



비소제거를 위한 Fe(III)-ettringite 합성방법 및 특성 연구

Removal of Arsenic in Synthesis Method and Characteristics of Fe(III)-ettringite

홍성혁 · 박혜민 · 최원호 · 박주양*

Hong, Seong Hyeok · Park, Hye Min · Choi, Won Ho · Park, Joo Yang *

한양대학교 건설환경공학과

(2010년 11월 5일 접수 ; 2011년 1월 26일 수정 ; 2011년 2월 1일 채택)

Abstract

Arsenic is one of the most abundant contaminant found in waste mine tailings, because of its carcinogenic property, the countries like United states of America and Europe have made stringent regulations which govern the concentration of arsenic in drinking water. The current study focuses on different treatment methods for removal of arsenic from waste water. Treatment method the high strength arsenic waste water is treated with Fe(III)-ettringite by co-precipitation method. Number of experiments were carried out to decide the optimal dosage of Fe(III)-ettringite to treat arsenic waste water. The Fe(III)-ettringite was synthesized by taking appropriate equivalent ratios of calcium oxide and ferric chloride in proportion to the arsenic. The best removal efficiencies of 94% were observed at a As/(Ca: Fe) ratio of 1:3. The maximum removal of arsenic was observed in pH range of 12. But as the pH increases the arsenic removal efficiency decreases as portlandite is formed in the pH above 12. The analysis of surface of precipitate conform the needle like structure of ettringite. This treatment technique has promising features such as, the chemicals required in the treatment as well as the sludge generated can be reduced. The operating pH range is in alkaline region which is advantageous over traditional treatment process which has lower pH. Also the co-precipitation not only helps in removal of arsenic but also heavy metals.

Key words : Arsenic removal, Fe(III)-ettringite, Coprecipitation, SEM,

주제어 : 비소제거, 3가철 에트링자이트, 공침, 주사전자현미경

1. 서론

비소는 환경특성에 따라 다양한 형태의 산화상태(+5, +3, 0 그리고 -3)를 가지며 무기비소와 유기비소로 나누는데 지하수 및 지표수에서 대부분의 비소는 무기비소 형태로 존재하는 것으로 알려져 있다(Masscheleyn et al.,

1999). 무기비소는 대개 3가 비소와 5가 비소로 존재하며 용존 3가 및 5가 비소의 분포는 산화환원 포텐셜에 의존하는데 5가 비소는 산화조건이 지배적인 조건에서 우세하며 약한 환원조건에서 3가 비소가 열역학적으로 안정적이다. 5가 비소는 중성 pH 영역에서 oxyanion 형태로 존재하며 3가 비소는 pH 9.2 이하에서는 $H_3AsO_3^0$ 상태로 존재하는

* Corresponding author Tel:+82-2-229-04113, Fax:+82-2-2293-9977, E-mail: Jooypark@hanyang.ac.kr(Park, J.Y.)

것으로 알려져 있다(Oremland et al., 2003).

비소는 암석에서 자연적으로 생성되는 물질이지만 목재의 방부제 용도 등의 산업 오염물질의 투기와 폐기물 처리장의 침출수 유입 등과 같은 인위적인 방법에 의해서도 토양 및 지하수를 오염시킨다(Kim et al., 2003; Welch et al., 2000). 이렇게 오염된 비소 오염수를 사람이 섭취할 경우 각종 피부병 및 폐암, 신장암, 방광암 등 여러 질병을 야기하는 것으로 알려져 있다(Munkherjee and Bhattacharya, 2001).

비소로 오염된 수질 복원을 위한 기술로 이온교환(ion exchange), 활성알루미나(activated alumina)를 이용한 흡착, 역삼투여과(reverse osmosis), 나노 여과(nanofiltration), 그리고 전기투석(electrodialysis reversal)법, 염화 제2철염을 이용한 응집/여과(Gulledge and O'Conner, 1973; Cheng et al., 1994) 등이 이용되고 있다. 지중에서 비소의 거동은 철, 망간, 알루미늄 등과 같은 여러 종류의 산화물 또는 수산화물들과 점토광물에 의하여 영향을 받고, 특히 철산화물이 가장 효과적으로 비소를 제어하여 자연 상태에서 scorodite ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)의 형태로 존재한다. 비소 제거에 공침제거는 대표적인 기술이며, 경제적인 기술로 이용되고 있다. 자연환경에서 음이온 형태로 존재함으로써 일반적으로 양이온 형태로 존재하는 다른 중금속 오염물질과 상이한 거동 특성을 보인다. 폐수 중 중금속 오염물질은 높은 pH에서 $\text{Me}(\text{OH})_3$ 의 형태로 침전 제거하는 반면 비소는 낮은 pH에서 흡착하여 공침 처리를 해야 하기 때문에 2단의 공정이 필요한 문제점이 있다. 따라서 본 연구에서는 중금속과 혼재된 고농도의 비소 폐수 동시 제거를 위한 방법을 찾고자 하였다. 시멘트 수화물인

ettringite의 구조적인 성질을 이용하여 고농도 비소 폐수 처리를 위해 Fe^{+3} 과 Ca^{+2} 의 양이온 사이에 AsO_4^{-3} 과 같은 음이온 물질이 존재하는 이중층상 구조를 이룬 비소로 치환된 Fe(III)-ettringite를 합성하고 비소 제거 효과를 평가하고자 한다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 실험재료

본 연구에 사용된 인공오염 폐수는 sodium arsenate ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, YAKURI PURE CHEMICALS)를 이용하여 농도 100 mg/L로 하였다. 반응조는 용량 1L의 glass bottle을 사용하였으며, pH 유지 및 이물질 혼입 방지를 위해 뚜껑을 제작하여 사용하였다. 반응기의 모식도는 **fig.1**에 나타내었다. Fe(III)-ettringite 화합물 제조를 위해 calcium oxide (CaO, SHOWA)와 ferric chloride (FeCl_3 , SHOWA)로 각각 주입하고 jar tester (wisestir)를 사용하여 혼합하였다. pH 조절을 위해 1 M의 HCl (Matsuneon chemical), 5 M KOH (Duksan pure chemical)을 제조하여 사용하였다. 실험에 사용한 모든 산은 유해중금속 측정용으로 사용하였다.

2.2. 실험방법

2.2.1. Fe(III)-ettringite 화합물을 이용한 비소제거

반응조 내에서 비소로 치환된 Fe(III)-ettringite 합성하기 위하여 100 mg/L의 인공 폐수를 제조하였다. 앞서 명시된 Fe(III)-ettringite의 구조로 알 수 있듯이 Ca: Fe:

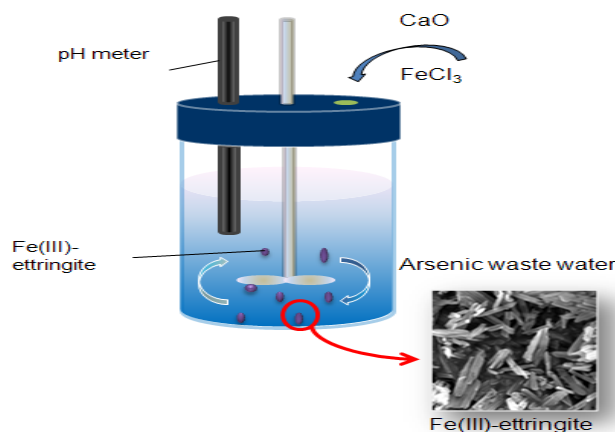


Fig. 1 Fe(III)-ettringite batch reactor for removal arsenate

As의 몰 비율은 2:1:1을 이룬다. 100 mg/L로 고정된 비소는 1.33 mM 이고, 이를 기준으로 Ca^{+2} 2.66 mM, Fe^{+3} 1.33 mM의 약품을 주입 하면 비소로 치환된 Fe(III)-ettringite의 침전물이 형성할 것으로 예상된다. 본 연구에서는 Ca와 Fe의 몰 비율을 변화하여 Fe(III)-ettringite 화합물을 이용한 고농도 비소 폐수 처리를 위해 최적 주입비 산출 실험을 수행하였다. 따라서 1L의 glass bottle에 비소 몰당량 대비 1:1, 1:2, 1:3, 1:4, 1:5에 해당하는 양으로 약품을 주입하였다. Jar tester를 이용하여 100 rpm을 유지, 5분간 급속 교반 후 40 rpm에서 60분간 완속 교반하여 비소로 치환된 Fe(III)-ettringite의 합성을 유도하였다. 20분간 정치 후 상등 액을 0.45 μm syringe filter를 이용하여 여과한 후 비소 농도를 측정하였다.

2.2.2. pH에 따른 Fe(III)-ettringite 화합물의 비소 제거 시멘트 수화물인 ettringite는 결정 생성 시 pH의 영향이 많이 받는 것으로 알려져 있으며 (Lee et al, 2002), pH 영역 별 비소의 거동 형태 또한 다르기 때문에 Fe(III)-ettringite의 합성 및 비소 제거에 미치는 pH의 영향을 파악하였다. 인공폐수 100 mg/L에 이전 실험에서 최적 주입비로 산출된 CaO 8 mM, FeCl_3 4 mM을 주입하였다. 1 M의 HCl 용액과 5 M의 KOH를 이용하여 pH 3, 5, 7, 9, 11, 12, 13으로 조정하였다. 100 rpm을 유지하여 5분간 급속 교반 후 60분간 30 rpm으로 완속 교반 하여 침전 실험을 수행하였다. 또한 생성된 침전물의 침전 시간에 따른 비소의 농도 변화를 측정하였다. pH 11, 12, 13으로 조절하여 혼합 후 정치시킨 24시간동안 상등 액을 채취하여 0.45 μm syringe filter를 이용하여 여과한 후 비소 농도를 측정하였다.

2.2.3 합성된 Fe(III)-ettringite의 표면분석

합성된 수화물의 표면 형태를 관찰하기 위해 SEM을 이용하여 표면분석을 하였다. 본 연구를 통해 합성된 수화물의 경우 pH에 따라 비소제거 효율이 변화하기 때문에 pH 7, 12, 13의 조건에서 합성되어진 물질의 표면을 관찰하였다. 형성된 침전물은 진공 데시게이터에서 3일간 건조하여 FE-SEM (SUPRA 55VP, Carl Zeiss)을 이용하여 분석하였다.

2.3. 분석방법

2.3.1. As(V) Concentration

수중 비소 농도의 분석은 원자흡수분광법-수소화물 방법으로 하였으며, atomic adsorption spectrophotometer (Analytik Jena AAS Vario 6)에 hydride (Analytik

Jena, HS-55)를 연결하여 파장 193.7 nm에서 측정하였다. 모든 분석 시약은 예비환원과정을 거친 후 3% HCl로 희석하여 사용하였다.

2.3.2. As(V)에서 As(III)로의 환원

원자흡수분광법-수소화물 방법은 삼수산화 비소의 열분해에 의하여 생성되는 비소를 원자 흡광 분광법으로 측정하는데 기초를 두고 있다. 따라서 As(III)만이 정량적으로 수소화물로 전환되기 때문에 As(V) 형태의 비소를 예비환원 과정을 통해 As(III) 형태로 전환할 필요가 있다. KI 3 g과 L(+)-아스코르브산($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$) 5g을 물 100 mL에 녹여 예비환원 용액을 제조하였다. 시료 25 mL를 50 mL 용량플라스크에 넣고, 염산 10 mL와 앞서 제조한 예비환원용액 (요오드화칼륨-아스코르브산 용액) 2 mL를 첨가하였다. 볼륨플라스크의 뚜껑을 닫고 50 °C의 수용액에서 15분간 서서히 가열한 후 용액을 냉각시켜 100 mL 볼륨플라스크에 옮겨 물로 희석하여 눈금까지 채웠다. 시료는 1시간동안 정치하여 안정화한 후 농도분석 하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. Fe(III)-ettringite를 이용한 비소 공침

3.1.1. Fe(III)-ettringite 화합물을 이용한 비소 제거

비소로 치환된 Fe(III)-ettringite를 합성하기 위해 100 mg/L의 비소 함량 대비 Ca와 Fe의 몰 비율을 변화하여 최적 합성 비율 산출 실험을 수행하였다. Fig. 2에 고농도의 비소 폐수 제거를 위한 Ca와 Fe의 최적 합성 몰 비율을 나타내었다. 100 mg/L로 맞추어진 비소 폐수의 몰농도 대비 3당량의 Ca^{+2} 와 Fe^{+3} 의 약품이 주입되었을 때 비소의 제거율은 초기 주입 농도 대비 94.3% 제거됨을 알 수 있었다. 이때 주입되는 CaO와 FeCl_3 의 양은 각 8 mM, 4 mM로 매우 적은 양이 소모되었다. 폐광산 주변 오염토양 세척 유출수의 비소 처리를 위해 FeCl_3 를 비소와 철의 질량비로 1:11 (w/w)을 주입하였을 때 초기 오염농도 대비 99%의 처리 효율을 얻을 수 있음을 밝힌 바 있다(황정성 등, 2004). 하지만 과량의 FeCl_3 이 소모되며 이에 따라 침전물의 생성 또한 과량으로 발생하는 문제점이 있다. 본 결과를 바탕으로 Fe(III)-ettringite 화합물을 이용한 비소 제거 시 선행연구 대비 약품 주입량을 줄일 수 있을 뿐만 아니라 2차 오염물질의 생성량도 저감시킬 수 있어 보다 경제적이고, 친환경적인 공정이라 사료된다. 고농도 비소 제거에 FeCl_3 를 이용한 공침제거는 이미 많은 연구를 통해 효과적인 처리기법으로 발표되었다. 따라서 본 연구에서 수행된 Fe(III)-ettringite 시스템의 비소 제거 효과를 확인하기

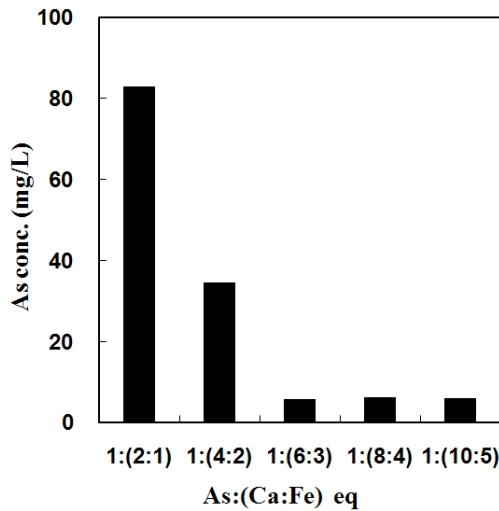


Fig. 2 Concentrations of arsenate as a function of As/(Ca:Fe) ratio

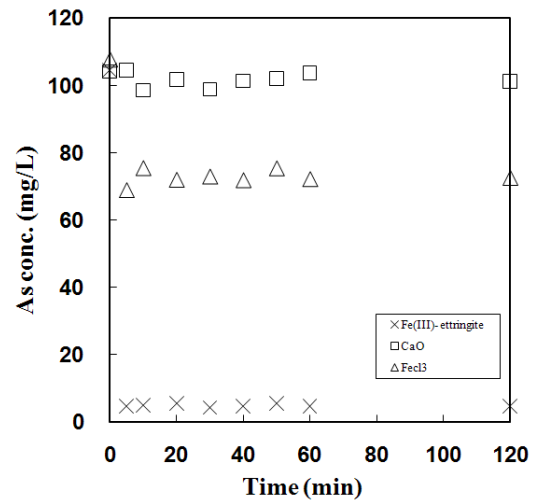


Fig. 3 Effect of arsenate removal by Fe(III)-ettringite system

위하여 비교 실험으로 위 실험에서 도출된 합성 비율과 동량의 4 mM FeCl₃, 8 mM CaO를 각각 주입하여 비소 농도를 확인하였다. Fig. 3에 각각 FeCl₃, CaO 만을 주입한 반응기의 비소 농도와 Fe(III)-ettringite 시스템의 비소 농도 변화를 나타내었다. 반응 후 비소의 농도를 측정된 결과 4 mM의 FeCl₃만을 주입하였을 때 초기 비소 농도 100 mg/L 에서 약 20% 정도의 비소가 제거되어 수중 80 mg/L의 양이 잔류하고 있었으나, Fe(III)-ettringite의 경우 95%의 제거 효과를 나타내었다. 반면 8 mM의 CaO만을 주입한 반응기 에서는 비소제거 효과는 일어나지 않았다. 이러한 결과를 통해 FeCl₃와 CaO의 각각의 이온만으로는 비소를 침전 제거하는 것이 효과적이지 않으며, FeCl₃ 에 CaO를 함께 주입하였을 비소 제거 효율이 향상됨을 알 수 있다. 이는 폐수 중 비소와 주입된 FeCl₃, CaO가 결합하여 Fe(III)-ettringite가 형성되어 함께 공침 제거 되는 것으로 예상된다.

3.1.2. pH에 따른 Fe(III)-ettringite 화합물의 비소 제거 비소의 pH 영향에 따른 제거 능력 평가를 위해 pH를 달리하여 실험을 수행하였다. 1L의 반응조에 100 mg/L의 비소 모의 폐수를 주입하고 CaO와 FeCl₃를 각각 8 mM, 4 mM을 주입하였다. 1 M HCl과 5 M의 KOH를 이용하여 pH를 조절하였다. 침전 후 상등 액의 농도를 분석한 결과를 Fig. 4 에 나타내었다. pH 4 이하에서 초기 주입 비소 농도의 약 80 %, pH 4~9의 영역에서는 약 70 % 정도의 제거

가 일어났고, pH 11.5~12 영역에서는 약 98 %가 제거되었다. 그리고 pH 13의 경우 비소의 농도가 오히려 증가하는 것으로 나타나 비소 침전 제거 효율은 pH와 비례하지 않는 것으로 확인되었다. 철염 등의 침전제를 사용하여 수중 비소를 제거할 경우 낮은 pH에서 가장 효과적인 것으로 알려져 있다(T. S. Y et al, 2007; Xiaoguang, M. et al, 2000). 그 이유로 비소는 낮은 pH에서 H₂AsO₄⁻의 음이온 형태로 존재하고 철염 등의 흡착제는 강한 양전하를 띠고 있기 때문에 입자표면에 흡착하여 공침 제거되었기 때문이다. 본 실험 결과 중 pH 4 이하에서 비소 제거가 다른 영역(pH 4~10)에서 비해 제거 효율이 높은 이유도 이러한 요인이라 판단된다. 본 연구에서 pH 조절제를 주입하지 않고 측정된 pH는 11.8이고, 이와 비슷한 영역인 pH 11.5~12에서 가장 효율이 높음을 확인하였다. Fig. 5 에 나타낸 것과 같이 ettringite는 pH 11.5~12.5의 영역에서 결정이 생성되는 특성을 가지고 있다. ettringite가 생성할 수 있는 조건인 pH 11.5~12.5에서 비소의 제거 효과가 높은 것으로 보아 생성된 침전 물질이 Fe⁺³, Ca⁺²로 main layer를 이루고 inter layer 사이에 AsO₄⁻를 끼어 층상구조물질을 비소로 치환된 Fe(III)-ettringite를 형성한 것을 시사한다. 즉 pH 10 이하에서는 ettringite의 결정 생성이 방해 받아 수중 비소의 잔류 농도가 높은 것으로 판단되며 이는 ettringite의 결정은 높은 pH(>10)에서 안정하며, 낮은 pH(<10)에서는 매우 불안정하다는 연구결과와도 일치한다(이의학 외, 2002). pH 13에서 농도가 증가한 것은

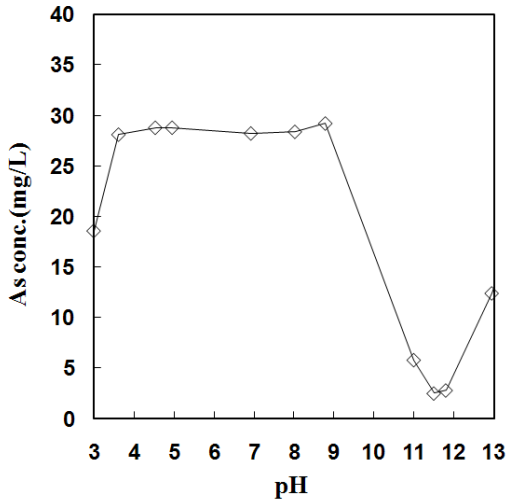


Fig. 4 Removal of arsenate in various pH condition

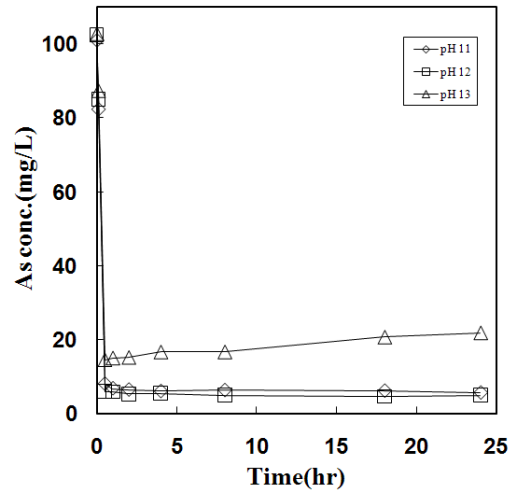


Fig. 6 The concentration of arsenate in water with time variation after co-precipitation

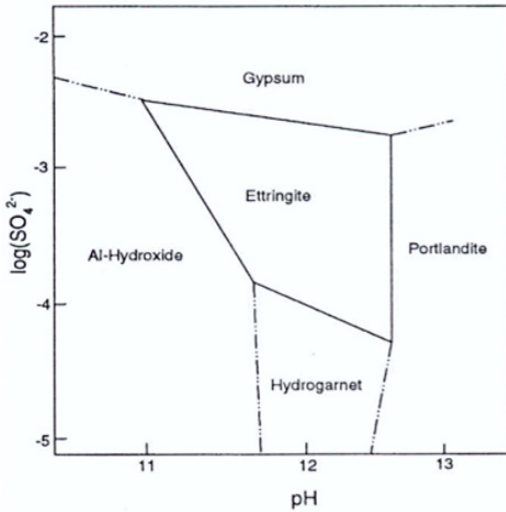


Fig. 5 ettringite stability in alkaline environments (Hampson and Bailey, 1982)

portlandite의 형성으로 비소 제거에 효과적이지 못함을 나타낸다. Fig. 6에 생성된 침전물의 침전 시간에 따른 비소의 농도 변화를 측정결과를 나타내었다. ettringite가 형성되는 조건인 pH 11~12에서는 24시간동안 농도변화가 일어나지 않는 것으로 나타났다. pH 13에서는 시간이 변할수록 수중 비소의 농도가 증가하는 것을 알 수 있었다. 이는 수중 침전물의 Fe(III)-ettringite 합성으로 inter layer에

AsO₄⁻가 고정되고, pH 13에서는 생성되었던 ettringite가 portlandite로 전환되어 AsO₄⁻의 고정능력이 감소되는 것을 뒷받침 해주는 결과라 판단된다.

3.1.3. 합성된 Fe(III)-ettringite의 표면분석

반응 후 생성된 침전물의 표면 형태를 관찰하기 위해 FE-SEM(SUPRA 55VP, Carl Zeiss)을 이용하여 표면분석을 한 결과를 Fig. 7에 나타내었다. Fe(III)-ettringite를 이용하여 수중 비소를 제거함에 있어 pH가 중요한 변수이기 때문에 pH 7, 12, 13의 조건에서 표면분석을 하였다. 표면 분석 결과 pH 12 (B)에서 길이가 약 10 μm 정도의 가늘고 긴 침상형의 ettringite 결정을 볼 수 있었고, pH 7 (A)에서는 부분적으로 침상형의 형태를 보이고 있다. pH 13 (C)에서는 침상형의 구조는 발견되지 않고 C-S-H 결정과 같은 수화물이 관찰되었다. 본 연구에서 형성된 침전물의 표면은 순수한 ettringite의 막대 침상과 비교하여 균질한 형태를 보이지 않는다(F. G. Neunhoeffer et al, 2004). 순수한 ettringite를 합성하기 위해서는 무 산소 조건을 유지하여 합성 후 온도를 가하는 과정을 거쳐 제조하지만, 본 연구에서 생성된 침전물은 비소로 오염된 폐수에서 ettringite를 형성할 수 있는 이온 주입 후 혼합과정만으로도 그 특성이 ettringite와 유사함을 알 수 있다.

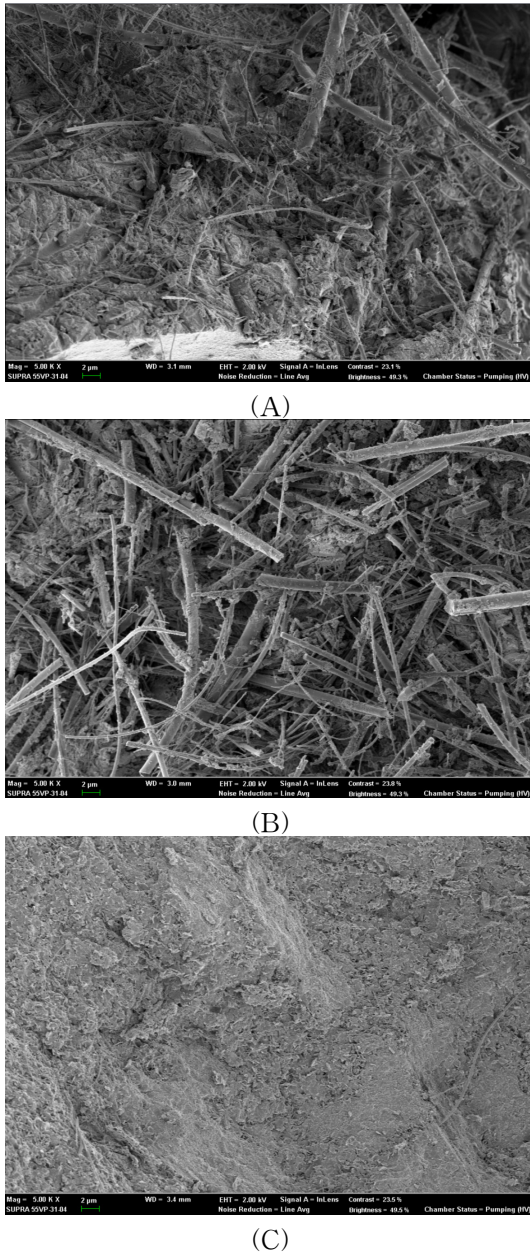


Fig. 7 SEM images of Fe(III)-ettringite synthesized by (A) pH 7, (B) pH 12, (C) pH 13

4. 결론

고농도 폐수 처리를 위해 폐수 내 침전물의 형태를 Fe(III)-ettringite로 형성하도록 유도하여 공침 처리하였다. 비소 모의 폐수 100 mg/L 농도 대비 3당량의 Ca^{+2} 와 Fe^{+3} 각 8 mM, 4 mM를 주입 시 초기농도의 94.3 % 가

제거됨을 확인 하였다. 도출된 Fe(III)-ettringite 합성 주입비와 같은 양으로 $FeCl_3$ 와 CaO를 각각 주입하여 비교 실험을 한 결과 CaO 만 주입한 경우는 비소제거에 전혀 효과를 보이지 않았으며, $FeCl_3$ 를 주입한 경우 약 20 %의 비소가 제거되어 Fe(III)-ettringite가 비소 공침 제거에 매우 효과적임을 확인하였다. 본 연구에서 도출된 약품 주입량은 비소 100 mg/L 농도 대비 Ca^{+2} 8 mM, Fe^{+3} 4 mM로 반응 후 최종 pH는 11.8로 나타났다. 본 시스템에서 최적 pH는 11.5~12로 나타났으며, 이는 ettringite의 존재 영역과 일치한다. 따라서 반응 후 생성물질이 Fe^{+3} , Ca^{+2} 로 main layer를 이루고 inter layer 사이에 AsO_4^- 를 끼어 층상구조물질을 비소로 치환된 Fe(III)-ettringite의 형태를 띠는 것으로 사료된다. pH 별 침전물의 비소 고정 농도를 살펴본 결과 pH 11과 12에서는 AsO_4^- 가 고정되어 농도 변화가 없었지만 pH 13에서는 생성되었던 ettringite가 portlandite로 전환되어 AsO_4^- 의 고정능력이 감소되어 점차 비소 농도가 증가하는 것으로 나타났다. 생성 침전물의 표면분석 결과 ettringite의 침상 구조를 확인할 수 있었다. 기존의 비소 폐수 처리로 가장 널리 사용된 철염을 이용한 침전 처리 연구(비소와 철의 질량비 1:11) 대비 매우 적은 양의 약품 주입으로 동일한 효과를 얻게 됨을 확인하였고, 침전물의 생성량도 저감시킬 수 있다. 또한 낮은 pH에서 제거가 용이했던 비소 폐수 처리를 ettringite의 특정 성질을 이용하여 염기성 영역에서 비소 제거가 가능해 중금속과 혼재된 폐수에서 비소와 중금속의 동시 공침 제거가 가능할 것으로 판단된다.

감사의 글

이 논문은 환경부 GAIA project(G109-17003-0014-1)의 지원을 받아 시행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

- 나현엽 · 송태웅 (2009) 에트린자이트 미세다공체의 중금속 이온 고정화 특성. *Journal of the Korean Ceramic Society*, 46(6), pp. 668~672.
- 양재규 · 장윤영 (2006) 비소용출에 대한 토양의 물리화학적 특성 영향. *대한환경공학회지*, 28(7), pp. 731~737.
- 이의학 · 정찬일 · 송명신 · 이경희 (2002) ettringite의 생성에 미치는 pH의 영향. *Journal of the Korean Ceramic Society*, 39(7), pp. 699~703.
- 정영일 · 이우춘 · 조현구 · 윤성택 · 김순오 (2008) 비소의 Two

- Line ferrihydrite에 대한 흡착반응. *한국광물학회지*, 21(3), pp. 227~237.
- 최영무 · 최원호 · 김정환 · 박주양 (2009) 층상이중 수산화물을 이용한 5가 비소 흡착 특성. *대한토목공학회지*, 29(1B), pp. 91~96.
- 황정성 · 최상일 · 장민 (2004) 폐광산 주변 오염토양 세척유출수의 비소 처리. *한국물환경학회대한상하수도학회 학술발표회 논문집*, pp. 855~858.
- Cheng R. C. · Liang S (1994) Enhanced coagulation for arsenic removal. *J. Am. Water Works Assoc*, 86(9), pp. 79~90.
- Dinesh Mohan · Charles U · Pittman. Jr (2007) Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents-A critical review. *journal of hazardous materials*, 142, pp. 1~53.
- F. Goetz-Neunhoeffler · J. Neubauer · P. Schwesig (2005) Mineralogical characteristics of ettringite synthesized from solutions and suspensions. *Cement and Concrete research*.
- G ril M schner · Barbara Lothenbach · Frank Winnerfeld · Andrea Ulrich (2009) Solid solution between Al-ettringite and Fe-ettringite. *Cem. Concr. Res.*
- Gulledge J. H. · O'Conner J.T. (1973) Removal of arsenic(V) from water by adsorption on aluminium and ferric hydroxides. *J. Am. Water Works Assoc.*, 65(8), pp. 548~552.
- Hampson, F. J. · Bailey. J. E. (1982) On the structure of some precipitated calcium alumino-sulfate hydrates. *J. Mater.Sci*, 17, pp. 3341~3346.
- Thomas S. Y.Choong · T. G. Chuah · Y. Robiah, F. L. · Gregory Koay · I. Azni. (2007) Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview. *Desalination*, 217, pp. 139~166.
- Mandal. B. K. · Suzuki. K. T. (2002) Arsenic round the world: a review", *Talanta*, 58, pp. 201~235.
- Masscheleyn. P.H. · Delaune. R. D. · Patrick. W.H. (1991) Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in an contaminated soil. *Environ. Sci. Technol.*, 25, pp. 1414~1419.
- Mukherjee AB · Bhattacharya P. (2001) Arsenic in groundwater in the Bengal delta plain : slow poisoning in Bangladesh. *Environ Rev*, 9, pp. 189~220.
- Vance, D.B. (1995) Arsenic: Chemical Behavior and Treatment", *National Environmental Journal*, 5(3), pp. 60~64.
- Xiaoguang Meng. · Sunbaek Bang · George P. K. (2000) Effects of silicate, sulfate and carbinat on arsenic removal by ferric chloride. *Wat. Res.* 34(4), pp. 1255~1261.