

망간침착 활성탄의 다기능성을 이용한 3가 비소 및 페놀 제거

유목련¹ · 홍순철¹ · 양재규² · 장윤영^{1*}

¹광운대학교 환경공학과, ²광운대학교 교양학부

Removal of As(III) and Phenol by Multi-functional Property of Activated Carbon Impregnated With Manganese

Mok-Ryun Yu¹ · Soon-Chul Hong¹ · Jae-kyu Yang² · Yoon-Young Chang^{1*}

¹Department of Environmental Engineering, Kwangwoon University

²Division of General Education, Kwangwoon University

ABSTRACT

Mn-impregnated activated carbon (Mn-AC) prepared at different conditions was applied in the treatment of synthetic wastewater containing both organic and inorganic contaminants. Phenol and As(III) was used as the representative organic and inorganic contaminants, respectively. After evaluation of the physicochemical characteristic and stability of Mn-AC, oxidation of As(III) as well as adsorption of phenol by activated carbon(AC) and Mn-AC were investigated in a batch reactor. To investigate the stability of Mn-AC, dissolution of Mn from each Mn-AC was measured pH ranging from 2 to 4. Although Mn-AC was unstable at a strong acidic condition, the dissolved Mn was below 3 ppm at pH 4. XRD analysis of Mn-AC indicated that the mineral type of the impregnated manganese was Mn₂O₃. From the simultaneous treatment of As(III) and phenol by AC and Mn-AC, As(III) oxidation by Mn-AC was greater than that by AC at lower pH, while the reverse order was observed at higher pH. After impregnation of Mn onto AC, 13% decrease of the surface area was observed, causing 8% reduction of phenol removal. Considering removal properties of As(III) and phenol, Mn-AC could be applied in the simultaneous treatment of wastewater contaminated with multi-contaminants.

Key wrd : Mn-Impregnated Activated Carbon, Activated Carbon, Arsenic, Oxidation

요 약 문

여러 조건으로 제조한 망간침착활성탄(Mn-AC)을 유기물과 무기물이 함께 오염되어 있는 합성 폐수처리에 적용하였다. 유기물과 무기물의 대표물질로 각각 페놀과 3가 비소를 선정하였다. Mn-AC의 물리화학적 특성과 안정성을 분석한 후, 회분식 반응조에서 활성탄(AC) 및 Mn-AC에 의한 3가 비소 및 페놀 흡착 특성을 조사하였다. Mn-AC의 안정성 평가를 위해 pH 2에서 4의 산성용액에서 용출되는 망간의 농도로부터 평가하였다. pH 3 이하에서는 Mn-AC로부터 많은 양의 망간이 용출되었지만, pH 4에서는 청정지역 허용기준인 3 ppm 이하의 농도로 용출되었다. Mn-AC에 대한 X선 회절기 분석결과 침착된 망간은 Mn₂O₃로 밝혀졌다. Mn-AC를 이용한 3가 비소와 페놀의 동시처리 실험결과 3가 비소는 낮은 pH에서 AC보다 높은 산화율을 보였으나, 중성 이상의 pH에서는 AC가 더욱 높은 산화율을 보였다. 활성탄에 망간을 침착시킴으로서, 비표면적이 13% 감소하였고 이로서 Mn-AC에 의한 페놀제거율은 AC에 비해 8% 정도 줄어들었다. 3가 비소 산화 및 페놀 흡착실험을 통하여 Mn-AC는 복합오염물을 갖는 폐수의 동시처리에 적용될 수 있음을 알 수 있었다.

주제어 : 망간침착활성탄, 활성탄, 비소, 산화

*Corresponding author : yychang@kw.ac.kr

원고접수일 : 2008. 3. 4 심사일 : 2008. 3. 18 게재승인일 : 2008. 3. 19

질의 및 토의 : 2008. 8. 31 까지

1. 서 론

최근 산업 활동 구조가 점차 복잡해지고 오염물질의 종류가 증가하며 그 성상도 복합화 되고 있다. 산업 활동, 광산 활동, 살충제, 비료 사용 등은 대표적인 인간 활동 기원의 비소 오염원이며, 이러한 활동은 비소뿐 아니라 유기오염물을 동시에 방출할 가능성이 크다. 비소는 황화광물의 용해로 인한 자원기원과 인간 활동에 의해 다양한 농도로 지각에 분포한다(Bhumbla and Keefer, 1994). 비소는 인체에 치명적인 독성을 야기할 수 있는 대표적 독성오염물질이며 특히 인간 활동 영향을 받은 지역의 경우 자연농도에 비하여 매우 높게 나타난다(Walsh and Keeney, 1975).

지하수는 다른 물자원과는 달리 대수층이 오염물질에 의해 오염되면 이들 오염물질은 지하수환경 내에서 매우 서서히 이동하므로 회석이 거의 불가능하여 오염물질은 반영구적으로 지하수환경 내에 잔존하게 된다. 지하수의 주된 오염은 폐기물매립지에서 발생하는 침출수, 농경지의 비료 및 퇴비사용, 생활 하·폐수 등이 있으며 이러한 다양한 오염원으로 인해 각종 중금속과 유기물의 오염이 발생하고 있다.

일반적인 용존 중금속 처리방법으로 화학적 침전법, 화학적 산화 및 환원법, 이온교환법, 여과법, 역삼투법 등이 있지만, 이들 방법은 중금속의 용존 부하량이 1~100 mg/L일 경우 비효과적이거나 매우 많은 비용이 소요되며(Nourbakhsh et al., 1994), 독성 화학적 슬러지를 생성하는 등 비환경친화적이라는 단점이 있다. 또한 이들 기술들은 대부분 산업폐수 처리공정에 적용된 반면 자연상태의 오염 토양, 퇴적물, 지하수 등의 처리 예는 극히 드문 실정이다(송대성 등, 2007).

국내 군부대지역에서 화학류 및 탄피에 의해 주로 발생하는 trinitrotoluene(TNT)와 납의 복합오염토양을 modified fenton reaction과 soil washing/flushing으로 처리한 사례가 있었으며(성혜련 등, 2004), 폐기물 매립지 침출수 확산에 의해 오염된 지하수를 organobentonite를 이용하여 유기물과 중금속을 동시에 처리한 사례(이정주·박재우, 2001)가 있으나 이러한 복합 오염수 처리에 대한 연구는 아직까지 미비한 실정이다.

다기능성 반응물질로 대표적인 ferrate는 FeO_4^{2-} 로된 산화제로써 산성조건에서는 산화환원전위가 2.20 V로 오존보다 높기 때문에 3가 비소(Lee et al., 2003a)와 페놀 및 페놀계 내분비교관물질(Lee et al., 2005b) 등의 산화제로서 사용될 뿐 아니라 반응 후에 Fe(VI)는 Fe(III)로 환원되어 수중에서 응집제의 역할을 할 수 있어서 시안

및 구리를 동시에 함유한 오염수 처리에 적용된 연구결과가 발표되었다(Lee et al., 2003a). 다기능성 여과재질로는 모래에 반응성 물질인 MnO_2 및 Fe(III)를 코팅시킨 망간 코팅모래 및 철코팅 모래를 동시에 함유한 여과시스템을 이용한 단순한 시스템에서 망간코팅모래에 의한 3가 비소 산화 및 철코팅모래에 의한 5가 비소 흡착제거에 관한 연구결과가 보고되었다(Chang et al., 2006). 현재 수용액상의 오염물 제거를 위한 목적으로 가장 많이 활용되고 있는 활성탄은 큰 비표면적과 다양한 기공분포를 가지는 것은 물론 산성 및 염기성 산화물을 함유하여 이온교환 용량을 가지고 있다. 이러한 활성탄의 큰 비표면적 및 다양한 기공분포특성을 이용하여 여러 종류의 유기물을 제거하는 광범위한 연구가 진행되어 있었다(이송우 등, 2005, Nakagawa et al., 2004). 최근에는 활성탄을 다기능성을 가진 여과재질로 활용하기 위해 기존의 활성탄에 금속 또는 금속 촉매가 처리된 활성탄을 개발하고 이를 수처리용 흡착제로 응용하려는 연구가 활발하게 진행되고 있다(Reed et al., 2000, Vaughan and Reed., 2005).

본 연구에서는 활성탄에 산화망간형태로 망간을 침착시켜 제조한 망간침착활성탄(Mn-AC)을 사용하여 중금속 및 유기물 동시제거의 다기능성을 연구하기 위하여 3가 비소의 산화능과 유기물과의 동시제거시 처리능을 망간을 침착하지 않은 활성탄과 비교 하여 다기능성 여과재질로서의 타당성을 조사하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 망간침착활성탄(Mn-AC) 제조

망간침착활성탄(Mn-AC)은 입상 활성탄을 담체로 제조하였으며, 활성탄(Granular Activated Carbon, 신광화학공업(주)) 12~40 mesh의 입상 활성탄을 크기별로 체거름하여 그 중 14~16 mesh를 사용하였다. 활성탄(AC)은 증류수를 사용하여 세공내의 미분을 제거하여 $105 \pm 5^\circ C$ 에서 건조한 후 사용하였다. 흡착질로는 3가 비소(Merck KGaA 64271 Darmstadt, Germany)와 페놀(Samchun Pure Chemical Co. LTD)을 사용하였으며 초순수 (Milli-Q water)를 사용하여 각 실험 시 제조하여 사용하였다.

망간 용액은 $Mn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ (Kanto Chemical Co., INC.)를 사용하여 제조하였다. pH 6의 0.5 M 망간 용액을 활성탄과의 침착반응에 사용하였다. 200 g의 AC(size 14~16 mesh)를 1 L의 망간용액에 넣은 후 항온진탕기에서 1시간 동안 교반 한 후, 150, 300, 400°C에서 1시간동안 수분을 증발시키면서 침착반응을 진행하였다. 수분이 증

Table 1. Physicochemical characteristics of AC and Mn-AC

Characteristics	Description	
	AC	Mn-AC (300°C) prepared at pH 6
pH	8.51	7.04
Mn Content (mg/kg)	5.8	1724.8
Specific surface area (m ² /g)	943.8	823.5
Mineral type		Mn ₂ O ₃

발된 AC에 초순수를 사용하여 침착이 되지 않은 망간을 제거하고 남은 시료를 105 ± 5°C로 유지된 오븐에서 24 시간 건조하였다.

제조한 Mn-AC의 Mn 함량 측정을 위해 미국 EPA의 분석방법 3050B의 총 토양 중금속 농도 측정을 위한 산 분해 토양중금속 용출법을 사용하여 수행하였으며, 용존 망간의 분석은 유도결합플라즈마-광학분광분석기(Perkin-Elmer, Optima 2000 DV)를 이용하여 측정하였다. AC 및 Mn-AC의 비표면적 측정은 BET(Micro Meritics, ASAP2010)로 실시하였다. Mn-AC의 표면에 침착된 망간의 형태를 확인하기 위하여 고분해능 X선 회절기(HR-XRD, PANalytical, X'pert-pro MPD)를 사용하였으며, 그 결과 3가 망간인 Mn₂O₃의 형태로 침착이 되었음을 확인하였다. Table 1에 산화망간 침착 전후의 활성탄의 물리화학적 특성변화를 나타내었다. Table 1에 나타난 바와 같이 산화망간 침착 활성탄은 침착하지 않은 활성탄에 비해 비표면적이 약 13% 감소함을 알 수 있었다.

2.2. 실험방법

Mn-AC의 안정성을 조사하기 위해 NaNO₃를 사용하여 이온세기를 0.01 M로 고정시킨 용액의 초기 pH를 각각 2, 3, 4로 조정하여 2 g/L의 Mn-AC로 부터의 망간 용출량을 조사하였다. 실험이 끝난 시료는 즉시 Advantec사의 disposable syringe filter(0.45 µm)를 사용하여 Mn-AC 고형분을 제거시켜 여액을 얻은 후 유도결합플라즈마를 사용하여 용출되는 망간의 농도를 측정하였다.

AC와 Mn-AC에 의한 3가 비소 산화능 평가를 위해 제조온도, 반응시간, 이온세기 및 pH를 파라미터로 하여 회분식 반응기에서 실시하였다. AC 및 Mn-AC에 의한 3가 비소 산화실험을 위하여 이들을 2 g/L로 주입하고 0.01 M NaNO₃를 사용하여 이온세기를 맞춘 10 ppm 3가 비소 용액의 pH를 2에서 9까지 맞춘 후 24시간동안 반응시켰다. 모든 3가 비소 산화실험은 반응이 완료된 후

용액을 여과하고 여액 중의 비소를 이온교환수지를 이용하여 3가 비소와 5가 비소로 중분리 한 후 ICP를 이용하여 분석하였다. 시간 변화에 따른 3가 비소 산화실험을 위해 3가 비소 원수 농도를 10 ppm, 이온세기는 0.01 M NaNO₃, 초기 pH 4에서 0~24시간 사이에 걸쳐서 조사하였다. 그리고 pH별 3가 비소 산화실험을 위해 이온세기를 0.01 M NaNO₃로 고정된 10 ppm 3가 비소 용액을 넣고 초기 pH를 각각 2~9로 조정된 후 hag rotator에서 흡착평형이 이루어지는 24시간동안 반응시켰다. 산화반응시 이온세기의 변화에 따른 산화율을 알아보기 위해 초기 pH 4.0에서 10 ppm 3가 비소 용액에 NaNO₃를 이용하여 0.001 M에서 1 M까지 이온세기를 변화시킨 후 24시간동안 반응시켰다.

AC와 Mn-AC를 사용하여 3가 비소와 폐놀 동시 제거 실험을 위해 3가 비소는 10 ppm, 폐놀은 100 ppm으로 주입하고 이온세기를 0.01 M NaNO₃로 고정시킨 상태에서 초기 pH 2에서 9까지 조정하여 산화 및 흡착 경향을 조사하였다. 24시간동안 반응시킨 후 여액을 분리하여 비소는 이온교환수지를 사용하여 중분리 한 후 ICP를 측정하였고, 흡착되지 않고 잔류한 폐놀 농도를 UV-VIS 분광광도계(SHIMADZU, UV-1601)를 사용하여 최대파장 268 nm에서 측정하였다(이송우 등, 2005).

3. 결과 및 고찰

3.1. 산화망간 침착 활성탄의 안정성

Fig. 1은 온도를 달리하여 제조한 Mn-AC의 pH 2, 3 및 4에서의 안정성 시험결과이다. pH 2에서는 150°C에서 제조한 Mn-AC가 약 82 ppm의 망간이 용출되었으며, 300°C와 400°C에서 제조한 Mn-AC는 약 64 ppm의 망간이 용출되었다. pH 3의 용액에서는 모든 온도에서 제조한 Mn-AC로부터 약 20 ppm의 망간이 용출되었지만 이에 비해 pH 4에서는 150°C를 제외한 모든 Mn-AC에서 청정지역 허용농도 3 ppm 이하의 농도로 망간이 용출되었다.

이러한 시험결과 300°C 이상에서 제조한 Mn-AC를 pH 4 이상의 폐수처리를 위한 흡착제 및 여과재질로 사용할 수 있음을 제시한다.

3.2. 3가 비소 산화실험

3.2.1. Mn-AC 제조 온도별 산화실험

Fig. 2에는 온도를 달리하여 제조한 Mn-AC의 pH 변화에 따른 3가 비소 산화율을 비교하여 보았다. 모든

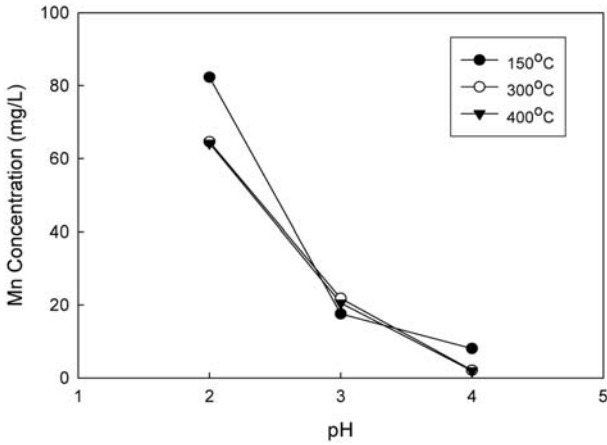


Fig. 1. Stability test of Mn-AC prepared at different temperature with variation of solution pH.

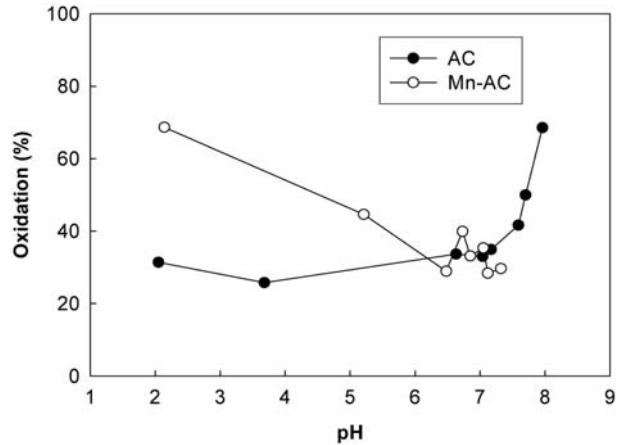


Fig. 3. As(III) oxidation by AC and Mn-AC at different solution pH.

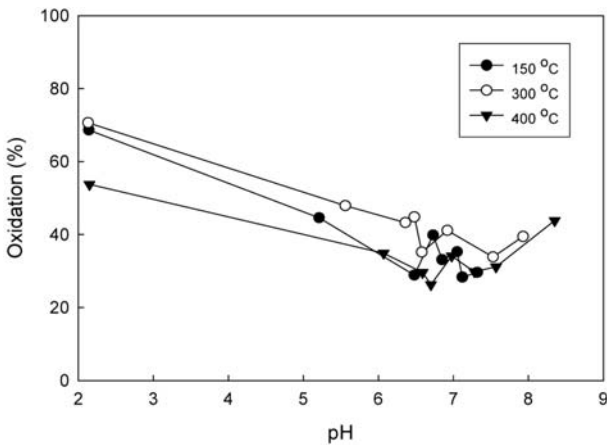
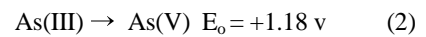
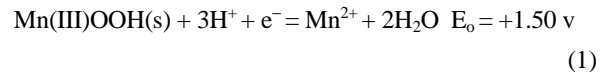


Fig. 2. As(III) oxidation by Mn-AC prepared at different preparation temperature and solution pH.

Mn-AC의 3가 비소 산화는 pH가 낮을수록 산화율이 높게 나타났다. 대부분의 pH에서 300°C로 제조한 Mn-AC가 150°C와 400°C로 제조한 Mn-AC보다 다소 높은 3가 비소 산화율을 나타내고 있으며, 중성 pH이상에서는 온도와 pH에 따라서 큰 차이를 나타내지 않았다. 안정성과 3가 비소 산화실험의 결과를 토대로 안정성과 3가 비소 산화율이 상대적으로 높은 300°C에서 제조한 Mn-AC를 사용하여 회분식 반응기에서 실험을 수행하였다.

3가 망간의 redox potential 값은 아래의 식 (1)과 같으며 3가 비소에서 5가 비소로 산화되는 redox potential 값은 식 (2)와 같다. Mn(III)/Mn²⁺의 redox potential 값은 As(III)/As(V)의 redox potential 값보다 크므로 열역학적으로 볼 때 3가 망간에 의한 3가 비소의 산화는 가능함을 알 수 있다(Oscarson et al., 1990).



3.2.2. pH에 따른 산화실험

Fig. 3은 AC 및 Mn-AC를 사용하여 3가 비소의 pH 변화에 따른 산화실험 결과를 나타내었다. Mn-AC에 의한 3가 비소 산화율은 pH가 감소할수록 산화율이 증가하였으며, 6이상의 pH에서는 큰 차이를 보이지 않았다. Birnessite(Mn(IV))를 이용하여 pH 변화에 따른 30 ppm의 3가 비소 산화에 대한 연구결과에서도 pH가 감소할수록 산화속도가 증가하는 유사한 경향을 나타내었다(Moore et al., 1990). 반면 AC에 의한 3가 비소 산화율은 낮은 pH에서는 약 30%의 산화율을 보이다가 pH 7부터는 산화율이 급격하게 증가하면서 Mn-AC보다 높은 68.5%의 산화율을 나타냈다. pH 증가에 따른 AC에 의한 3가 비소의 산화율의 증가는 정확한 원인 규명이 힘들었지만 AC 자체가 3가 비소에 대해서 산화력이 우수하다는 것은 일부 연구자들에 의해 보고된 바 있다. Daus et. al.(2004)은 pH 7의 조건에서 탄소와 미량의 산소가 존재할 때에 3가 비소의 산화율이 증가한다는 결과를 보고하였다. Fig. 4에서는 산화실험 종료 후 3가와 5가 비소를 종분리하지 않고 산화실험 전후의 용존 총 비소 농도의 차이로부터 제거율을 나타내었다. 용존 총비소의 변화는 Mn-AC 및 AC 모두 pH 변화에 따라 큰 차이를 보이지 않았지만, 모든 pH에서 Mn-AC는 18.2±3.4%, AC는 4.1±2.3%의 총 비소 제거율을 나타내어 Mn-AC가 AC보다 총 비소의 제거율이 약 4.5배 높게 나타났다. 이러한 이유는 산화망간이 5가 비소에 대한 흡착능을 지니기 때문에 나

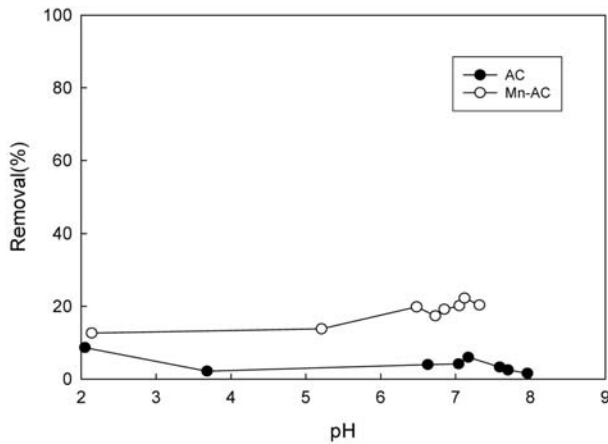


Fig. 4. Total As removal by AC and Mn-AC at different solution pH.

타난 것으로 사료된다. Mn-AC에 의한 3가 비소 산화 및 총 비소 제거결과를 3가 비소 산화처리 목적으로 많이 사용되는 망간코팅사(김광섭 등, 2006)와 동일한 pH 조건에서 비교하였을 때 Mn-AC의 3가 비소 산화율은 MCS보다 약 15% 정도 낮게 나타났다. 하지만 총 비소 제거율로 볼때에는 Mn-AC가 MCS보다 약 4배정도 높게 나타났다. 이러한 경향은 Mn-AC와 MCS에 의한 5가 비소 흡착실험에서도 확인이 되었다. 본 연구에서 제조한 Mn-AC(2 g/L)에 의한 중성 pH영역에서 10 ppm 5가 비소 흡착결과 3,100 mg/kg이 제거된 반면, MCS에 의해서는 동일한 조건에서 약 100 mg/kg만의 제거율을 보였다.

3.2.3 이온세기 농도별 산화실험

NaNO₃를 이온세기 화학종으로 사용하고 이온세기 변화에 따른 Mn-AC에 의한 3가 비소의 산화율을 Fig. 5에 나타내었다. 이온세기가 증가할수록 급격한 산화율의 감소가 나타났다. 이러한 원인은 망간산화물에 의한 3가 비소의 산화반응의 율속단계가 망간산화물 표면에 대한 3가 비소의 흡착속도와 밀접한 관계가 있는 것으로 판단된다 (Bruce et al., 2006).

3.3. Mn-AC의 다기능성에 의한 3가 비소 및 페놀 동시 제거

pH 변화에 따른 10 ppm 3가 비소와 100 ppm 페놀의 동시 산화 및 흡착 실험결과를 Fig. 6에 나타내었다. 3가 비소의 산화율을 나타낸 Fig. 6a를 보면, 3가 비소의 단독 산화실험과 비교하여 유사한 경향을 나타내었으며, 모든 pH에서의 산화율이 전반적으로 약 10%씩 감소하였음을 알 수 있었다. 이로 인해 3가 비소의 산화는 페놀의

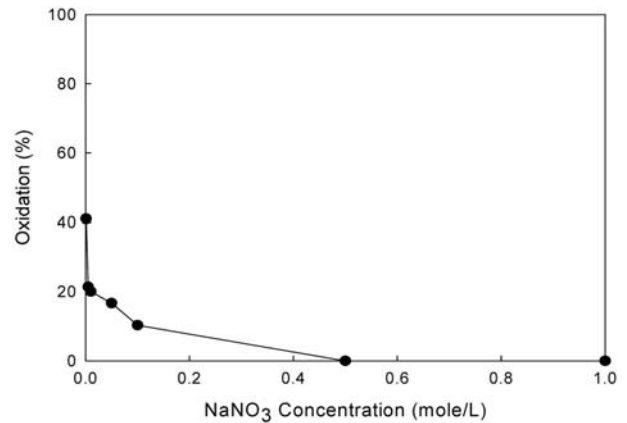
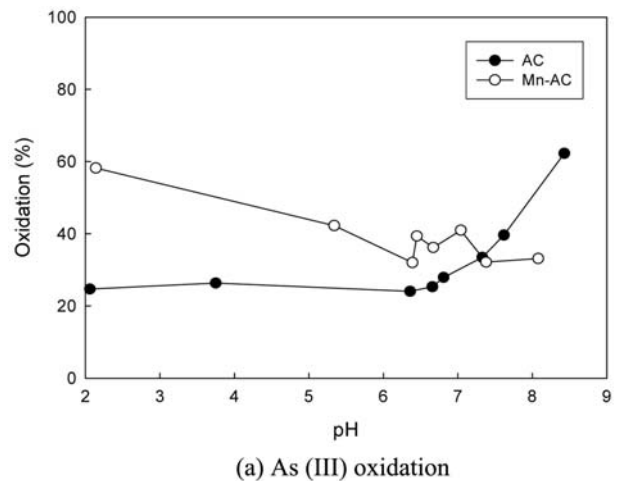
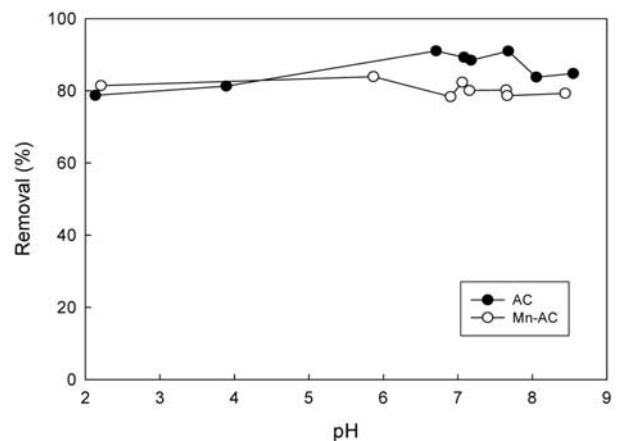


Fig. 5. As(III) oxidation with variation of ionic strength.



(a) As (III) oxidation



(b) Phenol removal

Fig. 6. As(III) oxidation and phenol removal by AC and Mn-AC at different solution pH.

흡착에 의해 다소 영향을 받지만 그 정도는 크지 않는 것을 알 수 있었다. Fig. 6b의 페놀 흡착제거 결과는 pH

에 영향을 받지 않고 AC는 평균 $88.0 \pm 3.1\%$, Mn-AC는 $80.1 \pm 1.4\%$ 의 유사한 제거특성을 나타내었다. AC에 비해 Mn-AC의 낮은 제거경향은 Table 1에 나타난 것처럼 비표면적의 감소에 의한 것으로 판단된다.

3가비소와 페놀의 동시처리 실험에서 Mn-AC에 의한 페놀 흡착율은 AC에서 보다 다소 감소하였으나 큰 차이를 보이지 않았고, 3가 비소의 산화율은 중성 이하의 pH에서는 AC보다 높은 산화율을 보여 독성 비소와 유기물이 동시에 존재하는 폐수에서 다기능성 여과재질로 활용이 가능할 것으로 여겨지며, 보다 실용적인 접근을 위해서는 다양한 중금속과 유기물의 조건변화에 따른 추가적인 후속 연구가 필요하다고 판단된다.

4. 결 론

입상활성탄을 담체로 이용하여 산화망간을 침착시킨 Mn-AC를 3가 비소와 페놀에 대한 산화 및 흡착특성을 활성탄(AC)과 비교하여 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1) 안정성 시험결과 300°C 이상에서 제조한 Mn-AC는 pH 4 이상의 폐수처리를 위한 흡착제 및 여과재질로 사용할 수 있다고 판단된다.

2) 제조 온도별 Mn-AC의 3가 비소 산화율은 전반적으로 300°C로 제조한 Mn-AC의 산화율이 다소 높았으며 Mn-AC의 안정성을 함께 고려하였을 때 Mn-AC의 최적 제조온도를 300°C로 결정하였다.

3) pH별 3가 비소 산화실험 결과 Mn-AC에 의한 3가 비소 산화율은 pH가 감소할수록 증가하였으며, AC에 의한 3가 비소 산화율은 낮은 pH에서는 약 30%의 산화율을 보이다가 pH 7부터는 급격하게 증가하면서 Mn-AC보다 높은 68.5%를 나타냈다. 총 비소의 제거율은 모든 pH에서 Mn-AC가 AC보다 약 4.5배 높게 나타났다.

4) pH 변화에 따른 3가 비소(10 ppm)와 페놀(100 ppm)의 동시 처리결과 AC에 비해 Mn-AC는 92%의 페놀 제거능, 3가 비소 단독실험시와 비교시 90% 이상의 비소 산화율을 유지하면서 유기물과 중금속의 동시제거가 가능하여 다기능성 여과재질로 활용이 가능함을 알 수 있었다.

사 사

본 연구는 환경부의 “토양지하수복원관리 환경기술교육 혁신지원사업단”의 지원을 받은 과제이며, 이에 감사드립니다.

참 고 문 헌

김광섭, 김병권, 홍순철, 장운영, 양재규, 2006, 금속산화물 함유, 흡착제들의 독성 비소 제거능 비교, 대한환경공학회 추계학술연구발표회, 강릉대학교, p. 631-637.

성혜련, 공성호, 서승원, 김민경, 2004, 화약류와 중금속으로 복합 오염된 토양의 동시처리, 대한환경공학회 추계학술연구발표회, 전북대학교, p. 1484-1490.

송기훈, 2006, 철 및 망간코팅사의 제조 조건 및 비소 제거특성에 관한 연구, 박사학위청구논문, 광운대학교.

송대성, 이종운, 고일원, 김경웅, 2007, 국내 일부 오염 토양 및 퇴적물 내 토착 미생물에 의한 중금속의 지구화학적 거동 연구, 자원환경지질, **40**(5), 575-585.

이송우, 배상규, 권준호, 나영수, 안창덕, 윤영삼, 송승구, 2005, 활성탄의 세공구조와 Acetone Vapor 흡착특성의 상관관계, 대한환경공학회지, **27**(6), 620-625.

이정주, 박재우, 2001, 유기오염물질과 중금속의 동시 제거를 위한 흡착제로서의 Organobentonite에 관한 연구, 대한환경공학회 추계학술연구발표회, 이화여자대학교, 111-112.

Bhumbla, D.K. and Keefer, R.E., 1994, Arsenic mobilization and bioavailability in soil. In Nriagu, J. O.(ed.) Arsenic in the environment, Part I: Cycling and characterization, Wiley-Interscience, New York, 51-82.

Birgit, D., Rainer, W., and Holger, W., 2004, Sorption materials for arsenic removal from water: a comparative study, *Water Research*, **38**, 2948-2954.

Bruce A. Manning, Scott E. Fendorf, Benjamin Bostick and Donald L. Suarez, 2002, Arsenic(III) oxidation and Arsenic(V) adsorption reactions on synthetic birnessite, *Environ. Sci. Technol.*, **36**, 976-981.

Chang, Y.Y., Kim, K.S., Jung, J.H., Yang, J.K., and Lee, S.M., 2006, Application of Iron-Coated Sand and Manganese-Coated Sand in the Treatment of Both As(III) and As(V), *Water Science and Technology*, in press.

Lee, Y.H., Um, I.H., and Yoon, J.Y., 2003a, Arsenic(III) Oxidation by Iron(VI) (Ferrate) and Subsequent Removal of Arsenic(V) by Iron(III) Coagulation, *Environ. Sci. Technol.*, **37**, 5750-5756.

Lee, Y.H., Yoon, J.Y., and Gunten, U.V., 2005b, Kinetics of the Oxidation of Phenols and Phenolic Endocrine Disruptors during Water Treatment with Ferrate(Fe(VI)), *Environ. Sci. Technol.*, **39**, 8978-8984.

Lin, K., Cooper, W.J., Nickelsen, M.G., Kurucz, C.N., and Waite, T.D., 1995, Decomposition of aqueous solutions of phenol using high energy electron beam irradiation-A large scale study, *Appl. Radiat. Isot.*, **46**, 1307-1316.

Moore J.N., Walker J.R., and Hayes T.H., 1990, Reaction

- scheme for the oxidation of As(III) to As(V) by birnessite, *Clays Clay Miner.*, **38**, 549-555.
- Nakagawa, K., Namba, A., Mukai, S.R., and Tamon, H., 2004, Adsorption of Phenol and Reactive dye from Aqueous Solution on Activated Carbons Derived from Solid Wastes, *Water Research*, **38**(7), 1791-1798.
- Nourbakhsh, M., Sag, Y., Ozer, D., Aksu, Z., Katsal, T., and Calgar, A., 1994, A comparative study of various biosorbents for removal of chromum(VI) ions from industrial wastewater: *Proeess Biochem.*, **29**, 1-5.
- Oscarson, D.W., Huang, P.M., and Liaw, W.K., 1981, Role of manganese in the oxidation of arsenic by freshwater lake sediments, *clays clay Miner*, **29**, 219-225.
- Reed, B.E., Vaughan, R.L., and Jiang, L., 2000, As(III), As(V), Hg, and Pb Removal by Fe-Oxide Impregnated Activated Carbon, *Journal of Environmental Engineering*, **126**(9), 869-873.
- Chiu, V.Q. and Hering, J.G., 2000, Arsenic adsorption and oxidation at mangnite surfaces. 1. Method for simultaneous determination of adsorbed and dissolved arsenic species, *Environ. Sci. Technol*, **34**, 2029-2034.
- Vaughan, R.L. and Reed, B.E., 2005, Modeling As(V) removal by a iron oxide impregnated activated carbon using the surface complexation approach, *Water Research*, **39**(6), 1005-1014.
- Walsh, L.M. and Keeney, D.R., 1975, Behavior and phytotoxicity of inorganic arsenicals in soil. In Woolson, E. A. (ed.) Arsenical pesticides. Americal Chemical Society. Washington, DC., 35-52.