

산성광산배수의 발생저감을 위한 황철석 표면의 피막형성 기술개발

지민규^{1,2} · 윤현식^{1,2} · 지은도¹ · 이우람¹ · 박영태¹ · 양종석¹ · 전병훈² · 심연식³ · 강만희³ · 최재영^{1*}

¹한국과학기술연구원, ²연세대학교 환경공학부, ³한국광해관리공단

Development of Control Technology for Acid Mine Drainage by Coating on the Surface of Pyrite using Chemicals

Min-Kyu Ji^{1,2} · Hyun-Sik Yoon^{1,2} · Eung-Do Ji¹ · Woo-Ram Lee¹ · Young-Tae Park¹
Jung-Seok Yang¹ · Byong-Hun Jeon² · Yon Sik Shim³ · Man Hee Kang³ · Jae-Young Choi^{1*}

¹Natural Products Center, KIST-Gangneung

²Department of Environmental Engineering, Yonsei University

³Mine Reclamation Corporation

ABSTRACT

Acid mine drainage occurs when sulfide minerals are exposed to an oxidizing environment. The objective of this study was to inhibit the oxidation of pyrite by applying various coating agent such as KH_2PO_4 , MgO and KMnO_4 over its surface as an oxidation inhibitors. Experiments were conducted for 8 days to test the feasibility of oxidation inhibitors. The optimal condition of coating agent for standard pyrite and IK mine was the combination of 0.01M KH_2PO_4 , 0.01M NaOAc and 0.01M NaClO . Otherwise, for YD mine the combination of 0.01M KMnO_4 , 0.01M NaOAc and 0.01M NaClO . The SO_4^{2-} reduction efficiency of pyrite, IK and YD mine samples was 70, 92 and 84%, respectively. For 8 days, no significant increase of SO_4^{2-} from pyrite sample coated with inhibitor was observed. The pH of solution remains in between 4 to 6 for the reaction conditions.

Key words : Pyrite, AMD, Surface coating agent, Tailing

1. 서 론

1980년대 후반 우리나라는 산업구조 및 에너지 소비형태가 변함에 따라 채광활동이 감소되어 1998년 기준으로 전국 906개 광산 중 894개소가 휴광 또는 폐광되었다(한국광해방지관리공단, 2006). 폐광된 광산 대부분에서는 산성광산배수(AMD; Acid Mine Drainage)가 발생되는데 이때 낮은 pH와 높은 중금속 농도로 인하여 폐광산 주변 수계 및 토양오염의 주 오염원이 되어 주위경관에 악영향을 주고 있다. 폐광산 주변 토양 및 수계의 오염을 방지하기 위해서는 주 오염체의 양상을 파악하는 것이 중요하다(이규호 외, 2005; 박권규 외, 2006). 산성배수는 암석 또는 석탄에 포함되어 있는 다양한 황화광물의 산화에 의해서 발생되며 대표적인 황화광물은 황철석이다. 우리나라

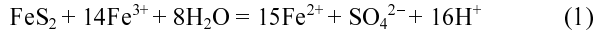
의 경우, AMD는 퇴적암과 화산암류를 포함한 평안층 및 옥천층군의 탄층 내 탄화대 및 광화대가 분포하는 탄광, 금속 및 비금속 광산지역에서 발생된다(염승준 외, 2002; 정영욱, 2004; 최선규 외, 2004; 박권규 외, 2006).

산성배수의 발생을 억제하기 위해 황철석의 산화과정을 이해하려는 연구가 많이 이루어져 왔다(Hood, 1991; Huminicki and Rimstidt 2009). 황철석의 산화메커니즘으로 크게 화학적 산화와 생물학적산화로 나눌 수 있다. 황철석은 환원환경에서 매우 안정한 광물이나 화학적 산화로 대기와 접촉, 산화되면서 H^+ , SO_4^{2-} , Fe^{2+} 를 생산한다(Berner, 1967). Fe^{2+} 는 O_2 에 의해서 Fe^{3+} 로 산화되고 차례로 수산화되면서 더 많은 양의 산을 발생시킨다(Nordstrom, 1982). 지속적으로 발생하는 산에 의해 황철석 표면부근

*Corresponding author : jchoi@kist.re.kr

원고접수일 : 2010. 4. 20 심사일 : 2010. 6. 30 게재승인일 : 2010. 7. 26
질의 및 토의 : 2010. 10. 31 까지

의 pH가 3.5 이하로 감소되면 수용액 내 Fe^{3+} 의 활동도가 증가하여 Fe^{3+} 가 다시 황철석을 산화시키며 그 반응식은 다음과 같다(Singer and Stumm, 1970).



한편, 생물학적 산화과정으로 낮은 pH의 조건에서 주로 철산화박테리아인 *Acidithiobacillus ferrooxidans*가 Fe^{2+} 의 산화를 100배 이상 증가시키는 촉매역할을 한다고 보고되어 있다(Singer and Stumm, 1970). 따라서, 황철석의 산화는 1) Fe^{3+} 의 침전, 2) Fe^{3+} 발생억제 3) 반응계에서 O_2 의 제거 라는 세가지 방법으로 제한될 수 있다(Scharer et al., 1991).

현재까지 AMD를 처리하는 방법들은 적극적 처리방법(active system)과 소극적 처리방법(passive system)으로 분류되며, 전자는 일반적으로 AMD의 산도를 중성화하고 금속을 침전시키기 위해 알카리 물질을 공급하는 방법이며, 후자는 자연적인공적 소택지 생태계를 이용하는 방법이다. 적극적 처리방법은 처리효율이 뛰어나지만 유지비용이 높고 슬러리 발생에 문제가 있다(Johnson and Hallberg, 2005). 반면, 소극적 처리방법은 상대적으로 적은 유지비용이 들지만 최초 시공단계에서 상대적 비용이 많이 들고 반응조 내 축적된 침전물이 불안정한 단점이 있다(Johnson and Hallberg, 2002; Lee et al., 2002).

현재까지의 산성광산배수 처리기술은 사후처리기술이 대부분이며 장점과 더불어 많은 문제점을 지니고 있다. 따라서, 장기적으로 황철석의 산화를 막고 산성배수 발생을 억제하기 위해 표면 피막처리를 통한 O_2 의 차단과 접촉을 방지할 수 있는 기술이 연구되고 있다. 예를들면, PO_4 , Mn 그리고 Mg 계열 등의 용액으로 산성배수 발생 암석 표면의 Fe^{3+} 와 반응하여 표면에 막을 형성시키는 것이다(Evangelou, 2001). 이렇게 형성된 표면피막은 중성 pH 환경조건에서 물과 반응 시 상당히 안정된 물질이며, 황철석 표면의 피막형성으로 산성배수의 발생은 효과적으로 억제될 것이다.

본 연구는 산성광산배수 억제기술 개발로서, 광산 별 산성배수 발생특성을 파악하고 억제하는데 목적이 있다. 실험은 황철석 시료가 존재하는 국내 폐광산을 대상으로 다양한 산화제 및 표면코팅제를 이용한 피막형성실험을 회분식으로 진행하였으며, 최적 피막형성 조건을 도출하기 위해 다양한 산화제 및 코팅제 조합의 연구로써 산성배수의 저감효율을 알아보았다.

2. 실험 재료 및 방법

2.1. 대상시료의 소개

본 실험에서는 페루산 표준황철석과(FeS_2 , Ward's Science, USA) 영동탄광 및 일광광산의 황철석을 이용하였다. 영동탄광은 강원도 강릉시 강동면 임곡리에 소재하며, 1995년 석탄합리화사업으로 폐광되었다. 지질은 허부에 선캠브리아기의 태백산 변성암체와 이를 부정합으로 피복한 고생대 조선계층이 존재하며, 그 위로 평안계층의 위치 하에 이들을 관입한 화강암체가 자리한다(대한광업진흥공사, 1990). 현재 영동탄광에서는 막대한 양의 갱내수 및 폐석침출수가 평균 5000 ton/day로 유출되고 있으며, 침출수 내에는 주로 Fe, Ca, 그리고 Mg가 포함되어 있다(한국광해방지관리공단, 2008).

일광광산은 부산광역시 기장군 일광면 원리 일대(14국도변)에 분포하며 금, 은, 동, 연, 중석을 주광종으로 채굴되었지만 현재는 폐광된 상태이다(한국광해관리공단, 2008). 광산지역 일대는 경상계 퇴적암류(이천리층)와 이를 후기에 관입한 불국사 화강암류 및 석영맥, 방해석맥 등으로 구성되어 있으며, 광산지역 대부분을 차지하는 이천리층은 흑색, 암회색 세일로 존재한다(한국광해관리공단, 2008). 현재, 일광광산을 포함한 주변의 토양은 고농도의 Fe와 Cu로 오염되어 있으며, 광산배수의 pH는 약 2.6으로 산성을 띄고 있다(부산광역시 보건환경연구원보, 2007).

2.2. 시료 채취 및 준비

각 광산의 시료는 탄광외부에 적재된 광미들로 시료의 균일성을 위해 1m 이상의 일정한 간격을 두고 채취하였다. 표준황철석 및 대상광산 시료의 황철석 특징은 미세한 크기를 갖고 산점상으로 분포하는 경우가 대부분이라 파쇄기(pulverisette 1, Fritsch사) 및 미분기(pulverisette 9, Fritsch사) 사용하여 분쇄하였으며, 체거름을 사용하여 100 um 이하로 입도분리 하였다. 이후, 황철석 표면에 존재하는 산화철을 제거하기 위해 0.1N HCl로 세척 후 아세톤과 증류수로 세척하였으며, 대기중의 산화방지를 위해 질소가스로 충전된 혐기성 챔버에 보관하여 사용되었다.

2.3. 실험방법 및 분석

50 mL의 플라스틱 튜브 내 각 시료 300 mg과 표면코팅제 30 mL(1:10)를 교반기(Lab Companion, IS-971R)를 이용하여 25°C 내 150 rpm에서 각각 1, 2, 4 그리고 8일 동안 반응시켰다. 일정기간 반응 후 용액을 이용하여 pH 및 전기전도도를 측정하였고, 0.2 um filter를 이용하여

여과되었다(Smartpor Syringe Filter). 여과된 용액은 ICP-OES(Varian 730-ES)를 이용하여 Total Fe, As, Cu, Ni, Zn, Pb, Cd의 중금속 농도, IC(Metrohm 850 professional IC)로는 SO_4^{2-} 및 PO_4^{3-} 의 음이온 농도를 분석하였다. 또한, Fe^{2+} 는 Kit법을 이용하여 UV spectrophotometer (HUMAS, Think HS 3300)로 측정하였다.

피막형성 실험은 Evangelou(2001) 및 한국지질자원연구원(2007) 실험결과의 최적피막 형성조건을 참고하여 표면 코팅제 KH_2PO_4 , KMnO_4 및 MgO 0.01 M, 산화제 H_2O_2 , NaClO 0.01 M 그리고 pH 조절제 NaOAc 0.01 M의 조건을 바탕으로 실험을 진행하였다.

2.4. 산발생 능력 평가 방법

암석내 황화광물에 의한 산발생 능력(acid generation potential) 평가는 크게 산발생 능력을 결정하는 정적인(static) 방법과 산화반응의 속도 및 시기를 알기 위한 동적인(kinetic) 방법이 있으며, 본 연구에서는 정적인 방법으로 산발생 능력을 평가하였다(US EPA and Hardrock Mining, 2003). 암석의 산발생 가능성 평가는 순산발생능력(Net Acid Producing Potential, NAPP) 값과 순산발생량(NAG) 테스트를 통해 얻은 NAGpH를 도식화하는 방법이다(Fig. 1). 순산발생량의 평가로 대상시료(200 mesh 이하)에 15% 과산화수소를 첨가하여 90°C에서 반응시킨 후 pH를 측정하고 이를 NAGpH로 정한다. 수산화나트륨 용액(0.5 M)을 주입하여 pH가 4.5까지 적정한 후 다음의 식 (2)을 이용하여 NAG를 구할 수 있다(Lawrence et al, 1988).

$$\text{NAG (kg H}_2\text{SO}_4/\text{ton)} = (49 \times V \times M) / W \quad (2)$$

여기서, V는 수산화나트륨 용액의 양(mL), M은 수산화나트륨 용액의 농도(mole/L), 그리고 W는 시료의 무게(g)이다.

순산발생 능력은 총 황 함량을 이용한 최대 산발생 능력(MPA) 및 산중화능(Acid Neutralization Potential, ANC)을 이용하여 식 (3)에 의해 나타낼 수 있다. ANC는 표준 1 N HCl을 이용하여 시료내에 포함되어 있는 중화물질을 모두 반응시킨 후 소모된 HCl의 양을 표준 0.5 N NaOH를 이용하여 역적정(back titration) 함으로 구할 수 있다(Lawrence and Wang, 1997).

$$\begin{aligned} \text{NAPP (kg H}_2\text{SO}_4/\text{ton)} &= \text{MPA} - \text{ANC} \\ \text{MPA (kg H}_2\text{SO}_4/\text{ton)} &= \text{total S (\%)} \times 30.6 \end{aligned} \quad (3)$$

위의 수식 (2, 3)에 의한 결과 값 들로 실험결과를 도

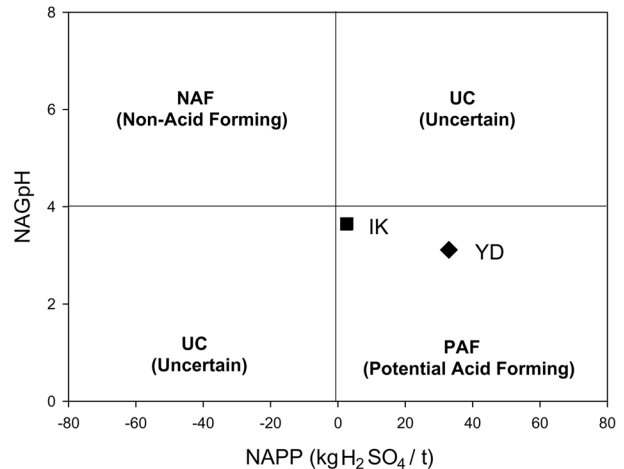


Fig. 1. Classification of rock samples in terms of NAPP and NAGpH.

시화하면 첫째, 산을 발생시키는 않는 시료군(Non-Acid Forming, NAF), 둘째, 산을 발생시킬 수 있는 시료군(Potentially Acid Forming, PAF), 셋째, 산발생 기능여부가 불분명한 시료군(Uncertain, UC)을 나누어 나타낼 수 있다.

2.5. X선 회절분석(X-Ray Fluorescence Spectrometry, XRF)

표준황철석과, 영동탄광 및 일광광산 시료의 화학적 특성특성을 알아보기 위해 XRF(SDS-3400)를 이용하여 분석하였다. 분석결과, 표준황철석, 영동탄광 및 일광광산 시료의 S와 Fe의 함량은 각각 44.3, 53%, 1.3, 11.7%, 그리고 0.4, 12.3%로 구성되어 있었다.

3. 결과 및 토의

3.1. 대상시료의 산 발생능력 평가 및 산화반응 기작

피복실험에 앞서 영동탄광(YD) 및 일광광산(IK) 시료의 정적인 산발생능력 평가를 수행하였으며, 두 시료 모두 +NAPP 값과 4.5 이하의 NAGpH 값을 갖기 때문에 PAF, 즉 산 발생능력을 가진 암석으로 평가되었다(Sobek 외, 1978) (Fig. 1). NAGpH는 과산화수소를 이용하여 시료 내의 황을 강제적으로 산화시키고 그 때 발생하는 산을 중화시킴으로써 적정된 pH를 NAGpH 값으로 나타냄으로, 총 황 함량이 높을수록 NAGpH 값은 낮아지게 된다. 본 실험결과 또한, YD(S 1.3%) 시료가 IK(S 0.4%) 시료보다 낮은 NAGpH(YD 3.2 > IK 3.8) 값을 나타내었다. NAGpH를 이용한 연구사례에서는 NAGpH값이

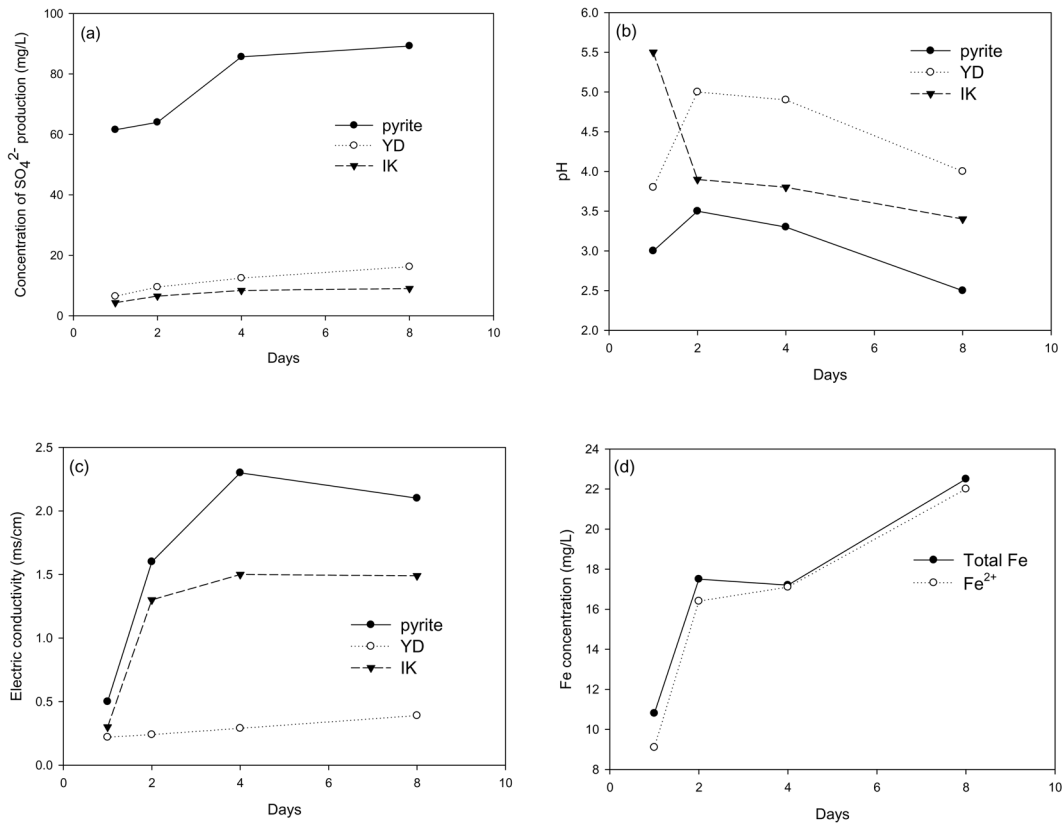


Fig. 2. Comparison of characteristic the pyrite oxidation ((a) SO_4^{2-} , (b) pH, (c) EC and (d) Fe).

3.5 미만은 산성광산배수의 발생 가능성이 크고, 3.5에서 5.5까지의 경우는 위험도가 적고 5.5 이상은 그 가능성이 희박할 것으로 제시되기도 하였다(Lawrence and Wang, 1997). NAPP값 측정결과는 YD 시료가 약 32 kg H_2SO_4 /ton 그리고 IK 시료는 약 3 kg H_2SO_4 /ton을 나타내었다.

실험은 표준황철석, 영동탄광 및 일광광산 시료 고유의 산화특성을 파악하기 위해, 강릉과 부산의 평균강우 pH 조건인 pH 5.5의 수용액(증류수 1 L에 0.5 mmol HCl 0.1 mL를 주입)을 이용하였으며, 총 8일동안 SO_4^{2-} , pH, EC 그리고 Fe의 파라미터들로 변화양상을 관찰하였다(환경부, 2007). SO_4^{2-} 의 발생농도는 각 시료 내 FeS_2 함량이 높은 표준황철석 > 영동탄광 > 일광광산의 순으로 높게 측정되었으며, 표준황철석 시료에서 4일까지 산화반응이 급격히 진행되었으나 4일 이후 반응속도가 느려져 8일째 약 89 mg/L의 SO_4^{2-} 가 검출되었다(Fig. 2a). 샘플의 pH는 초기 6에서 8일 후 표준황철석 2.5, 영동탄광 4 그리고 일광광산이 3.4로 감소하였으며, 영동탄광 시료의 경우 높은 Al 농도로 인하여 FeS_2 구성비율이 일광광산의 시료보다 다소 높음에도 불구하고 pH가 높게 측정된 것으

로 사료된다(Fig. 2b). EC의 경우 고농도 황철석이 존재하는 표준황철석의 활발한 산화반응으로 인해 최대 2.1 ms/cm로 가장 높게 측정되었으며(Fig. 2c), Total Fe 농도는 표준황철석에서만 검출되었다. Total Fe 농도는 8일째 23 mg/L로 이 중 90% 이상이 Fe^{2+} 로 존재하며 이는 낮은 pH 조건에서 지속적인 Fe의 산화반응이 일어나기 때문이다(Fig. 2d).

3.2. 코팅제 조합별 SO_4^{2-} 제거의 영향

선행실험된 표준황철석 최적코팅조건을(Evangelou, 2001; 한국지질자원연구원, 2007)을 참고하여 KH_2PO_4 , MgO 및 $KMnO_4$ 0.01 M의 코팅제, NaClO 0.01의 산화제, 그리고 NaOAC 0.01 M의 pH조절제(pH6) 조건으로 실험을 진행하였다.

KH_2PO_4 의 경우는 황철석의 산화과정에서 용출되는 철과 인산염과의 반응으로 vivianite, strengite와 같은 안정된 침산염광물로 침전이 가능하고, MgO는 $Fe \cdot Mg \cdot SO_4$ 침전물 그리고 $KMnO_4$ 는 $Fe \cdot Mn \cdot SO_4$ 로의 표면침전물을 예상하여 실험을 진행하였다(Harris and Lotter-

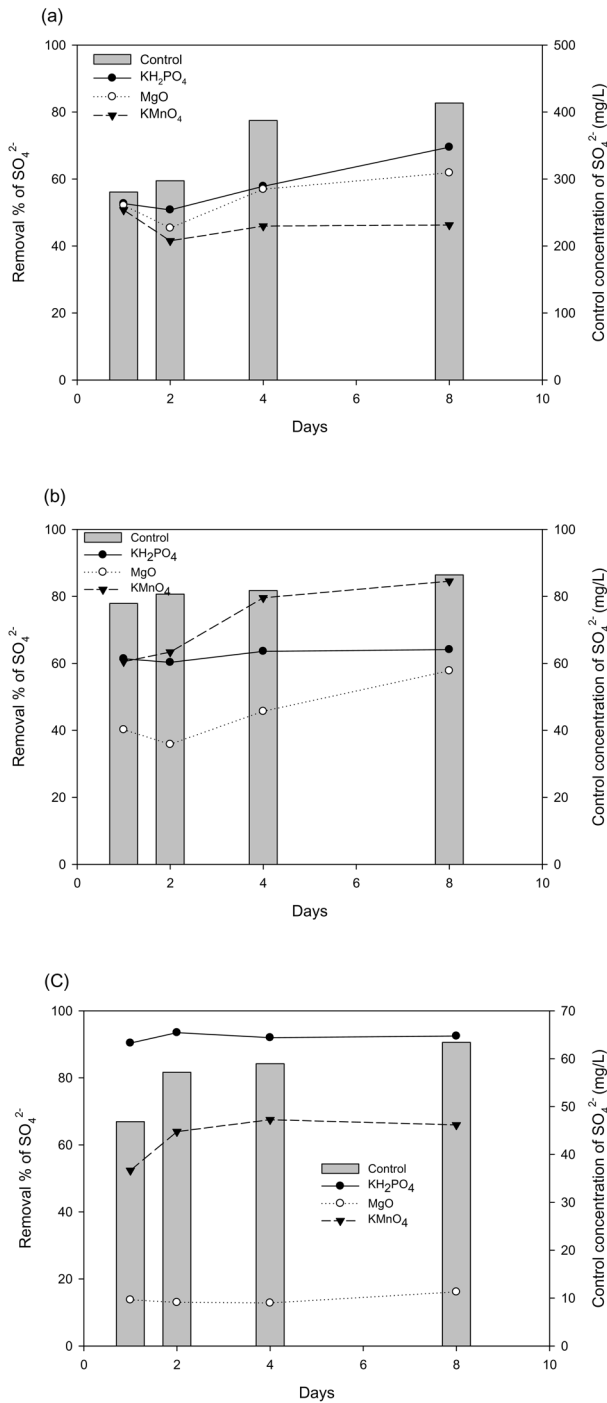


Fig. 3. Effect of SO_4^{2-} reduction by different coating agent ((a) pyrite, (b) Young dong coal mine and (c) Ill Kowang mine).

moser, 2006; 한국지질자원연구원, 2007).

표준황철석과 일광광산 시료에서는 KH_2PO_4 를 이용하여 실험한 결과, 시료중의 SO_4^{2-} 농도를 각각 70%와 92%를 제거하였으나(Fig. 3a,b) 영동탄광 시료의 경우 오히려 $KMnO_4$ 가 84%의 제거율로 64%가 제거된 KH_2PO_4

의 경우보다 SO_4^{2-} 저감효과가 더 높았다(Fig. 3c). 이는 영동탄광 시료 내 주 구성물질인 탄질세일의 고유적 지구 화학적 특성과 관련된 영향으로 추측되며, Bottcher(1998)은 Fe(II)와 Mn(II)이 complex를 이루어 침전됨을 보고하였다.

산성광산배수는 성분특성이 폐광지마다 다양하고 지구 화학적 특성에 따라 각기 다른 중금속을 함유하고 있다. 따라서, 중금속의 화학적 처리에 각 중금속원소마다 공침 pH가 달라 산성광산배수의 처리에 어려움을 겪고 있다 (Lee et al., 2002). 다양한 코팅제를 이용한 시료들의 SO_4^{2-} 저감율은 초기 1일째의 제거율이 8일째까지 유지되는 경향이 나타났으며 이는 초기 황철석의 표면코팅효과가 각 반응환경속에서 일정하게 유지되는 것으로 나타난다(한국지질자원연구원, 2007). 이규호 외(2006)은 10^{-2} , 10^{-4} M의 H_2O_2 을 사용하여 실험을 하였을 때 강알칼리 조건에서 3.4% 미만으로 인산염 코팅제가 용출되었으며, 또한 형성된 철인산염 피막에 대한 온도 조건 ($4\sim 70^\circ C$)에 따른 영향은 거의 없었다.

또한, KH_2PO_4 의 표면코팅제를 현장에 주입할 경우, 높은 인산염 농도는 현장 적용 시 수계의 부영양화 원인이 될 수 있으므로 2차적인 오염예방 처리가 필요하며 본 실험에서는 동일조건 내 0.1 M의 $Ca(OH)_2$ 를 이용하여 실험한 결과, 1-8일동안 초기 농도대비 PO_4^{3-} 를 98% 이상 제거시켰다(데이터로는 나타내지 않음). $Ca(OH)_2$ 는 오염된 토양 및 지하수의 정화에 널리 사용되며, 황산의 중화 및 중금속의 침전제거가 가능하다(한국지질자원연구원, 2007).

각 대상시료의 pH변화는 초기 pH6에서 8일 후 4~6으로 유지되었으며 1일째 황철석의 급격한 산화로 pH가 감소하다가 1일 후 표면피막형성 반응이 안정화 되어 pH가 상승한 것으로 사료된다. Zhang and Evangelou(1996)는 pH 4~6에서 비정질 수산화제2철($Fe(OH)_3$)이 황철석의 산화를 제한한다고 보고하였으며, 따라서 황철석 산화는 각 표면코팅제 및 비정질 수산화 제2철로 인하여 억제되었을 것으로 추측된다.

3.3. 산화제별 제거효율의 영향

위의 3.2의 실험의 동일조건인 KH_2PO_4 , MgO 그리고 $KMnO_4$ 0.01 M 코팅제 및 NaOAC 0.01M의 조건에서 0.01 M의 NaClO와 H_2O_2 의 두 가지 산화제 조건에 따른 SO_4^{2-} 의 제거율을 비교하여 나타내었다. 산화제는 황철석의 표면을 산화시켜 표면피막형성의 중요한 complex 반응을 발생시키며, 본 실험에서는 황철석에 두 종류의 산화제를 적용시켜 산화과정에서 용출되는 철과 코팅제와의

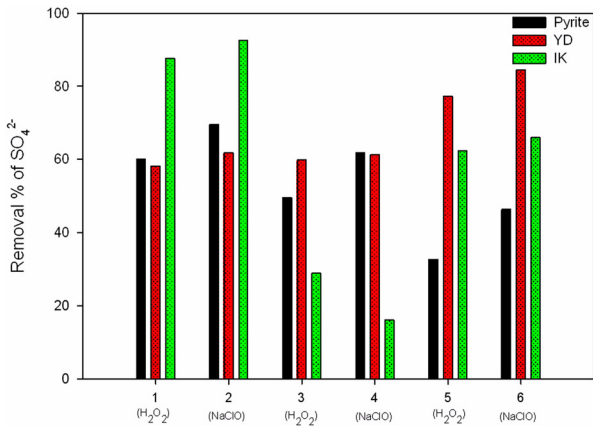


Fig. 4. Removal efficiency of SO₄²⁻ by different oxidizing agent (1,2- KH₂PO₄; 3,4- MgO; 5,6-KMnO₄).

반응성을 관찰하였다(Evangelou, 1995). 그 결과 NaClO를 이용한 실험조건에서 SO₄²⁻ 제거효율이 다소 높게 나타났다(Fig. 4). 표준황철석 및 일광광산 시료에서는 KH₂PO₄가 최적의 표면코팅제로 선정되었으며, NaClO와 H₂O₂ 두 가지의 산화제로 실험한 결과 SO₄²⁻ 농도가 각각 70, 60% 그리고 92, 87%의 제거되었다. 반면, 영동탄광시료에서는 KMnO₄가 최적의 표면코팅제로 나타났으며, NaClO, H₂O₂ 산화제 적용 시 각각 84, 77%의 SO₄²⁻ 저감효율이 나타났다. 이는 황철석 표면의 피막형성 시 황철석의 표면산화 반응과 관련하여 동일농도에서 NaClO의 산화력이 H₂O₂의 산화력보다 강하기(데이터로 나타내지 않음) 때문에 초기 피막형성에 더 유리하게 작용하였을 것으로 생각된다.

4. 결 론

표준황철석, 영동탄광, 일광광산 시료에 KH₂PO₄, MgO 그리고 KMnO₄를 적용하여 표면피막형성 효율성 평가를 수행하였으며, NaClO 0.01 M 산화제 조건 내에서 표준황철석 및 일광광산의 시료에서는 0.01 M KH₂PO₄가 70, 92% 그리고 영동탄광에서는 0.01 M KMnO₄가 84%의 SO₄²⁻ 농도를 저감시켜 최적의 코팅제로 나타났다. 표면코팅제로 인한 황철석의 산발생 저감은 초기 1일째부터 8일째까지 지속됨으로 한번 형성된 피막의 내구성이 높은 것으로 추측되나, 8일 이후의 실험을 지속하고 있어 추후에 논문으로 발표할 예정이다. 한편, 산성광산배수는 성분특성이 폐광지마다 다양하고, 지질화학광물학적 특성에 따라 각기 다른 중금속을 함유하여 화학적 처리 시 중금속 원소마다 공침 pH가 달라 향후 시료특성에 따른 표면코팅

제 적용에 대한 메커니즘의 연구가 필요하다.

사 사

본 연구는 한국과학기술연구원의 기관고유사업(2Z03290) 및 한국광해관리공단의 연구용역인 광산배수 억제기술 개발사업(2G07830)에 의해 수행되었으며 이에 감사드립니다.

참 고 문 헌

대한광업진흥공사, 1990, 한국의 석탄광(上), p. 410.

박권규, 박인화, 황세호, 신재현, 박윤성, 2006, 폐광산 지역 산성광산배수 유출담지를 위한 지구물리탐사: 부산 임기광산, 한국지구시스템공학회지, **43**(1), 34-43.

부산광역시 보건환경연구원보, 2007, **17**(2).

이규호, 김재곤, 이진수, 전철민, 박삼규, 김택현, 고정석, 김통권, 2005, 건설현장 절취사면의 산성암반배수 발생특성과 잠재적 산발생능력 평가, 자원환경지질, **38**(1), 91-99.

이규호, 김재곤, 김택현, 이진수, 2006, 산성배수 발생저감을 위한 황철석 표면의 철인산염 피막형성연구, 자원환경지질, **39**(1), 75-82.

염승준, 윤성택, 김주환, 박맹언, 2002, 동래 납석광산 산성광석배수의 중화실험: 중금속 거동 특성 규명, 한국지하수토양환경학회지, **7**(4), 69-76.

정영욱, 2004, 석탄광의 광산배수처리기술 현황 및 전망, 자원환경지질, **37**(1), 107-111.

최선규, 박상준, 이평구, 김창성, 2004, 한반도 광상 성인유형에 따른 환경특성, 자원환경지질, **37**(1), 1-19.

환경부, 2007, 전국지역별 산성물질 연중 강하량 분포과파 (보도자료).

한국광해관리공단, 2006, 옥동광산 광미 및 침출수 처리방안 연구, 광해방지사업단, p. 232.

한국지질지원연구원, 2007, 도로건설 절취사면의 산성배수 발생저감을 위한 피막형성기술개발, 건설기술혁신 최종보고서, p. 79.

한국광해관리공단, 2008, Assessment of Waters and Sediments Impacted by Acid Rock Drainage at the Young Dong Coal Mine Site, South Korea, Final Report-Part A.

한국광해관리공단, 2008, 일광광산 토양오염 정밀조사 보고서.

Berner, R.A., 1967, Sedimentary pyrite formation: an update, *Am. J. Sci.*, **256**, 773-785.

Bitcher, M.E., Smock, A.M., and Cypionka, H, 1998, Sulfur isotope fractionation during experimental precipitation of iron (II) and manganese (II) sulfide at room temperature, *Chem. Geo.*, **146**, 127-134.

- Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC, p. 15-30.
- Evangelou, V.P., 2001, Pyrite microencapsulation technologies: Principles and potential field application, *Ecological Engineering*, **12**, 165-178.
- Harris, D.L. and Lottermoser, B.G., 2006, Evaluation of phosphate fertilizers for ameliorating acid mine waste, *Appl. Geochem.*, **21**, 1216-1225.
- Hood, Y.A., 1991, The kinetic of pyrite oxidation in marine systems. Ph.D. Thesis, University of Miami, FL.
- Humnicki, D.M.C. and Rimstidt J.D., 2009, Iron oxyhydroxide coating of pyrite for acid mine drainage control, *Appl. Geochem.*, **24**, 1626-1634.
- Johnson, D.B. and Hallberg, K.B., 2002, Pitfalls of passive mine water treatment: reviews, *Environ. Sci. Bio-Technol.*, **1**, 335-343.
- Johnson, D.B. and Hallberg, K.B., 2005, Acid mine drainage remediation options: A review, *Sci. Total Environ.*, **338**, 3-14.
- Lawrence, R.W., Jaffe, S., and Broughton, L.M., 1988, In-House Development of the net acid production test method, Coastech Research.
- Lawrence, R.W. and Wang, Y., 1997, Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage, Proceedings of the Fourth International.
- Lee, G., Bigham, J.M., and Faure, G., 2002, Removal of trace metals by co-precipitation with Fe, Al, and Mn from natural waters contaminated with acid mine drainage in the Ducktown Mining District, Tennessee, *Appl. Geochem.*, **17**, 569-581.
- Nordstrom, D.K., 1982, Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron materials. In: Hossner, L.R., Kittrick, J.A., Fanning, D.F. (Eds.), *Acid Manipulation of Soil Minerals*. Soil Science Society of America Press, Madison, p. 46.
- Scharer, J.M., Garga, V., Smith, R., and Halbert, B.E., 1991, Use of steady state models for assessing acid generation in pyritic mine tailings. In: *The Second International Conference on the Abatement of Acid Drainage*, Vol. 2, September 16-18, Montreal, Canada, p. 211.
- Singer, P.C. and Stumm, W., 1970, Acidic mine drainage: the rate-determining step, *Science*, **167**, 1121-1123.
- Sobek, A.A., Schuller, W.A., Feeman, J.R., and Smith, R.M., 1978, Field and laboratory methods applicable to overburden and minesoils. EPA report No. 600/2-78-054, p. 47-50.
- USEPA and Hardrock Mining, 2003, *A source book for industry in the northwest and alaska*, Appendix C; Characterization of Ore, Waste Rock, and Tailings, C1-C17.
- Zhang, Y.L. and Evangelou, V.P., 1996, Influence of iron oxide forming conditions on pyrite oxidation, *Soil Science*, **161**, 852-864.