요하다. 비소를 포함한 중금속류의 용출은 중성 및 염기성 조건보다 산성조건에서 더 많이 발생하며, 이것은 결국 산성광산배수로 인해 중금속의 용출이 심각해짐을 의미한다.

한편, 발암성을 나타내는 비소화합물(강미아, 2003; 강미아 등, 2005)을 포함하는 중금속을 제거하기 위해 막분리기술을 이용하는 경우에는 사용하는 막이 지나는 하전의 특성에 의해 산성조건에서의 처리효율이 중성 및 염기성 조건에서의 처리효율보다 높은 것으로 보고되고 있다(Meea Kang *et al.*, 2000; Meea Kang, 2001; Yuko Sato *et al.*, 2002). 그러므로 산성배수는 중금속을 처리하고자 하는 기술에 따라서는 긍정적인 효과를 나타내기도 한다.

본 연구에서는 경남지역에 소재하고 있는 일광광산의 3개 지점을 대상으로 인근 토양 및 광미를 이용하여 용출시험을 실시하고, 산성배수의 조건을 반영하여 용출액의 pH를 산성, 중성 및 염기성으로 구분하여 용출정도를 분석하여 이들이 인근 토양 및 지하수에 미치는 수준을 평가함으로써 산성배수로 인해 발생가능한 직접적 위해수준평가를 위한 기초자료를 제공하고자 한다.

시험 방법

시료수집

경상남도 기장군에 위치하고 있는 일광광산의 3개 지

Table 1. Sampling location.

Sample	coordinates
A	N35° 18' 21.1" E129° 13' 39.7"
B	N35° 18' 20.1" E129° 13' 33.8"
C	N35° 18' 24.4" E129° 13' 36.9"

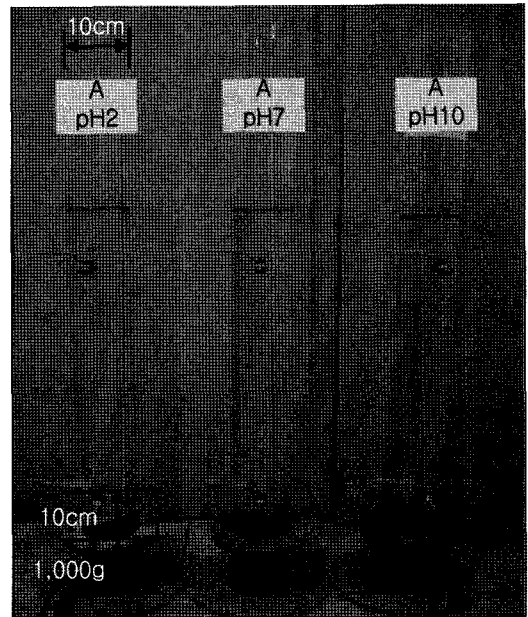


Fig. 1. Column equipment used.

점(A, B, C지점)의 시료로 이후 A, B 및 C로 칭함)은 토양중 비소농도가 심각한 지점으로 조사된 바 있으며, 아래 Table 1에 위치를 나타내었다. 이들 시료를 토양오염공정시험방법에 근거하여 시료를 채집하였다.

용출시험

용출시험에 사용하기 위한 토양 및 광미의 전처리로서 메시로 부드럽게 체질한 다음, 각 시료당 1,000 g을 용출칼럼(직경 10 cm, 높이 100 cm)에 주입하고 미리 pH를 조정(HCl 또는 NaOH)해 둔 증류수를 주입하였다. 사용한 용출칼럼은 아래 Fig. 1에 나타내었으며 교반작용은 없는 상태로 용출시험을 하였다.

분석 중금속은 As, Mn, Zn 등의 3개항목이며, 이들에 대해 Eh-pH diagram은 각각 Fig. 2, Fig. 3 및 Fig. 4에 나타낸 바와 같다. 물환경내 Eh-pH의 조건에 따라 존재하는 화학형태가 변화하고, 물환경에서의 이들 중금속의 존재형태는 결국 물환경에서의 이들의 거동을

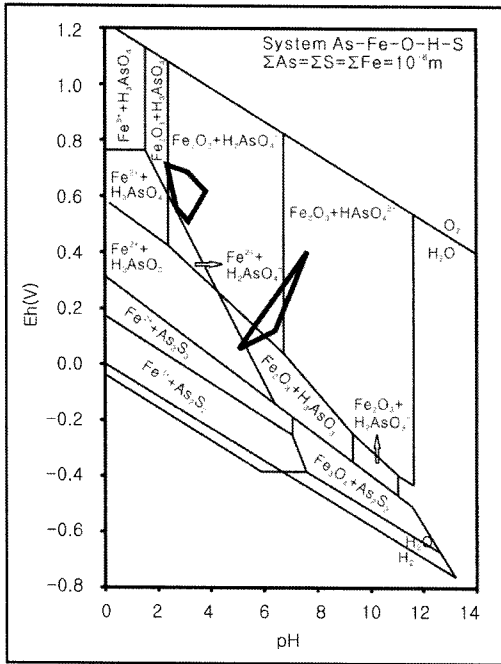


Fig. 2. The Eh-pH diagram for arsenic (modified from Suiling Wang et al., 2006).

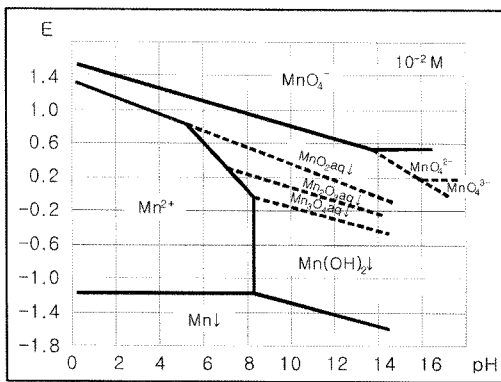


Fig. 3. The Eh-pH diagram for manganese (Qualitative chemical analysis, 1964).

달리하게 함으로써 이들로 인한 물환경의 오염도를 변화시키는 주요원인이 된다. 용출되어 나온 용출액에서 오염도 조사 대상의 시험시료는 칼럼바닥에서 10 cm 높이의 지점에서 채수하였으며, 칼럼내의 확산효과를 조사하기 위해 용출이 가장 활발한 조건인 pH 2의 용출시험에서는 바닥에서 50 cm 지점에서의 시료도 동시에 분석하였다.

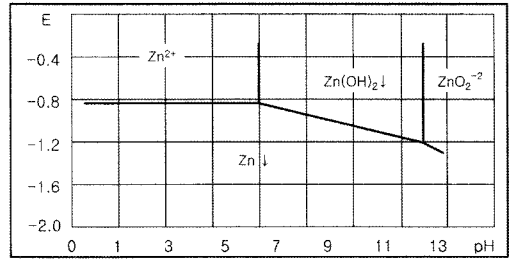


Fig. 4. The Eh-pH diagram for zinc(Qualitative chemical analysis, 1964).

시료분석

1,000 gram의 토양을 이용하여 용출된 시료수 중의 As, Mn 및 Zn을 분석하기 위해 ICP(Flame Module S)를 이용하였으며, 수질오염공정시험방법에 따라 분석한 후 각각의 토양시료에 대한 함수율을 보정하여 오염도를 mg/kg-dry soil 단위로 평가하였다.

결과 및 고찰

토양시료의 특성

일광광산 3지점에 대한 토양 및 광미를 대상으로 함수율을 분석한 결과, A지점: 17.5%, B지점: 14.7% 및 C지점: 19.2%로 각각 조사되었다. 각 지점들이 지리적으로 인접하여 있어 이들의 토양 중 물리적 특성인 함수율은 거의 유사한 결과를 나타낸 것으로 사료된다.

물환경에서 산화-환원반응을 일으키는 능력의 척도로써는 산화 또는 환원적 특성의 지표인 산화환원전위는 volt로 나타내며, 이것은 물환경에서 존재하는 중금속류들의 화학적 존재형태를 결정하는 주요인자이다. 본 연구대상의 시료수를 이용하여 시간이 흐름에 따라 조사 분석한 용출액의 산화환원전위의 결과를 Table 2에 나타내었다.

A, B 및 C지점에서 채집한 토양시료를 무교반으로 45일간 용출시키는 동안, pH 2의 조건에서는 세지점에서 나타내는 물환경의 산화-환원반응능력이 A지점은 20일에 473 mV에서 45일에 270 mV로, B지점은 20일에 460 mV에서 45일에 270 mV로, C지점은 20일에 520 mV에서 45일에 274 mV로 감소되어 비록 차이는 있으나 유사한 것으로 해석할 수 있다. 그러나 pH 7인 경우와 pH 10에서는 45일 경과시점에서 잔존하는 산화환원전위의 값을 비교해보면 A, B지점은 유사하며, C지점은 매우 낮은 값을 나타냄을 알 수 있다. 이로써 B지점

Table 2. Results of oxidation-reduction potential.

Sample	pH	20 days	45 days
A	2	473	270
	7	275	40
	10	267	15
B	2	460	270
	7	258	28
	10	284	2
C	2	520	274
	7	437	201
	10	355	149

(단위: mV)

의 토양에서의 화학적 특성은 A, B 지점에서의 토양에서 나타내는 화학적 특성과는 다를 것으로 추정할 수 있다.

용출경시변화

A지점시료의 시간경과에 따른 누적용출수준: A지점의 시료에 대해 pH를 인자로 하여 As, Mn 및 Zn의 용출결과를 45일간 조사하여 시간경과에 따라 누적용출 농도로 측정하여 Fig. 8에 나타내었다. Fig. 5에 나타낸 바와 같이 pH 2의 조건에서 As는 용출기간 10일까지는 용출이 발생하지 않으며, 이후에 발생하여 10일과 20일의 시료로부터 용출되는 농도수준은 최고값을 나타낸 뒤에 다시 흡착이 일어나 용출 후 평형상태까지의 기간이 그리 길지 않음도 알 수 있다. 그 이후 45일째에도 재용출이 발생하지 않는데 여기에는 산화환원전위의 변화가 주원인으로 해석된다.

한편, 동일한 pH 2의 조건에서 Mn은 시험개시일부터 10일까지 조금씩 용출의 증가를 보이다가 10일에서 20일 사이에는 흡착이 강한 작용을 하였으며, 이후 물환경의 변화로 용출이 계속적으로 발생하였다. pH 2에서 Zn은 20일경까지 대부분의 용출을 한 후에도 45일 경과 때까지 용출이 지속적으로 이루어지고 있다. 이 현상은 Mn과 Zn의 용해도 수준까지 용출되어 평형상태를 이룰 때까지 유지될 것으로 판단된다.

이러한 용출특성은 pH 2에서 명확히 발견되며, As의 경우에는 pH 7과 10의 영역에서는 거의 용출의 발생이 없었으나, 고농도로 용출되는 Zn의 경우에는 pH 7에서 약 15일에 0.623 mg/kg의 수준으로 pH 2에서의 3.790 mg/kg 보다는 매우 낮은 정도이나 비교적 눈에 띄는 수준으로 용출이 발생한 후 다시 흡착반응이 일어났음을 알 수 있다.

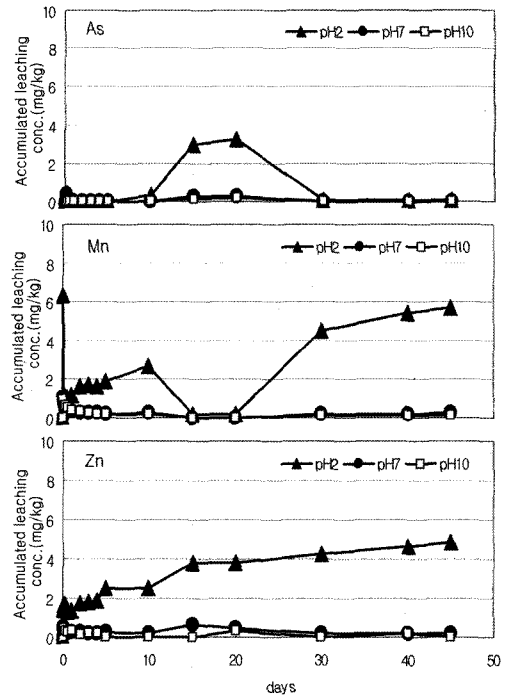


Fig. 5. Changes in the extractability of As, Mn and Zn with pH during a 45-day experimental period from sample A.

B지점시료의 시간경과에 따른 누적용출수준: B지점의 시료에 대해 pH를 인자로 하여 As, Mn 및 Zn의 용출 결과를 45일간 조사하여 시간경과에 따라 누적용출농도로 측정하여 Fig. 6에 나타내었다. Fig. 5에 나타낸 A 지점시료의 결과와 비교할 때, B지점의 시료로부터 발생하는 As와 Mn의 누적용출농도 수준은 매우 높은 수준임을 알 수 있다. 즉 인접한 거리에 위치하고 있는 시료라 하더라도 함유하고 있는 중금속의 양은 매우 상이하므로 광산지역의 토양조사에 있어서 오염도 수준을 모니터링하기 위해서는 여러 군데의 자료가 필요하다. pH 2의 조건에서 As는 용출기간 10일까지는 용출이 발생하지 않으며, 20일의 시간이 경과된 시료에서 용출 최고값인 15 mg/kg 이상의 수준을 발생한 뒤 다시 흡착반응이 생성되어 30일 이후에는 용출수준 zero를 유지하게 된다. pH 7 또는 pH 10의 조건에서 용출로 인해 발생하는 수준은 거의 zero 수준이다.

한편, 동일한 pH 2의 조건에서 Mn은 시험개시일부터 10일까지 조금씩 용출의 증가를 보이다가 10일에서 20일 사이에는 흡착이 강한 작용을 하였으며, 이후 물환경

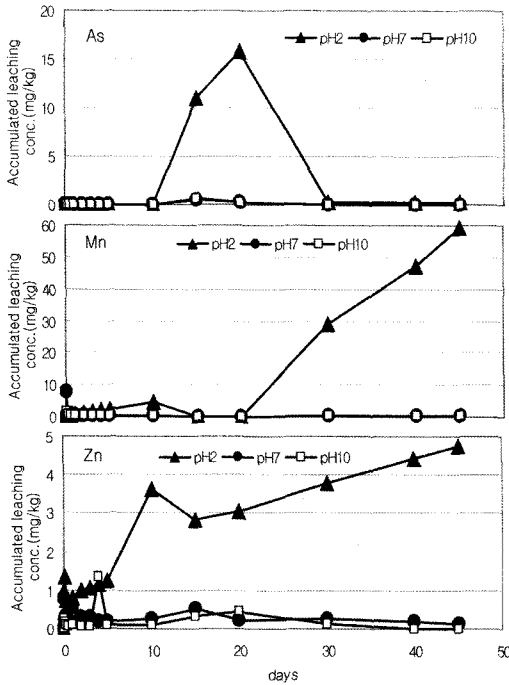


Fig. 6. Changes in the extractability of As, Mn and Zn with pH during a 45-day experimental period from sample B.

의 변화로 용출이 계속적으로 발생하였다. 이것은 B지점의 토양자체가 함유하고 있는 Mn의 농도가 높기 때문에 다량의 Mn이 용출되는 것으로 해석된다. Mn은 45일간의 시험기간 동안 총 60 mg/kg에 가까운 높은 농도로 용출되었다.

pH 2에서 Zn은 10일경에 최고의 농도로 용출되었다가 다시 흡착반응이 발생한 후 재용출이 되어 조금씩 누적농도가 상승하는 특성을 지니나, As와 Mn의 용출 수준과 비교할 때 용출수준이 낮은 것으로 판단되고, 이것은 B지점 시료가 함유하고 있는 Zn의 농도가 낮은 것이 원인으로 해석할 수 있다. 또한 As, Mn 및 Zn 모두 증성 및 염기성에서의 용출은 미비하여 거의 용출이 발생하지 않은 것과 같다.

C지점시료의 시간경과에 따른 누적용출수준: C지점의 시료에 대해 pH를 인자로 하여 As, Mn 및 Zn의 용출 결과를 45일간 조사하여 시간경과에 따라 누적용출농도로 추정하여 Fig. 7에 나타내었다. Fig. 5-6에 나타낸 A, B지점시료의 결과와 비교할 때, C지점의 시료로부터 발생하는 As, Mn 및 Zn의 누적용출특성은 어느 pH 조건에서도 용출이 발생하는 것이다.

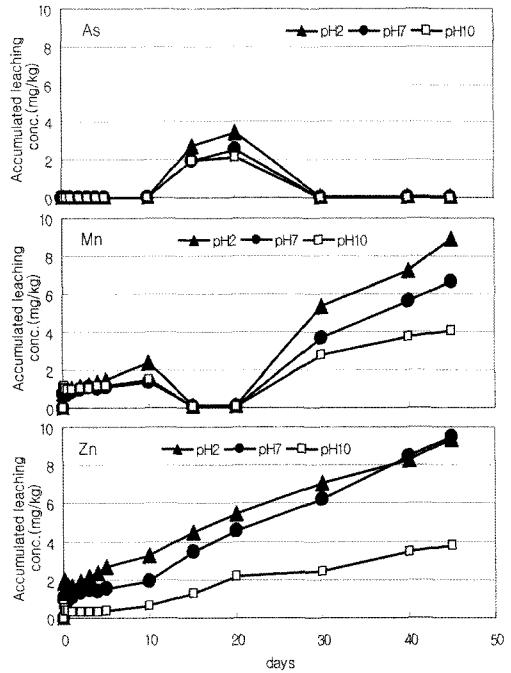


Fig. 7. Changes in the extractability of As, Mn and Zn with pH during a 45-day experimental period from sample C.

용출수준은 세 항목 모두 [pH 2 → pH 7 → pH 10]의 순으로 높게 나타나며, A, B지점의 시료로부터 발생하는 수준과는 매우 다르다. 즉 C지점의 시료를 이용한 용출에 있어서 pH는 C지점에서의 산화환원전위와 함께 매우 중요한 인자로 작용한다. 표 00에 나타낸 산화환원 전위를 볼 때, pH 7과 pH 10에서의 As의 형태는 HAsO_4^{2-} 로 존재가능하고, Mn의 형태는 Mn^{2+} 또는 $\text{Mn}_3\text{O}_4(\text{aq})$ 형태, Zn은 Zn^{2+} 로 존재하게 되어 용출된다.

Mn과 Zn은 모든 pH 영역에서 45일간의 실험기간동안 용출이 지속적으로 이루어지고 있으며, 이 현상은 이들 금속의 용해도 수준까지 용출되어 평형상태를 이룰 때까지 유지될 것으로 판단된다.

As, Mn 및 Zn의 용출/흡착 특성

A, B 및 C지점의 각 시료에 대해 pH를 인자로 하여 As, Mn 및 Zn의 용출결과를 45일간 조사하여 각 분석 시간별 용출농도를 이용하여 증감을 계산하고, 증가결과는 용출반응으로, 감소결과는 흡착반응으로 평가하여 Fig. 8-10에 나타내었다. As의 용출 및 흡착특성은 Fig. 8에 나타낸 바와 같이 pH 2의 조건에서 A와 B지점의

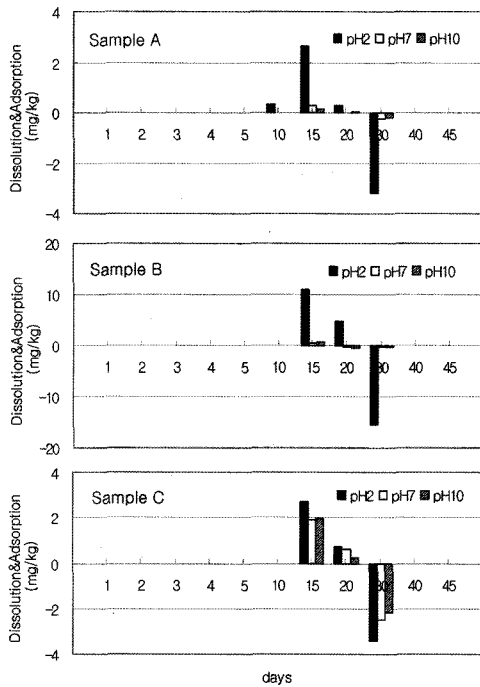


Fig. 8. Effect of pH on the dissolution and adsorption of As in sample A, B and C.

시료에서의 As는 용출기간 20일 경과 후에 흡착반응이 발생하였으며, 중성 및 염기성 pH 영역에서는 미량의 용출반응만 발생한 것으로 나타났다. 한편 C지점의 시료에서는 20일 경과후에 흡착반응이 발생하는 경향은 같으나, 산화환원전위가 pH 2, 7 및 10에서 각각 274 mV, 201 mV 및 149 mV로 이 때의 물환경내 비소화합물의 존재형태가 유사하여 각 pH 조건에서 동일한 경향을 나타내는 용출/흡착 특성을 나타내었다.

Mn의 용출 및 흡착특성은 Fig. 9에 나타내었으며, A 지점시료와 B지점시료로부터 발생하는 용출 및 흡착특성은 Fig. 8에 나타낸 As의 특성과 유사하였으며 B지점의 토양시료에 함유된 Mn이 다량인 원인으로 용출되는 농도가 매우 높은 것을 알 수 있다. Mn은 폭넓은 pH 영역에서, 광범위의 산화환원값에서 Mn^{2+} 또는 MnO_4^- 등의 이온형태로 존재하며, 이것을 용출을 용이하게 하고 흡착반응을 더디게 하는 주요 요인으로 해석한다. C 지점에서의 Mn의 용출 및 흡착특성은 As와 마찬가지로 모든 pH영역에서 유사한 경향으로 조사되었으며, As와는 달리 45일 이후에도 지속적으로 용출 및 흡착반응이 발생되어 평형상태가 유지될 때까지 계속될 것으로 판

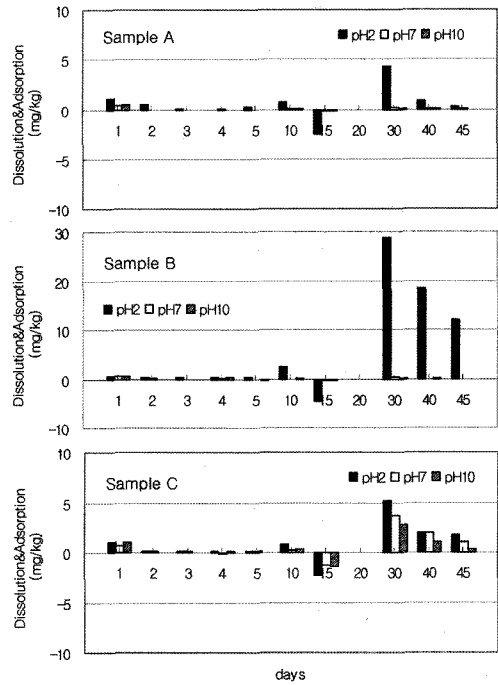


Fig. 9. Effect of pH on the dissolution and adsorption of Mn in sample A, B and C.

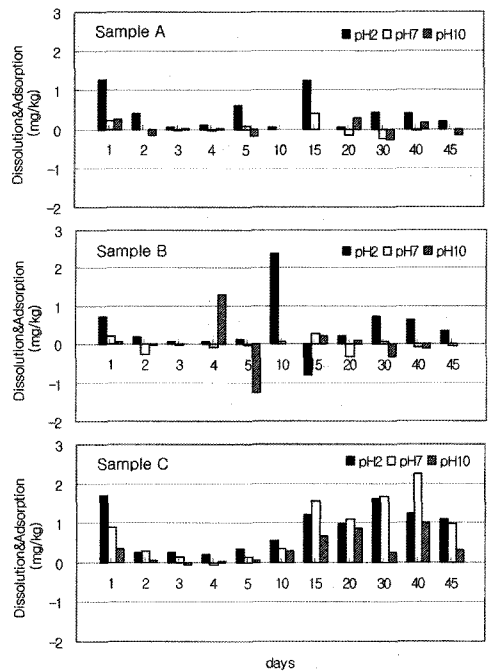


Fig. 10. Effect of pH on the dissolution and adsorption of Zn in sample A, B and C.

단된다.

Zn의 용출 및 흡착특성은 Fig. 10에 나타낸 바와 같이 B지점의 시료에서 가장 빈번한 증감결과를 나타내었는데, 이것은 B 시료에서의 Zn에 대한 용출 및 흡착반응이 일어날 환경으로 산화환원 조건이 자주 변화되었음을 의미한다. 산화환원전위의 변화로 물환경내에서의 Zn의 존재형태가 변화 될 수 있는 pH 영역인 산성영역과 염기성영역에서 명확한 용출 및 흡착반응을 나타내었다.

C지점에서는 45일간의 실험기간동안, 모든 pH 영역에서 흡착반응이 발생하지 않았으며, 다른 증감속과는 달리, 실험초기 1일째에 최고의 용출반응을 보여 Zn은 동일한 산화환원전위 하에서도 매우 빠른 반응을 나타냄을 알 수 있는데 이것은 Zn의 용해도와 관계가 깊을 것으로 판단된다.

결 론

폐광산의 인근 토양 및 광미로부터 영향을 받는 산성 배수의 조건으로부터 용출수준과 용출 및 흡착반응에 대해 명확한 규명을 하였다. 폐광산 인근지점의 3지점의 토양을 이용하여 용출시험 한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

- 1) 대상으로 한 위해중금속인 As, Mn 및 Zn의 용출은 pH에 영향을 받아 pH 2에서 용출이 발생하였으나, C지점에서는 pH 7과 pH 10에서도 용출이 발생하였다.
- 2) C지점의 토양을 이용한 용출액은 다른 두 지점과는 달리 pH 7과 pH 10에서 산화환원전위수준이 높았기 때문에 용출 및 흡착반응에 있어서는 pH 뿐만 아니라 산화환원전위도 매우 중요한 인자임을 알 수 있다.
- 3) 그러므로 향후 토양오염의 모니터링에 시행하는 데 있어서는 기본적인 물리화학적 특성 뿐 만아니라 산화환원전위를 고려하여야만 한다. 산화환원전위는 pH와 함께 물환경에서의 중금속의 존재형태를 변화시키는 주요 인자로서 향후 오염수준을 예측가능하게 하는 데에 있어서 매우 중요함을 명확히 하였다.

사 사

이 논문은 2006년도 안동대학교 특성화 추진 지원사업에 의하여 연구되었기에 이에 감사드립니다.

참 고 문 헌

- 강미아, 2003, 지하수에 의한 비소노출과 건강 위해도 저감에 관한 방글라데시의 사례 연구, 국립환경연구원 환경의 날 기념 국제세미나, pp. 1-23.
- 강미아, 김광태, 2005, 하천수 및 정수공정에서의 비소관리를 위한 대체인자 개발, 한국물 환경학회지, 21(6), pp. 659-663.
- 이재영, 강미아, 2006, 미국재 수질인자를 이용한 정수공정의 효율성 평가, 대한지질공학회 지 16(2), pp. 153-159.
- 정명채, 2004, Successive Alkalinity Producing System(SAPS)을 이용한 폐 석탄광의 산성광산폐수 처리, 대한환경공학회지, pp. 1204-1210.
- 지상우, 고주인, 강희태, 김재욱, 김선준, 2003, 광산배수 오염평가 기준도출에 관한 연구, 2003년 한국지하수 토양환경학회 추계학술발표회, pp. 382-385.
- 황정성, 최상일, 장민, 2004, 비소로 오염된 토양에 대한 토양세척기법의 적용성 연구, 한국 지하수토양학회지, 9(1), pp. 104-111.
- 환경관리공단 최종보고서, 2005, 폐수배출업소 오염물질 자동감시시스템 구축방안 수립을 위한 연구
- 定性分析化學II, 共立全書, 1964.
- Down, C. G., Stocks, J., 1997, Environmental impacts of mining, Applied Science Publishers, London, 371.
- Eger, P., Wagner, J., Kassa, Z., Melchert, G., 1994, Metal removal in wetland treatment systems, Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference/Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA, pp. 80-88.
- European Norm, ISO-CEN EN484, 1997(November), Guidelines for the determination of total organic carbon(TOC) and dissolved organic carbon(DOC).
- Filipek, L.H., Hatton, C., Gusek, J., Tsukamoto, T., 2003, Passive treatment of acid rock drainage(ARD): state of the practice, Proceedings of the Tenth International Conference of Tailings and Mine Waste, Colorado, USA, pp. 293-303.
- Fiset, J.F., Zinck, J.M., Nkinamubanzi, P.C., 2003, Chemical stabilization of metal hydroxide sludge, Proceeding of the X International Conference of Tailings and Mine Waste, Vail, CO, USA, AA Balkema, pp. 329-332.
- G. Visco, L. Campanella, V. Nobili, 2005, Organic carbon and TOC in waters : an overview of the international norm for its measurements, Microchemical Journal 79, pp. 185-91.
- Gazea, B. K., Adam, A. K., 1996, A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage, Miner. Eng., 9, pp. 23-42.
- Kevina B. Hallberg, D. Barrie Johnson, 2005, Microbiology of a wetland ecosystem constructed to remediate mine drainage from a heavy metal mine, Science of Total Environment 338, pp. 53-66.
- Maier, J. M., McConnel, H., L., 1974, Water pollut.

- cont., Fedn, 46, pp. 623.
- Meea Kang, Mutsuo Kawasaki, Sinya Tamada, Tasuku Kamei, Yasumoto Magara, 2000, Effect of pH on the removal of arsenic and antimony using reverse osmosis membranes, *DESALINATION* 131, pp. 293-298.
- Meea Kang, 2001, Removal of Hazardous Antimony and Arsenic in Water using Low pressure Nanofiltration Membranes, Doctoral Thesis, Hokkaido University, Japan.
- Olivier Thomas, Frederic Theraulaz, Victor Cerda, Danial Constant, Philippe Quevauviller, 1997, Wastewater quality monitoring, *Trend in analytical chemistry* 16(7), pp. 419-423.
- Pedro Serio Fadini, Wilson F. Jardim and Rose Roberto Guimaraes, 2004, Evaluation of organic load measurement techniques in a sewage and waste stabilisation pond., *J. Braz. Chem. Soc.* 15(1), pp. 131-135.
- Salomons A, W., 1995, Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predic-

- tions, *prevention*, *J. Geochem. Explor.*, 52, pp. 5-23.
- Viraraghavan T., Kikken S.R., 1988, Peat filtration of food processing wastewater, *Biol. waste* 26, pp.151-155.
- Yuko Sato, Meea Kang, Tasuku Kamei, Yasumoto Magara, 2002, Performance of nanofiltration for arsenic removal, *Water Research* 36, pp. 3371-3377.

2007년 2월 13일 원고접수, 2007년 3월 13일 게재승인

강미아

안동대학교 환경공학과
 경북 안동시 송천동 388
 TEL/FAX: 054-820-6267
 E-mail: wdream@andong.ac.kr