

## 수용액 중 영가 철의 비소흡착 및 반응기작 구명

유경열 · 옥용식 · 양재의\*

강원대학교 자원생물환경학부

### Mechanism and Adsorption Capacity of Arsenic in Water by Zero-Valent Iron

Kyung-Yoal Yoo, Yong-Sik Ok and Jae E. Yang\*

Division of Biological Environment, Kangwon National University Chuncheon 200-701, Korea

Objective of this research was to evaluate optimal conditions of arsenic adsorption in water by zero-valent iron (ZVI). Batch experiment showed that adsorption of arsenic by ZVI followed a Langmuir isotherm model. The masses of As(V) adsorbed onto ZVI were increased as decreasing pH of the reacting solution (pH 3: 2.05, pH 5: 1.82, pH 7: 1.24, pH 9: 1.03 mg As/g Fe<sup>0</sup>) and as increasing the temperature (15°C : 1.59, 25°C : 1.81, 35 : 1.93°C mg As/g Fe<sup>0</sup>). The SEM and EDS (energy dispersive X-ray spectrometer) analysis of morphology and structure of ZVI before and after reacting with arsenic in water revealed that a relatively smooth and large surface of ZVI was transformed into a coarse and small surface particle after the reaction. The EDS spectra on the chemical composition of ZVI demonstrated that arsenic was incorporated into ZVI by adsorption mechanism. The XRD analysis also identified that the only peak for Fe<sup>0</sup> in the ZVI before the reaction and confirmed that Fe<sup>0</sup> was transformed into Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> and FeOOH, and As into FeAsO<sub>4</sub> · 2H<sub>2</sub>O.

**Key words :** Zero-valent iron, Arsenic, Immobilization, Adsorption, SEM-EDS, XRD FeAsO<sub>4</sub> · 2H<sub>2</sub>O

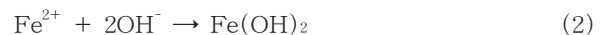
## 서 언

비소는 인간의 인위적인 활동 또는 자연적으로 발생 되는데 인위적으로 산출되는 경우는 폐광산 인근의 광미 비산 및 유출수, 비소계열 살충제와 제초제의 사용, 산업폐수의 유출 및 화학폐기물의 처리 등을 통해 발생된다. 최근 우리나라에서는 폐금속광산 일대에서 비소 및 중금속에 의한 주변 수계 및 토양오염이 심각한 것으로 나타나 이에 대한 오염특성, 경로 추적 및 복원기술에 대한 연구가 활발히 진행되어 왔다.

특히 비소는 맹독성의 발암성 물질로 비소를 함유한 식수를 장기간 이용한 경우 피부 및 기타 조직에서 암 발생률이 높은 것으로 보고되었다. 비소는 또한 피부각질화, 색소침전, 흑발병 (blackfoot disease) 등 각종 피부질환, 심장질환 및 호흡기질환을 유발하는 것으로도 알려져 있다. 최근 들어 방글라데시를 비롯한 아시아의 일부 국가에서 지하수를 비롯한 음용수 중 비소오염이 보고됨에 따라 각 국가별로 이에 대한 대책 마련이 시급한 실정이다 (Alam et al., 2001).

비소로 오염된 지역을 복원하기 위한 처리기술로는 고형화 및 안정화 기술이 널리 적용되고 있으나 이 방법은 고농도의 비소가 함유된 폐기물의 처리에 부합하는 것으로 지하수와 같은 저농도 수준의 비소에 노출된 지역에 대해서는 적합한 처리 기술이 부족한 실정이다 (Yang et al., 2003).

일반적으로 철은 환경 중에서 0, +2 및 +3의 세 가지 산화상태로 주로 존재하며 산소가 존재하지 않는 혐기성 조건에서는 물에 의한 산화가 진행된다. 특히 영가 철(Fe<sup>0</sup>)이 2가 철 (Fe<sup>2+</sup>)로 산화되는 경우에는 전자 (e<sup>-</sup>) 및 수산화 이온 (OH<sup>-</sup>)이 생성되며, 이 때 생성된 Fe<sup>2+</sup>와 OH<sup>-</sup>는 서로 결합을 형성하여 다음의 식 (1), (2)에 제시한 반응과정을 거쳐 최종적으로 ferrous hydroxides를 형성하는 것으로 알려져 있다 (Yang et al., 2005; Yang et al., 2006).

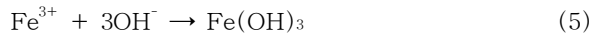
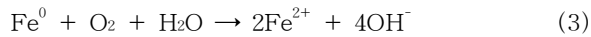


또한 산소 (O<sub>2</sub>)에 의한 산화반응으로 Fe<sup>2+</sup>는 Fe<sup>3+</sup>보다 더 산화되며, Fe<sup>3+</sup>는 OH<sup>-</sup>와 결합하여 식 (3), (4), (5)의 과정을 거쳐 최종적으로 ferric hydroxide를 형성하는 것으로 알려져 있다 (EPA, 1997).

접수 : 2006. 1. 19 수리 : 2006. 4. 19

\*연락처 : Phone: +82332506446,

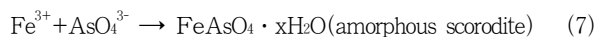
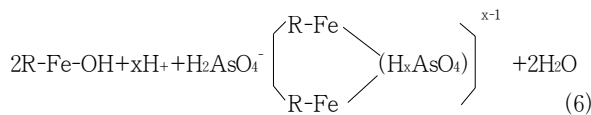
E-mail: yangjay@kangwon.ac.kr



이와 같이 철은 산화과정에서 생성된 e<sup>-</sup>와 OH<sup>-</sup>를 이용하여 Cr(VI)과 같은 고독성의 다원자가 물질을 Cr(III)-Fe(III) 산화물의 형태를 지닌 물질로 불용화시킬 수 있다 (Yang et al., 2005). 또한 유기염소계 화합물에 대해서는 탈염소화 과정을 통해 맹독성 물질을 저독성 혹은 독성이 없는 물질로 변형시키기 때문에 영가 철 (Fe<sup>0</sup>) 영가 금속 중 복원물질로 가장 널리 이용되고 있다 (Hervert, 2003).

환경조건에 따라 비소는 다양한 형태로 존재하며 자연생태계 내에서 무기비소는 대개 arsenite[As(III)] 및 arsenate[As(V)]의 형태로 분포한다. 용존 As(III) 및 As(V)의 분포는 산화환원전위에 의존하며 As(V)는 산화 조건하에서 pH에 따라 H<sub>2</sub>AsO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HAsO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 및 AsO<sub>4</sub><sup>3-</sup>등으로 존재하지만, 환원 조건하에서는 As(V)에 비해 독성이 강한 As(III)가 열역학적으로 안정되어 pH에 따라 H<sub>2</sub>AsO<sub>3</sub><sup>0</sup>, H<sub>2</sub>AsO<sub>3</sub><sup>-</sup> 및 HAsO<sub>3</sub><sup>2-</sup> 등으로 존재한다.

한편 비소의 경우에는 철이 산화되는 과정에서 생성된 ferrous hydroxides, ferric hydroxide 및 Fe<sup>3+</sup> 등이 다음의 식 (6), (7)과 같은 반응과정을 거치며 비소를 흡착·불용화하는 것으로 알려져 있다 (Sparks, 1995; Rau et al., 2003).



그러나 이러한 흡착과정은 오염물질의 이화학적 특성과 흡착제의 표면성질 등에 따라 매우 상이하므로 영가 철을 이용한 비소의 복원기술이 개발되기 위해

서는 비소가 존재하는 다양한 환경조건 하에서 영가 철의 반응성에 대한 연구가 지속적으로 수행되어야 할 것으로 판단된다 (Ok et al., 2003a; Ok et al., 2003b).

따라서 본 연구에서는 수용액 상에서 영가 철에 의한 비소의 흡착에 영향을 미치는 주요 환경인자 파악 및 다양한 기기분석 과정을 통해 그 반응기작을 규명함으로써 향후 비소로 오염된 물에 대한 영가 철 복원기술의 적용을 위한 기초 자료를 확보하고자 수행하였다.

### 재료 및 방법

**공시재료** 비소로 오염된 공시 수용액은 NaAsO<sub>3</sub> (Sigma, U.S.A)를 사용하여 초순수 증류수로 희석 조제하여 이용하였다. 영가 철은 상용 Peerless annealed (PA; Detroit, MI, USA)를 사용하였으며 물리·화학적 특성은 Table 1과 2와 같다. PA의 입경분포는 101.92 μm 이었으며 (Table 1), 영가 철의 산화에 의한 오염물질의 반응은 표면현상이기 때문에 표면적의 측정이 중요하여, 특히 영가 철의 반응성은 영가 철의 입자 크기, 즉 표면적의 크기에 좌우된다. 본 연구에 사용된 영가 철의 비표면적(Specific surface area)은 0.078 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>로 기존의 연구에서 이용되어 온 상업용 영가 철의 비표면적(0.063 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>)보다 0.015 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>이 컸다 (Table 1). 오염물질과 영가 철 사이에 일어나는 상호반응의 기작을 이해하기 위해서 HNO<sub>3</sub> 등의 강산으로 영가 철을 분해하여 분광 광출기 (유도결합플라즈마: Inductively Coupled Plasma Spectrophotometer; ICP)를 이용하여 원소를 분석한 결과 Fe이 96.78%, Cu가 0.35% 이었으며, 그 이외 원소는 미량 존재하였다 (Table 2).

**실험방법** 영가 철에 의한 비소의 불용화 과정에서 pH 및 온도에 따른 영가 철의 흡착량을 평가하기

**Table 1. Physical properties of zerovalent iron used in the experiment.**

ZVI	Bulk density	Particle density	Porosity	Specific surface area	Particle size distributions
	----- g cm <sup>-3</sup> -----		%	m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup>	μm
PA	2.51	8.00	68.6	0.078	101.92

**Table 2. Chemical properties of zerovalent iron used in the experiment.**

Al	Ca	Cu	Cd	Co	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	S	Sr	Zn
----- % (wt/wt) -----															
0.14	0.05	0.35	0.03	<96.78	0.03	0.01	0.01	0.56	0.09	0.11	<0.04	<0.03	<		

위하여 100 mL 삼각플라스크에 농도별로 제조된 비소 50 mL와 2.5 g영가 철을 첨가한 후 5일 동안 150 rpm에서 진탕시켰다. 반응 후의 용액은 0.45 mL syringe filter를 이용하여 여과한 후 남아있는 비소는 Graphite Furnace Atomizer (GFA-6500, Simadzu, Japan)를 사용하여 분석하였다. 흡착량을 산출하기 위해 초기 As의 반응농도를 2, 5, 10, 15, 20, 50, 100, 200, 300 mg L<sup>-1</sup>로 조절하였다. pH가 비소의 흡착량에 미치는 영향을 알아보기 위하여 반응용액(As 용액)의 pH를 0.001M HCl 및 0.001M NaOH 용액을 이용하여 용액의 pH를 3, 5, 7 및 9로 조절하여 반응시킨 후 흡착된 영가 철의 양을 조사하였다. 또한 반응 온도가 비소의 흡착량에 미치는 영향을 알아보기 위하여 15°C, 25°C 및 35°C로 온도를 조절하며 영가 철에 흡착되는 비소의 양을 조사하였다. 영가 철에 의한 비소의 흡착은 다음의 식을 이용하여 계산하였다 (Sparks, 1995).

$$q = V \times (C_i - C_e) / M \quad (8)$$

q: Mass of adsorbed As per unit weight of zero-valent iron (mg g<sup>-1</sup>)

V: Volume of solution (L)

C<sub>i</sub>: Initial concentration of reaction solution (mg L<sup>-1</sup>)

C<sub>e</sub>: Equilibrium concentration of solution (mg L<sup>-1</sup>)

M: Weight of zero-valent iron (g)

비소의 최대 흡착량 (q<sub>max</sub>)은 Langmuir 모델을 이용하여 산출하였으며, 적용된 흡착 등온식은 다음의 식 (9)와 같다 (Holan et al., 1993).

$$q = \frac{kCb}{(1+kC)} \quad (9)$$

q : Mass of adsorbed As per unit weight of zero-valent Iron (mg g<sup>-1</sup>)

C : Equilibrium concentration of solution (mg L<sup>-1</sup>)

b : Maximum amount of As that can be adsorbed (mg g<sup>-1</sup>)

k : Constant related to the binding strength

영가 철에 의한 As 불용화 반응기작을 확인하기 위하여 영가 철 10g 및 1000 mg L<sup>-1</sup>의 비소오염 용액을 5일 동안 반응 시킨 후 시료를 건조하여 기기분석에 사용하였다. 반응 전·후 영가 철 표면의 특성 변화를 알아보기 위하여 SEM (JSM-5410, JEOL Limited, USA)을 이용하여 형태 특성을 분석하였으며 SEM 결과를 바탕으로 EDS (ISIS, Oxford Limited, USA)를 사용하여 영가 철의 반응 전후 화학조성 변화를 평가하였다. 또한 영가 철의 결정구조 변화는 XRD를 이용하여 측정하였다.

## 결과 및 고찰

**반응 pH의 영향** 환경 중에서 비소는 다른 중금속과 달리 pH 변화에 관계없이 As(III)는 As(III)의 형태로 그리고 As(V)는 As(V)의 형태로 존재한다. 단지 동일 pH 조건에서 산화환원 조건에 의해 As(III) 및 As(V) 간에 상호 전환될 수 있다. Fig. 1은 pH에 따른 영가 철의 As(V)에 대한 흡착량을 나타낸 것으로 각 pH 조건에서 농도별 영가 철의 흡착량을 나타내고 있다. 영가 철의 흡착량은 pH 3 > pH 5 > pH 7 > pH 9의 순으로 증가하는 것으로 나타났다 (Fig. 1). 이 결과를 등온흡착 모델에 적용한 결과 Langmuir 흡착식을 따랐으며, 이를 토대로 영가 철의 최대 흡착량을 산출하였다. As(V)의 최대 흡착량 및 흡착에너지를 구하기 위하여 Langmuir 모델에 최적화된 결과로 기울기는 최대 흡착량의 역수를 의미하여 이는 기울기 값이 클수록 최대 흡착량이 작음을 의미한다. 영가 철에 의한 비소 흡착은 pH가 낮을수록 증가하였으며, 기울기 값을 이용하여 계산한 최대 흡착량은 pH 3, 5, 7, 9에서 각각 2.05, 1.82, 1.24, 1.03 As mg/g Fe<sup>0</sup>로 나타났다 (Table 3). Kim et al. (2003)은 토양 조건에서도 비소흡착은 pH가 감소함에 따라 증가함을 보였으며, Kim (2001)은 수용액 조건에서 영가 철의 Cr(VI) capacity에서 pH 3(0.042 Cr(VI) mmol/g

**Table 3. Langmuir equation for As(V) adsorption onto zerovalent iron with pH.**

pHs	Regression equation	q <sub>max</sub>	r <sup>2</sup>
pH 3	Y = 0.00049X + 0.00182	2.05	0.9974***
pH 5	Y = 0.00055X + 0.00265	1.82	0.9954***
pH 7	Y = 0.00081X + 0.00205	1.24	0.9959***
pH 9	Y = 0.00097X + 0.00207	1.03	0.9989***

Y : C/q

X : C<sub>e</sub>; equilibrium As concentration (mg L<sup>-1</sup>)

q : mass of adsorbed As per unit weight of ZVI (mg kg<sup>-1</sup>)

q<sub>max</sub> : maximum amount of As that can be adsorbed (mg kg<sup>-1</sup>)

\*\*\* : significant at P<0.001

Fe<sup>0</sup>) > pH 5 (0.036 Cr(VI) mmol/g Fe<sup>0</sup>) > pH 7 (0.025 Cr(VI) mmol/g Fe<sup>0</sup>) 순으로 증가하는 것으로 나타났다. 이렇게 영가 철이 산성조건에서 흡착량 및 환원 용량(capacity)이 높은 것은 영가 철을 비롯한 대부분의 중금속들은 pH가 낮을수록 용해도가 증가하기 때문이다 (Sparks 1995). 따라서 pH가 낮을수록 영가 철의 경우 산화반응이 증가되어 전자 (e<sup>-</sup>)와 수산화 이온 (OH<sup>-</sup>)이 많이 발생된다. 그 결과로 Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup> 및 철산화물의 생성이 증가되어 음이온을 띠고 있는 비소(H<sub>2</sub>AsO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HAsO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, AsO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)와 흡착되는 용량이 큰 것으로 판단되었다 (Pratt et al., 1997).

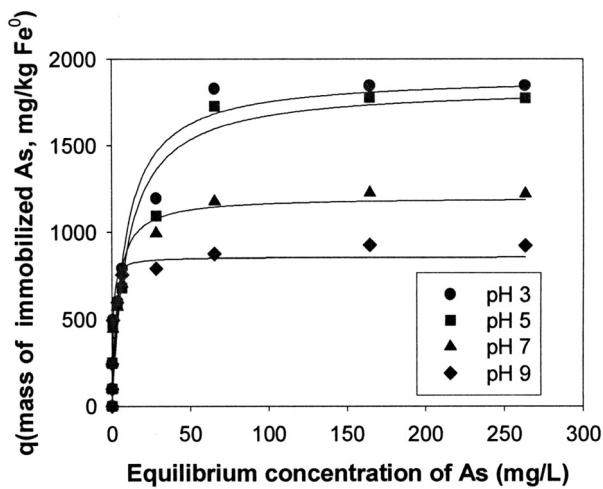


Fig. 1. Effect of As(V) concentration and pH on mass of As(V) immobilization by zerovalent iron.

**반응온도의 영향** 본 연구에서는 동일한 조건에 대하여 반응온도가 영가 철에 의한 As 흡착량에 미치는 영향을 알아보기 위하여 반응온도를 15°C, 25°C, 35°C로 조절하여 As의 농도 변화를 조사하였다. Fig. 2는 온도에 따른 영가 철의 As에 대한 흡착량을 나타낸 것으로 영가 철의 흡착량은 35°C > 25°C > 15°C의 순으로 평가되어 온도가 높을수록 흡착량이 큰 것을 알 수 있다 (Fig. 2). 이 결과를 등온흡착 모델에

적용한 결과 pH와 마찬가지로 Langmuir 흡착식을 따랐으며, 이를 토대로 반응 온도별 최대 흡착량을 산출하였다. 최대흡착량은 15°C, 25°C, 35°C에서 각각 1.59, 1.81, 1.93 As mg/g Fe<sup>0</sup>로 온도가 높을수록 최대흡착량은 증가하는 것으로 나타났다 (Table 4). 이러한 결과는 영가 철을 이용한 다른 유기화합물 (TCE)의 분해 결과 및 다른 중금속에서 나타난 결과와 동일한 경향으로 (Jonsson et al., 1996; Kim, 2001) 이는 충돌 분자들이 활성화 에너지(activation energy)를 넘을 만큼 충분한 운동 에너지를 가지고 충돌하지 않으면 반응이 일어나지 않기 때문에 일정한 에너지 즉, 온도가 높을수록 반응이 잘 일어났던 것으로 판단된다. 또한 50 kJ mol<sup>-1</sup>의 활성화 에너지를 갖는 반응의 경우, 25°C에서 37°C로 온도 변화가 있으며 반응속도상수 (k)는  $\ln k'(37^\circ\text{C})/k(25^\circ\text{C})$ 는 0.78로  $k'(37^\circ\text{C}) = e^{0.78} \times k(25^\circ\text{C}) = 2.18k(25^\circ\text{C})$  이기 때문에 일반적으로 온도가 약 10°C 상승하면 반응 속도는 약 2배 정도 빨라지는 것으로 알려져 있다. 이와 같은 결과는 영가 철의 현장 적용 시 As(V) 농도와 실제 온도에 따라 적합한 농도의 영가 철을 처리 하는데 기초 자료로 활용될 수 있다.

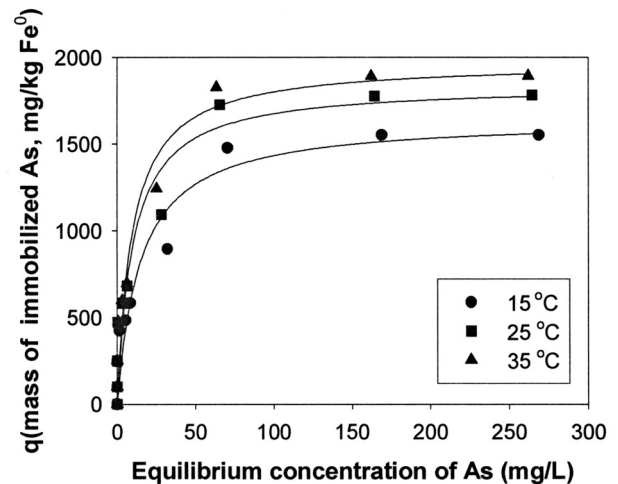


Fig. 2. Effect of As(V) concentration and temperature on mass of As(V) immobilization by zerovalent iron.

Table 4. Langmuir equations for As(V) adsorption onto zero-valent iron with temperature.

Temperatures	Regression equation	Q <sub>max</sub>	r <sup>2</sup>
15°C	Y = 0.00063X + 0.00464	1.62	0.9926***
25°C	Y = 0.00055X + 0.00269	1.83	0.9958***
35°C	Y = 0.00052X + 0.00223	1.94	0.9972**

Y : C<sub>e</sub> q<sup>-1</sup>  
 X : C<sub>e</sub>; equilibrium As concentration (mg L<sup>-1</sup>)  
 q : mass of adsorbed As per unit weight of ZVI (mg g<sup>-1</sup>)  
 q<sub>max</sub> : maximum amount of As that can be adsorbed (mg g<sup>-1</sup>)  
 \*\*\* : significant at P<0.001

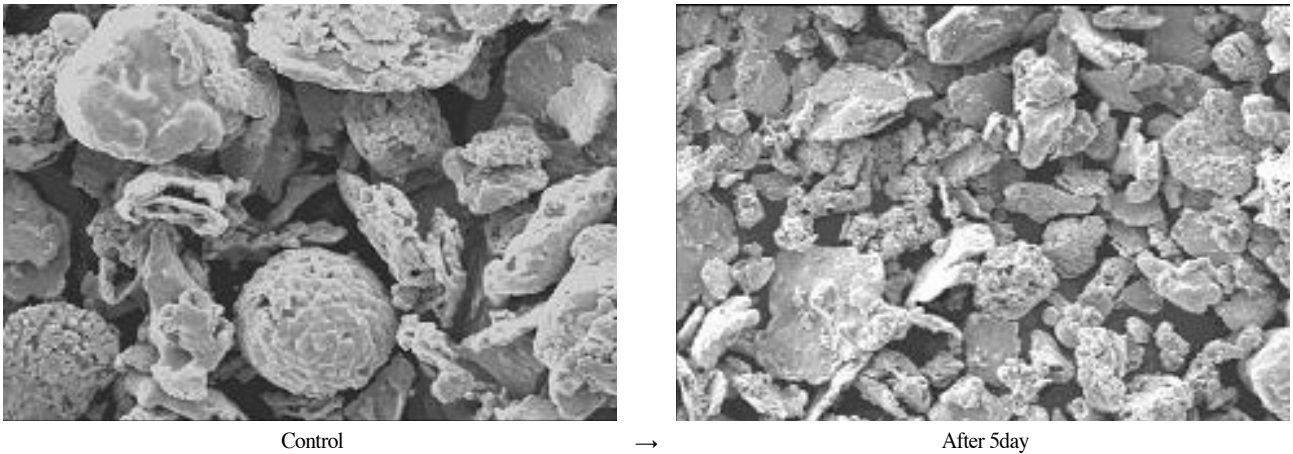


Figure 3. Scanning electron micrograph of zerovalent iron before and after reacting with As(V) in aqueous solution (20 keV × 350).

**반응기작 구명** 영가 철에 의한 As 불용화 반응의 기작을 확인하기 위하여 SEM을 사용하여 반응 전·후 영가 철의 형태적 특성변화를 비교하였다. 반응 전·후의 영가 철을 20 keV (가속전압)의 에너지를 갖는 전자빔을 에너지원으로 350배 확대 촬영하였다 (Fig. 3). Fig. 3에서 보는 바와 같이 영가 철의 반응 전 표면은 부드럽고 큰 결정이었으나 As(V)와 5일 동안 반응한 후에는 보다 거칠고 작은 결정형태를 나타내었다. 이는 영가 철의 산화로 인해 입자가 부서져 나타나는 것으로 표면의 변화가 심할수록 영가 철의 산화반응이 증가한 것으로 판단할 수 있다 (Blowes et al., 1997; Yan, 2000). Fig. 4는 영가 철과 5일 동안 반응시킨 후 침전물을 분리하여 EDS를 분석한 결과로 반응 후 영가 철의 화학조성은 Fe 및 As이었고, 이를 통해 영가 철에 의한 As의 불용화 반응은 영가 철에 흡착된 것으로 판단할 수 있었다. 반응 전·후 영가 철의 XRD 분석결과 반응 전 영가 철에서는 Fe<sup>0</sup>의 피크만이 나타났으나 (Fig. 4) As와 5일 동안 반

응한 영가 철에서는 Fe<sup>0</sup>이 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, FeOOH로 As는 FeAsO<sub>4</sub> · 2H<sub>2</sub>O 등으로 불용화 됨을 확인 할 수 있었다 (Fig. 5). 이상의 결과를 통하여 영가 철의 산화반

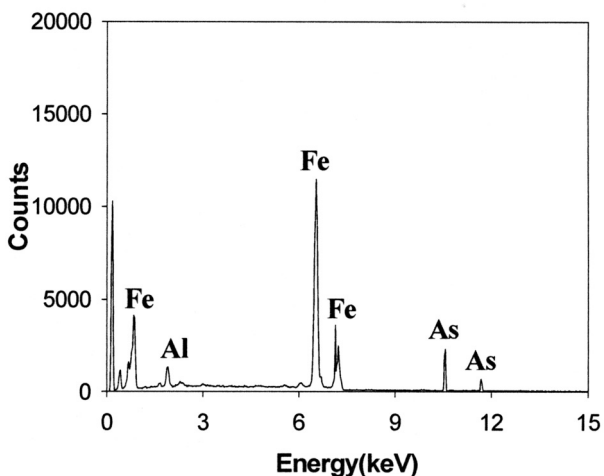


Fig. 4. Scanning electron micrograph with EDS spectrum of zerovalent iron after reacting with As(V) in aqueous solution.

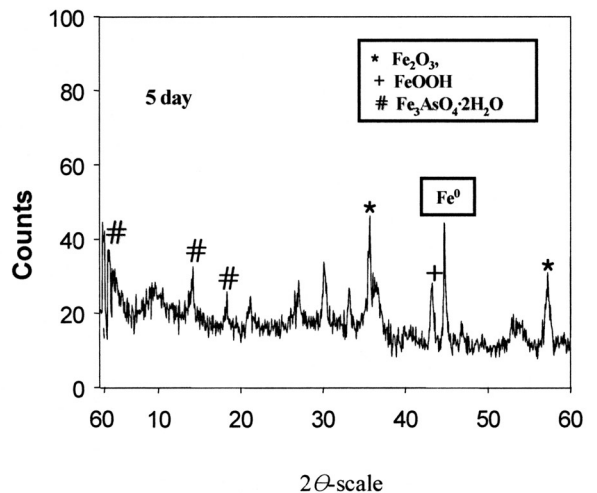
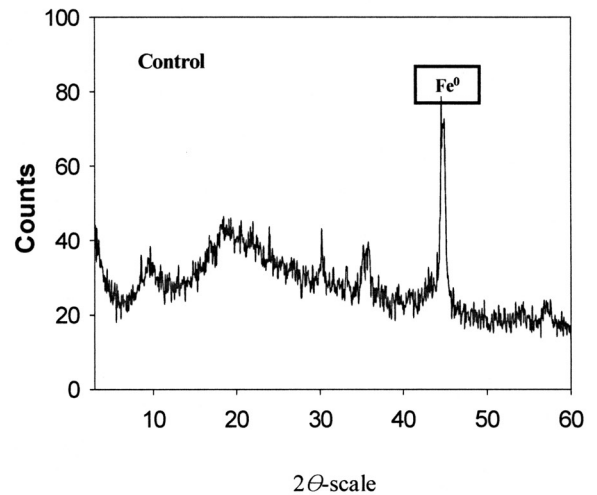


Fig. 5. Powder X-ray diffraction pattern of zerovalent iron before and after the reaction with As(V) in aqueous solution.

응을 통해 생성된  $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$  및 철산화물이 As(V)와 흡착되어 불용화 되는 것으로 판단되었다.

## 적 요

본 연구는 비소로 오염된 물을 영가 철을 이용하여 복원하는 과정에서 영가 철의 비소 제거에 영향을 미치는 환경인자 간의 특성을 파악하고 기기분석을 통해 영가 철에 의한 비소의 흡착 반응기작을 구명하고자 수행되었다. 영가 철에 의한 As(V)의 흡착은 Langmuir 등온흡착 모델에 부합하였으며 As(V)의 흡착량은 반응 수용액의 pH가 낮을수록(pH 3: 2.05, pH 5: 1.82, pH 7: 1.24, pH 9: 1.03 mg As/g  $Fe^0$ ), 그리고 온도가 증가할수록(15°C : 1.59, 25°C : 1.81, 35°C : 1.93 mg As/g  $Fe^0$ ) 증가하였다. 반응기작을 규명하기 위하여 SEM-EDS 분석을 수행한 결과, 반응 전의 영가철 표면은 부드럽고 큰 결정 형태를 나타내었으나 반응 후에는 매우 거칠고 작은 입자 형태를 나타내었다. 반응 후 영가 철의 조성물 분석결과, 영가 철 표면에 비소가 흡착됨을 알 수 있었다. 반응 전·후 영가 철의 결정구조 XRD를 이용하여 조사한 결과,  $Fe^0$ 는 반응 후  $Fe_2O_3$  및  $FeOOH$ 로 변화되었으며 As는  $FeAsO_4 \cdot 2H_2O$ 의 형태로 불용화 됨을 알 수 있었다. 이상의 결과에서 비소오염에 불용화 적용방법으로 영가 철을 사용 시 pH 및 온도 조건 등을 고려하여 현장에 적용해야 될 것으로 판단된다.

## 사 사

본 연구에 사용된 시료의 기기분석은 강원대학교 농업과학연구소의 지원으로 수행되었음.

## 인 용 문 헌

Alam, M.G.M., S. Tokunaga, and T. Maekawa. 2001. Extraction of arsenic in a synthetic arsenic-contaminated soil using phosphate. *Chemosphere* 43:1035-1041.

Blowes, D.W., C.J. Ptacek, and J.L. Jambor. 1997. In-situ remediation of Cr(VI) contaminated ground water using permeable reactive walls. *Environ. Sci. Technol.* 31:3348-3357.

Environmental Protection Agency. 1997. Permeable reactive barriers for remediation of contaminated groundwater. EPA OSWER, EPA-450-A-35-100.

Hervert, R.B. 2003. Zinc immobilization by zero valent  $Fe^0$ : surface chemistry and mineralogy of reaction products. *Mineralogical Magazine* 67:1285-1298.

Holan, Z.R., B. Volesky, and I. Prasetyo. 1993. Biosorption of cadmium by biomass of marine algae. *Biotech. Bioeng.* 41:819-825.

Johnson, T.L., M.M. Scherer, and P.G. Tratnyek. 1996. Kinetics of halogenated organic compound degradation by iron metal. *Environ. Sci. Technol.* 30:2634-2639.

Kim, J.S. 2001. Reduction of Cr(VI) using zero-valent iron (ZVI). MS Thesis, Kangwon Nation University, Chuncheon, p.52-65.

Kim, M.J., K.H. Ahn, and Y.J. Jung. 2003. Adsorption of arsenic in soil: kinetics and equilibrium. *J. of KSEE* 25:407-414.

Ok, Y.S., J.H. Jung, O.M. Lee, S.K. Lim, and J.G. Kim. 2003a. Surface complexation modeling of cadmium sorption onto synthetic goethite and quartz. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 36:210-217.

Ok, Y.S., O.M. Lee, J.H. Jung, S.K. Lim, and J.G. Kim. 2003b. Soil-water partition coefficients for cadmium in some Korean soils. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 36:200-209.

Pratt, A.R., D.W. Blowes, and C.J. Ptacek. 1997. Products of chromate reduction on proposed subsurface remediation material. *Environ. Sci. Technol.* 31:2492-2498.

Rau, I., A. Gonzalo, and M. Valiente. 2003. Arsenic(V) adsorption by immobilized iron mediation. *Reactive and Functional Polymers* 54:85-94.

Sparks, D.L. 1995. *Environmental soil chemistry*. Academic Press, USA, p.99-185.

Yan, X.P., and R. Kerrich. 2000. Distribution of arsenic(III), arsenic(V) and total inorganic arsenic in porewater from a thick till and clay-rich aquitard sequence, Saskatchewan, Canada. *Geochim. Cosmochim. Acta* 64:2637-2648.

Yang, J.K., S.I. Lee, D.H. Rhu, H.K. Kwon, J.Y. Sung, and J.H. Jo. 2003. Adsorption efficiency of toxic As(III) onto iron-coated sand. *J. of KSEE*. 25:853-859.

Yang, J.E., J.S. Kim, Y.S. Ok, and K.Y. Yoo. 2005. Reduction efficiency of Cr(VI) in aqueous solution by different source of zero-valent irons. *Korean J. Environ. Agric.* 24:203-209.

Yang, J.E., J.S. Kim, Y.S. Ok, and K.Y. Yoo. 2006. Mechanistic evidence and efficiency of the Cr(VI) reduction in water by different source of zerovalent irons. *Water Sci. Technol.* (accepted)