



염화철(III)로 표면개질 활성탄을 이용한 비소제거

Arsenic Removal using the Surface Modified Granular Activated Carbon treated with Ferric Chloride

박유리 · 홍성혁 · 김정환 · 박주양*

Y. R. Park · S. H. Hong · J. H. Kim · J. Y. Park *

한양대학교 건설환경공학과

(2011년 10월 21일 접수; 2011년 12월 21일 1차수정; 2012년 2월 8일 2차수정; 2012년 2월 10일 채택)

Abstract

The present study investigates treatment methods for removal of arsenic from wastewater. The granular activated carbon (GAC) with the coating of iron chloride (FeCl_3) was used for the treatment of a low concentration of arsenic from wastewater. Batch experiments were performed to investigate the synthesis of Fe-GAC (Iron coated granular activated carbon), effects of pH, adsorption kinetics and the Langmuir model. The synthesized Fe-GAC with 0.1 M FeCl_3 shows best removal efficiency. Adsorption studies were carried out in the optimum pH range of 4-6 for arsenic removal. The Fe-GAC showed promising results by removing 99.4% of arsenic. In the adsorption isotherm studies, the observed data fitted well with the Langmuir models. In continuous column study showed that As(V) could be removed to below 0.25 mg/L within 1,020 pore volume. Our results suggest that the surface modified granular activated carbon treated with FeCl_3 for effective removal of arsenic from wastewater.

Keywords: Arsenic; Granular activated carbon; Surface modification; Adsorption; Ferric chloride

주제어 : 비소, 활성탄, 표면개질, 흡착, 염화철(III)

1. 서론

비소는 광물의 풍화작용 및 분해, 지열의 활동등 자연계에 존재하며, 인간의 인위적인 활동에서는 광산 활동, 석유정제, 하수슬러지, 농약, 요업등과 같은 산업 활동 등을 통해서 배출된다. 최근 우리나라에서는 폐광산 일대에서 비소에 의한 수계 및 토양 오염이 심각한 것으로 나타나 복원 기술에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다. 비소는 발암물질로 인체에 각종 피부병, 신장암, 방광암, 폐암 등 일으킬 수 있기 때문에 항상 고려된다(Choong 등,

2007). 또한 비소는 맹독성으로 독성에 대해서 the International Agency for Research on Cancer (IARC) 은 엄격한 역학조사를 통하여 그룹 1 (carcinogenic to humans)로 분류하여 관리하고 있으며, US Environmental Protection Agency (US E.P.A)는 비소 규제치 (MCL, the maximum contaminant level)를 엄격하게 0.05-10 $\mu\text{g/L}$ 로 규정하고 있다(Mondal 등, 2008). 또한 World Health Organization (WHO)에서는 음용수 기준 비소 규제치를 0.01 mg/L로 권장하고 있다.

* Corresponding author : Tel: +82-2-2220-0411, Fax: +82-2-2220-1945, E-mail: Jooypark@hanyang.ac.kr (J.Y. Park)

비소는 semi metallic element(As^0), arsenate(As^{5+}), arsenite(As^{3+}), arsine(As^3) 등의 상태로 환경 중에 존재한다. 하지만, 자연수에서는 3가 비소($As(III)$), 5가 비소($As(V)$)의 산화음이온 무기물상태로 대부분 존재한다. 또한 일반적인 지하수의 호기성조건인 지표수는 5가 비소 종으로 자연 pH에서 음이온($H_2AsO_4^-$ 89%, $HAsO_4^{2-}$ 11%)이기 때문에 효과적으로 제거할 수 있다(송기훈, 2007).

지하수로부터 비소를 제거하기 위한 처리 기술로서는 이온교환 (Kongold 등, 2001; DeMarco 등, 2002), 활성탄 (Lorenzen 등, 1994; Pat-tanayak 등, 1999)과 활성알루미나 (Kartinen 등, 1995)를 이용한 흡착, 역삼투여과, 나노여과, 전기투석법, 염화철을 이용한 응집·여과 (Gulledge 등, 1973; Mohan 등, 2007) 등이 이용되고 있다. 일반적인 오염물질 제거 방법으로 활성탄, 제올라이트의 흡착제가 반응성 캐핑 재료로서 유용하게 사용된다. 활성탄은 단위부피당 흡착되는 표면의 넓이가 넓고 다공질의 구조특성을 이용하여 유기물, 악취 등을 제거하는 기술로 많이 사용되고 있다(Zhang 등, 2007). 또한 처리설비 규모가 간단하고 가격이 합리적이다. 친화성이 큰 활성탄을 흡착제로 사용할 때 3가 비소와 5가 비소 제거 하는 데 많이 사용 된다(Guo 등, 2005; Driehaus 등, 1998).

따라서 본 연구의 목표는 일반적으로 흡착제로 많이 사용되는 활성탄의 표면에 염화철(III)을 이용하여 흡착능이 높은 흡착제를 개발하고, 표면 개질 활성탄의 비소 제거효율 및 흡착특성을 고찰하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 실험재료

입상활성탄(The granular activated carbon)은 SYL0830 (Samchully Carbotech Co. Ltd, Korea)을 사이즈 20-40 mesh 크기로 체거름 하여 사용하였다. 인공 비소 폐수는 sodium arsenate ($Na_2HAsO_4 \cdot$

$7H_2O$, Yakuripurechemicals)를 이용하여 5 mg/L의 비소가 되도록 제조하여 입상활성탄을 코팅하였다. 모든 실험은 상온에서 수행되었으며, 모든 물은 특별한 언급이 없는 이상 deionized water가 사용되었다. 제조사에서 제공한 활성탄의 화학적 특성은 아래의 Table 1에 나타내었다.

Table 1. Chemical composition of the granular activated carbon

Water content (%)	Hardness (%)	Packing density (g/cc)	Ash (%)	Grain size (MESH, %)
5	95	0.42~0.50	12	95

2.2. 실험방법

2.2.1. 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄의 합성

염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄 (Ferric chloride coated granular activated carbon, 표면개질활성탄)를 합성하기 위하여 입상활성탄 (The granular activated carbon, 입상활성탄)을 약 5번 증류수로 세척하여 미분을 제거하고, 110℃에서 약 24시간동안 건조한 후 사용하였다. 건조한 입상활성탄 50 g에 대해 0.1, 0.5, 1.0 M의 염화철(III) 용액 200 mL을 첨가하여 교반기 (Jar tester, Wisestir)를 이용, 80 rpm으로 서서히 저어주면서 2시간동안 교반시켰다. 반응한 매질을 약 2 L의 증류수로 세정한 후 110℃에서 약 24시간동안 건조한 후 테시케이터에 보관하였다.

2.2.2. pH에 따른 5가 비소의 흡착능

5가 비소의 흡착 실험의 초기 농도는 5 mg/L로 흡착 시 pH 영향에 따라 농도 변화를 알아보았다. 각각의 Polypropylene conical tube 50 mL에 0.1 M의 표면개질활성탄 0.5 g 과 5 mg/L의 5가 비소 용액을 넣고 pH 변화를 알아보았다. pH의 조절은 2-12 사이로 조절하기 위해 산으로는 HNO_3 , 염기로는 KOH를 사용하였다. 12시간 $25 \pm 1^\circ C$ 에서 교반 후 0.45 μm 멤브레인 실린지 필터를 이용하여 여과

한 후 비소의 평형농도를 측정하였다.

2.2.3. 표면개질활성탄의 시간별 흡착농도 변화

각각의 폴리프로필렌 코니칼 튜브 (Polypropylene conical tube) 50 mL에 0.1 M의 표면개질활성탄 0.5 g 과 5 mg/L의 5가 비소용액을 넣고, 약 12시간 동안 Hag rotator (Vision Co.)를 사용 하여 58 rpm으로 회전 혼합하였다. 교반 시킨 후 용액은 0.45 μ m 멤브레인 실린지 필터를 이용하여 여과한 후 시간대별로 흡착농도변화를 알아보았다.

2.2.4. 5가 비소의 농도에 따른 흡착등온선 파악

흡착 등온선을 파악하기 위하여 초기 농도 5 mg/L로 제조한 인공폐수를 50 mL tube에 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄과 입상활성탄을 각각 1 g 씩 넣고 5가 비소의 농도를 50-250 mg/L 범위의 농도를 각각 주입한 후 용액을 58 rpm으로 12시간 교반하였다. 실험은 5 $^{\circ}$ C, 15 $^{\circ}$ C, 25 $^{\circ}$ C의 온도에서 실험하였다.

2.2.5. 컬럼을 통한 연속 실험

초기 농도 5 mg/L로 제조한 인공폐수에 0.1 M의 표면개질활성탄, 입상활성탄을 각각 0.5 g 씩 넣고 12시간 동안 교반하여 시간별 흡착 농도를 알아보았다. 연속컬럼의 직경은 30 mm, 길이는 250 mm이며, 컬럼 내에 매질을 각각 40 g씩 채운 후 분당 5 mL의 유량으로 50 mg/L의 비소폐수를 정량펌프를 이용하여 상향류로 흘려보냈다. 총 3개의 샘플링 포트를 이용하여 샘플링을 실시하였다. 비소의 농도는 원자 흡광 분광광도계 (Atomic Adsorption Spectrophotometer, Analytik Jena AAS Vario 6)를 이용하여 분석하였다.

2.3. 실험 분석

시료의 5가 비소 농도 분석은 원자흡수분광법-수

소화물 방법을 이용하여, 삼수산화 비소의 열분해에 의하여 생성되는 비소를 원자 흡광분광법으로 측정하는 데 기초를 두고 있다. 따라서 3가 비소만이 정량적으로 수소화물로 전환되기 때문에 5가 비소를 예비환원 과정을 통해 3가 비소로 전환할 필요가 있다. 예비환원용액은 KI 3 g과 L(+)-아스코르브산 (Ascorbic acid, C₆H₈O₆) 5 g을 물 100 mL에 녹여 제조하였다. 50 mL 용량플라스크에 시료 25 mL를 넣고 염산 10 mL와 앞서 제조한 예비환원용액(요오드화칼륨-아스코르브산 용액) 2 mL를 첨가한다. 용량플라스크의 뚜껑을 닫고 50 $^{\circ}$ C의 수용액에서 15분간 서서히 가열한 후 냉각시킨다. 100 mL 볼륨플라스크에 옮겨 희석한다. 시료는 1시간 동안 정치하여 안정화한 후 원자 흡광 분광광도계에 환원기화 장치(HS-55, Analytik Jena)를 연결하여 파장 193.7 nm에서 측정하였다. 또한 염화물농도는 티오시안제2수은법으로 측정하였다 (Hach-spectrophotometer, DR-2800). 입상활성탄과 0.1 M의 표면개질활성탄을 주사전자현미경 (Scanning electron microscopy, SEM), 에너지 분산형 X선 분광기 (Energy dispersive X-ray spectrometer, EDS)을 사용하여 표면 분석을 하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄의 합성

5가 비소 제거를 위한 흡착능 실험은 0.1, 0.5, 1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄을 합성하여 72시간 동안 실험하였다. 5가 비소 흡착능 실험은 Fig.1에 도시되었다. 그 결과, 0.1, 0.5, 1 M의 표면개질활성탄에 의한 5가 비소 제거는 24시간 안에 60% 이상 매우 빠른 속도로 이루어 졌다. 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄의 제거효율은 80% 이상 이었다. 그러나 고농도의 염화철을 이용한 표면개질활성탄의 제거효율이 높을 것으로 예상했던 바와 다르게 저농도의 0.1 M의 염화철

(III)을 이용한 표면개질활성탄의 5가 비소 제거 성능이 뛰어난 것으로 나타났다. 이 결과, 고농도의 염화철(III)의 농도는 활성탄의 공극을 막을 것으로 사료된다. 이는 기존의 연구(송기훈, 2007)의 결과에서 제시된 바와 같이, 철 코팅사의 제조 조건 및 비소 제거특성에 관한 연구에서 철의 피복량과 5가 비소의 흡착성능은 비례하지 않으며, 최적 조건이 존재한다는 연구결과와 유사하다. 또한 0.1 M의 염화철(III)은 pH 3 이상일 때 쉽게 가수분해 되고, 산화수산화물이 생성된다. 이때, 철 형태의 물질이 활성탄의 공극 내부로 쉽게 분산되지 못한다. 하지만 대공극상과 활성탄 표면에 쉽게 침전(Muñiz 등, 2009)의 연구결과로 Fig 2A, B에서의 결과를 뒷받침하여 0.1 M의 염화철(III)을 사용하였을 때 5가 비소를 제거하는데 있어서 효과적일 것으로 판단된다.

따라서 본 연구에서 수행한 제조조건에서 제거효율을 고려할 때 별도의 pH조절 없이 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄을 사용하는 조건이 바람직한 것으로 사료된다.

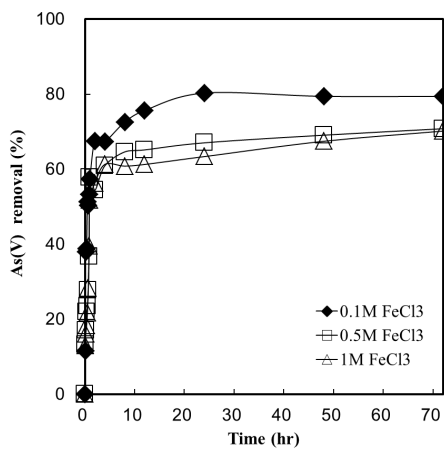
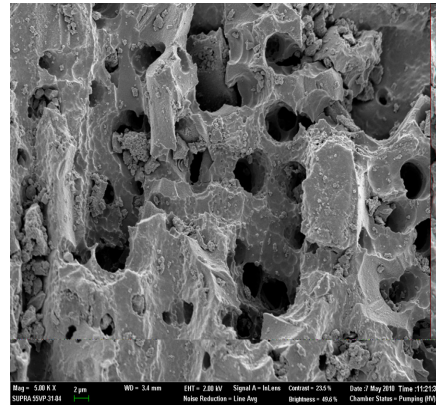


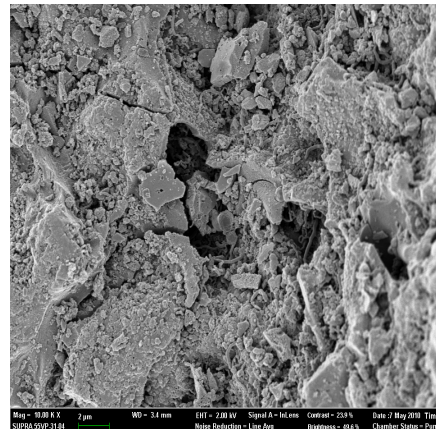
Fig. 1. As(V) uptake capacities of Fe-GAC with various doses of FeCl₃.

Fig. 2는 입상활성탄과 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄을 주사전자현미경으로 분석한 결과를 나타내었다. Fig. 2의 결과는 입상활성탄에서 상당수의 공극이 존재하였으며(Fig. 2A), 0.1 M

의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄(Fig. 2B)에서 공극의 대부분이 막혀 있는 것으로 보여 진다. 이는 활성탄 표면이 염화철을 부착되어 개질이 되었음을 알 수 있다.



(A)



(B)

Fig. 2. SEM images of activated carbon with 1K magnification (A) before and (B) after coating with FeCl₃ solution.

Fig. 3은 에너지 분산형 X선 분광기 정성분석 한 결과이다. 분석결과에 따라 표면 개질한 활성탄에서 철과 염소이온의 피크가 높아짐을 확인 할 수 있었고, 입상활성탄(Fig. 3A)의 철 함량은 0.05%, 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄(Fig. 3B)은 1.87%로 검출되었다. 반면 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄에서 염소이온 1.69%가 검출 되었다.

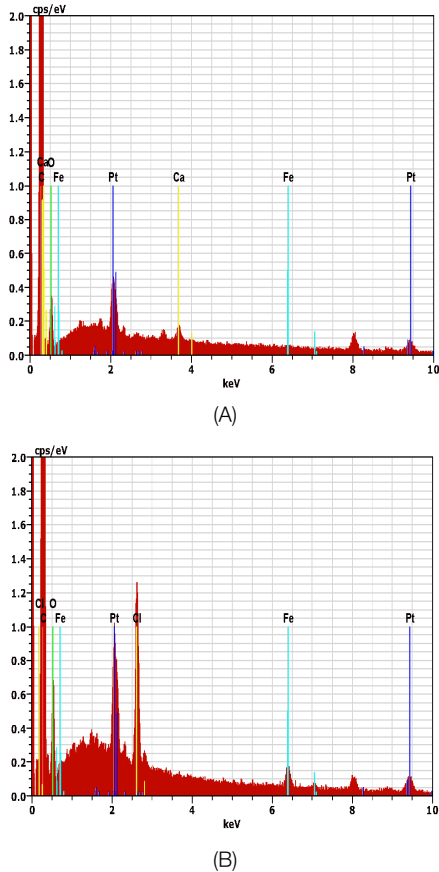


Fig. 3. EDS results of activated carbon (A) before and (B) after coating with FeCl3 solution.

3.2. pH에 따른 흡착농도 변화

5가 비소는 수용액내에서 다음 네 가지 형태로 존재하게 된다. 즉, H_3AsO_4 , $H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$, 그리고 AsO_4^{3-} 이며 이들 중에서 지배적인 형태는 물의 pH에 의존한다. pH 3~6 부근에서 주된 형태는 $H_2AsO_4^-$ 가 되며, 이 종류가 활성탄에 의해 제거되는 주요 종류이다(Gupta 등, 1978). 따라서 pH에 따른 비소와 표면개질 활성탄의 흡착 특성을 보다 자세히 고찰하기 위하여 pH를 2-12로 조절하여 실험을 수행하였다. 산으로는 HNO_3 , 염기로는 KOH를 사용하여 12시간 교반한 후 pH에 따른 최대 흡착량을 Fig. 4에 나타내었다. Fig. 4에서 나타내는 바와 같이 비소의 흡착은 0.1 M의 염화철(III)을 이

용한 표면개질활성탄과 입상활성탄 모두 pH 4-6 영역일 때 잘 일어난다고 볼 수 있다. 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄은 pH가 감소할수록 5가 비소흡착이 증가됨을 알 수 있고, 5가 비소의 농도가 높을수록 낮은 pH에서 흡착이 잘 이루어진다는 연관성을 확인 할 수 있었다. 또한 낮은 pH의 조건하에서 철산화물과 수산화물이 생성되는데 철산화물 (amorphous iron hydroxide, ferrihydrite, goethite)은 비소에 대한 흡착력이 아주 높다. 일반적으로 철산화물에 5가 비소가 3가 비소보다 흡착율이 높다. 또한 5가 비소는 낮은 pH 4-9 영역에서 3가 비소는 pH 8이상의 높은 영역에서 흡착율이 증가한다(Bowell, 1994). 사전 연구에서 산성조건인 pH 3-5에서 ferrihydrite의 표면에 5가 비소를 잘 흡착한다는 연구(Jia 등, 2006)가 이를 뒷받침한다.

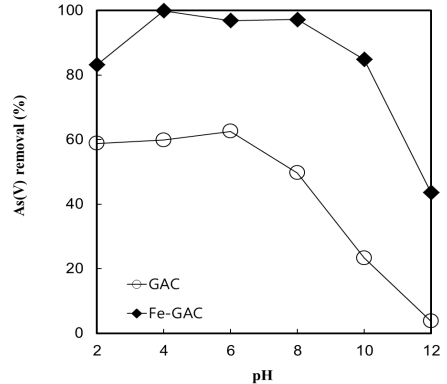


Fig. 4. As(V) uptake capacity on various pH values.

본 연구에서도 낮은 pH에서 5가 비소가 흡착이 잘되는 이유는 표면개질활성탄에 철산화물과 수산화물이 생성되어 흡착제 표면의 H_2O 혹은 OH 와의 리간드교환반응에 의해 흡착 반응이 일어난 것으로 사료된다. 또한 표면개질활성탄의 표면이 양전하로 바뀌고, 음전하 형태인 $H_2AsO_4^-$ 에서 비소의 이

온교환과 흡착 제거가 일어날 것으로 예상된다. 비소가 제거되는 메커니즘은 확실하게 밝혀지지 않았으나, 고려해야할 필요가 있을 것으로 판단된다. 따라서 후속 연구를 통하여 검토할 계획이다.

3.3. 시간에 따른 5가 비소 흡착 및 염화물 농도 변화

0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄과 입상활성탄의 흡착 양상을 도출하기 위해 시간에 따른 흡착 농도 변화를 알아보려고 배치 실험을 실시하였다. 초기농도 5 mg/L의 비소폐수에 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄과 입상활성탄을 0.5 g씩 넣고 12시간 동안 교반하여 흡착실험을 수행하였다. 흡착은 대부분 2시간 안에 평형상태에 도달하였으며, 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄은 약 99.4% 비소를 제거하였고, 잔류 농도가 0.03 ppm으로 배출수 허용기준인 0.25 ppm을 만족하였으나, 입상활성탄은 약 76% 흡착하여 1.2 ppm까지 제거됨을 알 수 있었다(Fig 5A).

반응이 진행되는 동안 pH 변화와 염화물농도를 관찰하였다(Fig 5B). 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄을 사용한 실험에 있어서 염화물의 농도는 2시간 안에 급격히 증가하였다. 이는 활성탄 표면에 염화철이 코팅됨을 나타낸다. 반면에 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄의 pH는 3.4-3.7이었다. 앞서 수행한 pH에 따른 흡착 농도 변화에 따라 활성탄을 이용하여 비소를 흡착할 경우 pH 4-6사이로 조절 하는 것이 최대 흡착 효과를 나타낸다는 결과를 얻을 수 있었다. 표면 개질 활성탄을 사용할 경우 별도의 pH 조절 없이 최적 흡착 조건으로 사용 가능함을 나타낸다. 이러한 결과로 보아 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질 활성탄은 비소 흡착제로서의 사용하였을 때 효과적인 것으로 판단된다. 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄의 초기 염소농도는 40 mg/L, 24분 안에 90.67 mg/L까지 도달하였다. 반면에 입상활성탄의 염소농도는 8.67 mg/L, 24분 안에 10.67 mg/L까지 도달하였다. 에너지 분산형 X선 분광기의 분석결과 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질 활성탄(Fig. 2B)에서 1.69%로 염소가 검출되었고, 입상활성탄에서는 검출되지 않았다. 이는 활성탄 표

면에 염화철이 코팅됨을 알 수 있다.

염화철 표면개질 활성탄에 의한 As(V)의 제거에 대한 메커니즘은 아직 확실하게 밝혀지지는 않았으나, 비정질 철산화물과 5가 비소와의 반응에 의해서 생성된 ferric arsenate ($FeAsO_4(S)$)가 형성되어 비소가 제거 되는 것으로 판단된다(Gu 등, 2005).

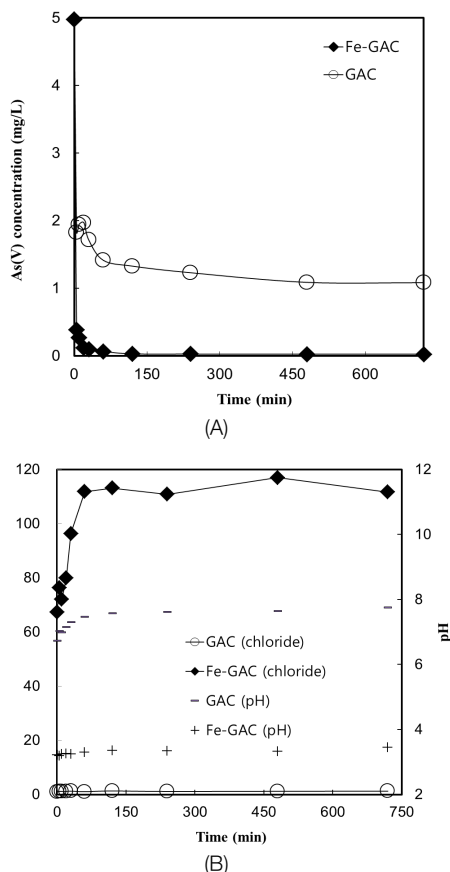


Fig. 5. Result of kinetic of experiments of arsenate adsorption on Fe-GAC (A), the change of Cl-(B).

3.4. 5가 비소의 흡착 등온선

본 연구에서는 동일한 조건에 대하여 반응온도가 입상활성탄에 의한 5가 비소의 흡착량에 미치는 영향을 알아보기 위하여 반응온도 5 °C, 15 °C, 25 °C로 조절하여 5가 비소의 농도 변화를 조사하였다. Fig. 6은 온도에 따른 입상활성탄의 5가 비소에 대한 흡착량을 나타낸 것으로 표면개질 활성탄의 흡착량은 25 °C > 15 °C > 5 °C의 순으로 평가되

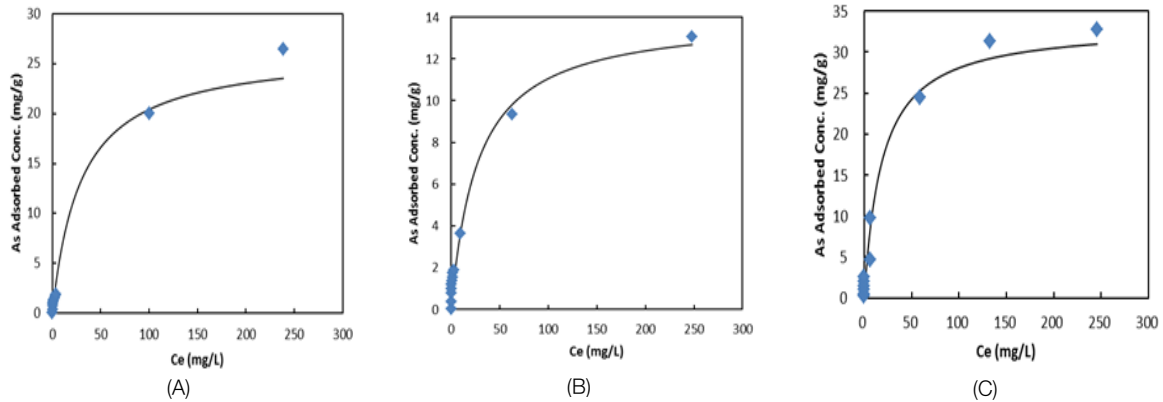


Fig. 6. Effect of As(V) concentration and temperature on mass of As(V) immobilization by activated carbon (A; 5 °C, B; 15 °C and C; 25 °C).

었다. 온도가 높을수록 흡착량이 증가하였다. 이 결과는 Langmuir 등은 흡착식을 따랐으며, 이를 토대로 반응 온도별 최대 흡착량을 산출하였다. 식은 다음과 같다.

$$q = Q \frac{C_e b}{1 + C_e b}$$

As(V)의 최대 흡착량(q_{max} , mg/g) 및 흡착계수 (b)를 구하기 위해 용액상의 평형농도 (C_e , mg/L)와 흡착된 흡착질의 농도(q , mg/g)의 각각의 역수 C_e/q 에 대한 C_e 의 선형관계식의 상관계수(r^2)를 도사한 선형관계식을 사용하였다. 최대 흡착량은 표면 개질 활성탄은 온도가 증가할수록 최대 흡착량은 증가 하는 것으로 나타났다 (Table 2). 이러한 결과는 온도가 높을수록 비소의 흡착량이 큰 것을 나타낸 연구와 유사한 경향을 나타냈다(유경열 등, 2006).

Table 2. Langmuir equations for As(V) adsorption onto activated carbon with temperature

온도 (°C)	최대흡착량 (Q, mg/g)	흡착계수 (b)	상관계수 (r ²)
5 °C	13.1	0.037	0.951
15 °C	26.5	0.012	0.905
25 °C	32.1	0.053	0.967

3.5. 컬럼을 통한 연속제거 실험

Fig. 7에는 연속제거 실험한 결과이다. 입상활성탄은 초기부터 음용수의 기준인 0.25 mg/L를 만족하지 못했고, 기울기가 급격하게 변하는 기준(과과점)은 920 PV(Pore volume)에서 나타났다. 반면 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄은 540 PV까지 음용수 기준을 만족했고, 과과점은 1,020 PV으로 입상활성탄보다 반응성이 오래 지속되는 것을 나타냈다. 입상활성탄의 경우 44.8 L 폐수 처리 후 과과 양상이 나타났고, 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄은 42.9 L 처리 후 과과 양상이 나타났다. 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄은 과과양상이 입상활성탄 보다 빠른 속도로 나타났지만, 과과점에서 활성탄 단위질량당 흡착된 비소의 흡착량은 각각 33.35 mg/g, 28.9 mg/g로 나타나 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄의 비소 제거가 효과적인 것으로 판단된다.]

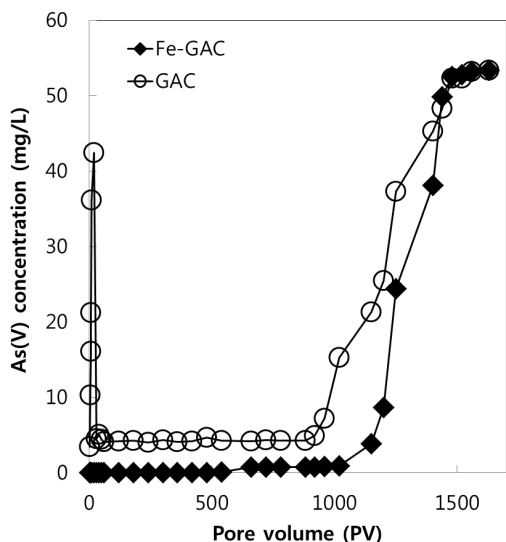


Fig. 7. Result of arsenate adsorption on Fe-GAC/GAC.

4. 결론

본 연구에서는 활성탄을 염화철로 표면 개질 처리한 활성탄을 사용하여 폐수 중의 비소 제거 가능성과 그 제거에 미치는 영향을 검토하고자 한 것으로 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 조제된 염화철 코팅 활성탄의 표면을 주사전자현미경, 에너지 분산형 X선 분광기로 분석한 결과 활성탄 표면에 염화철이 코팅되어 있는 것을 확인할 수 있었다. 또한 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄의 표면에 철산화물이 생성된 것을 주사전자현미경 사진으로 확인할 수 있었다. 에너지 분산형 X선 분광기의 결과로 볼 때, 입상활성탄 보다 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄의 철, 염소 이온의 농도가 상승한 것으로 보아 활성탄 표면이 개질이 된 것을 확인할 수 있었다.

2. 활성탄 주입 후 2시간 만에 흡착 평형이 이루어 졌고, 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄을 이용하였을 때 비소 제거율은 약 99.4% 이었으며, 잔류 농도가 0.03 mg/L으로 배출수 허용기준인 0.25 ppm을 만족하였다. 반면, 입상활성탄은 76% 흡착하여 1.2 mg/L까지 제거되는 경향을 보였

다. 배출수 허용기준에 미치지 못하였다. 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄을 사용 하였을 때 처리 효율이 높음을 확인 하였다.

3. 표면개질활성탄을 비소 흡착제로서 사용할 경우 온도가 높을수록 표면개질활성탄은 기존 입상활성탄의 최대 흡착량 보다 많은 양의 비소를 처리할 수 있음을 확인하였다. 또한 표면개질활성탄과 5가 비소의 흡착은 Langmuir 등온흡착 모델에 부합하였으며, 5가 비소는 반응 수용액의 pH가 낮을수록 온도는 높을수록 증가하였다.

4. 연속제거 실험 결과, 0.1 M의 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄은 540 PV으로 음용수 기준에 만족하였고, 파과점은 1,020 PV으로 입상활성탄보다 반응성이 오래 지속되는 것으로 나타났다.

5. 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄을 비소의 흡착제로 사용할 경우 기존의 입상활성탄의 최대 흡착량 보다 더 많은 양의 비소를 처리할 수 있음을 확인하였다. 그러므로 표면 개질한 활성탄은 비소 제거 하는 데 유용한 흡착제로 판단된다.

위와 같이 염화철(III)을 이용한 표면개질활성탄을 비소 제거 흡착제로서 이용하기 위한 연구는 입상활성탄 만을 흡착제로 이용하는 것보다 흡착효율 향상 측면에서 연구가치가 높으며, 구체적이고 지속적인 연구가 필요한 분야라고 사료된다.

감사의 글

이 논문은 환경부 GAIA project(G111-17003-0014-1)의 지원을 받아 시행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

송기훈 (2007) 철 및 망간코팅사의 제조 조건 및 비소 제거 특성에 관한 연구박사학위논문., 광운대학교.
유경열, 옥용식, 양재의 (2006) 수용액 중 영가 철의 비소흡착 및 반응기작 규명., 한국토양비료학회지, 제 39권, 3호, pp. 157-162.
Bowell, R.J. (1994) Sorption of arsenic by iron oxides and

- oxyhydroxide in soil, *Appl. Geochem.*, 9, pp.279-286.
- Choong, T. S. Y., Chuah, T. G., Robiah, Y., Gregory, Koay F. L and Azni, I. (2007) Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview, *Desalination.*, 217(1-3), pp.139-166.
- DeMarco, M. J., SenGuta, A. K. and Greenleaf, J. E. (2002) Arsenic removal using a polymeric/inorganic hybrid sorbent, *Water Res.*, 37(1), pp.164-176.
- Driehaus, W., Jekel M. and Hildervrand U. (1998) Granular ferric hydroxide- a new adsorbent for the removal of arsenic for natural water, *J. Water SRT-AQUA.*, 47(1), pp.30-35
- Gu, Z., Fang, J. and Deng, B. (2005) Preparation and Evaluation of GAC-Based Iron-Containing Adsorbents for Arsenic Removal, *Environ. Sci. Technol.*, 39(10), pp.3833-3843.
- Gulledge, J. H. and 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.
- Guo, X. and Chen, F. (2005) Removal of arsenic by bead cellulose loaded with iron oxyhydroxide from groundwater, *Environ. Sci. Technol.*, 39, pp.6808-6818.
- Gupta, S.K., and Chem, K.Y. (1978) Arsenic removal by adsorption, *J. Water Poll. Control Fed.*, 50, pp. 493-506.
- Jia Y., Xu Liying., Fang Z. and Demopoulos (2006) Observation of Surface Precipitation of Arsenate On Ferrihydrite, *Environ. Sci. Technol.*, 40(10), pp.3248-3253.
- Kartinen, E.O. and Martin, C. J. (1995) An overview of arsenic removal processes, *Desalination.*, 103(1-2), pp.79-88.
- Komgold, E., Belayev, N. and Aronov, L. (2001) Removal of arsenic from drinking water by anion exchangers, *Desalination.*, 141(1), pp.81-84
- Lorenzen, L., Deventer, J.S.J. and Landi, W. D. (1994) Factors affecting the mechanism of the adsorption of arsenic species on activated carbon, *Miner Eng.*, 8(4-5), pp.557-569.
- Mohan, D. and Pittman, C. U. (2007) Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents-A critical review, *J hazard mater.*, 142(1-2), pp.1-53.
- Mondal, P., Majumder, C. B and Mohanty, B. (2008) Effects of adsorbent dose, its particle size and initial arsenic concentration on the removal of arsenic, iron and manganese from simulated ground water by Fe+3impregnatedactivatedcarbon, *J hazard mater.*, 150(3), pp.695-702.
- Muñiz, G., Fierro, V., Celzard, A., Furdin, G., Gonzalez-Sánchez, G., and Ballinas, M.L. (2009) Synthesis, characterization and performance in arsenic removal of iron-doped activated carbons prepared by impregnation with Fe(II) and Fe(III), *J hazard mater.*, 165, pp.893-902.
- Pat-tanayak, J., Mondal, K., Mathew, S. and Lalvani, S. B. (1999) A parametric evaluation of the removal of As(V) and As(III) by carbon-based adsorbents, *Carbon.*, 38(4), pp.589-596.
- Thesis, T. L., Iyer, R. and Ellis, S.K. (1992) Evaluating a new granular iron oxide for removing lead from drinking water, *J. Am. Water Works Assoc.*, 84(7), pp.101-105
- Zhang, W., Chang, Q. G., Liu, W.D, Li, B. J., Jiang, X and Fu, L. J, (2007) Selecting activated carbon for water and wastewater treatability studies, *Environ. Prog.*, 26(3), pp.289-298.