

## 활성탄 및 자외선을 이용한 시안 저감 특성 연구

이효은<sup>1</sup> · 김영재<sup>1</sup> · 박수오<sup>1</sup> · 성유현<sup>2</sup> · 박찬오<sup>2</sup> · 이현주<sup>3</sup> · 장 민<sup>3</sup> · 이영재<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>고려대학교 지구환경과학과, <sup>2</sup>한국광물자원공사, <sup>3</sup>한국광해관리공단

## Cyanide Attenuation by Granular Activated Carbon and UV-Light

Hyo Eun Lee<sup>1</sup>, Young Jae Kim<sup>1</sup>, Soo-oh Park<sup>1</sup>, Yoo Hyun Sung<sup>2</sup>, Chan Oh Park<sup>2</sup>, Hyun-Ju Lee<sup>3</sup>, Min Jang<sup>3</sup> and Young Jae Lee<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Department of Earth & Environmental Sciences, Korea University, Seoul 136-713, Korea

<sup>2</sup>Development and Environment Team, Korea Resources Corporation, Seoul 156-406, Korea

<sup>3</sup>Water treatment and Rock Engineering Research Team, Institute of Mine Reclamation Technology, Cheonan 331-803, Korea

Sorption of cyanide on granular activated carbon and attenuation of the cyanide by UV-light over a wide range of conditions such as pH and concentration were investigated through batch experiments. Cyanide uptake by activated carbon is much effective at  $[CN]_{ini} < 2$  mg/L. The sorption of cyanide on activated carbon at pH 7.0 is greater than that of pH 9.0. It is found that the ratio of CN uptake to CN in solution increases at pH 9.0 whereas at pH 7.0 the ratio decreases, suggesting that reactivity of activated carbon increases as a function of pH. The sorption of cyanide rapidly increases during the first 30 min, followed by sharp desorption until 3hr, and then the sorption increases and reaches the maximum sorption during the duration of experiments, implying that the sorption mode could be changed through conformational change during the initial stage of the cyanide uptake by activated carbon. Total amount of cyanide desorbed from the activated carbon during the period of desorption experiments is less than 1.5% of total sorbed cyanide, indicative of strong and stable sorption of cyanide on the activated carbon. The sorption with mixture of activated carbon and Ham-Baek sludge shows less effective on the removal of the cyanide. It is noted that UV-light is much effective on the removal of cyanide but also the attenuation is achieved until  $[CN]_{tot}$  is up to 10 mg/L. Our findings demonstrate that both activated carbon and UV-light are very effective on the attenuation of cyanide over a wide range of environmental conditions.

**Key words** : cyanide, granular activated carbon, UV-light, attenuation, sorption

활성탄과 자외선을 이용한 시안 저감 연구를 위해 다양한 농도조건 및 넓은 pH 범위에서 배치실험을 수행하였다. 활성탄을 이용한 시안흡착은 시안의 초기농도 2 mg/L 이하에서 매우 효율적인 것으로 나타났으며, 시안 초기농도 3 mg/L 이하에서는 pH 7.0 에서의 흡착이 우수하였고, 그 이상의 시안 초기농도 구간에서는 pH 9.0일 경우 흡착량이 많은 것으로 관찰된다. 전체적인 흡착 패턴을 봤을 때, pH 9.0 에서는 시안의 초기농도가 증가함에 따라 흡착이 증가하는 양상을 보이는 반면 pH 7.0 에서는 흡착이 감소하는 양상을 보였다. 이는 활성탄의 반응성이 pH에 따라 변화하고 있음을 시사한다. 시간에 따른 시안의 흡착 결과, 반응 후 초기 30분 동안 빠른 흡착을 보이나 3시간 이내에 급격히 탈착되며, 그 이후로는 흡착이 다시 증가하여 최대 흡착에 이르는 양상을 보이고 있다. 이는 활성탄을 이용한 시안의 초기 흡착모드가 시간에 따라 변화하고 있음을 나타내고 있다. 탈착실험 결과, 활성탄에 흡착된 총 시안 중 최대 1.5%의 탈착을 일으키는 것으로 나타났다. 그밖에 활성탄과 함백탄광슬러지의 혼합물을 이용한 시안흡착은 0.76 mg/g 의 낮은 저감효율을 나타냈다. 자외선에 의해서는 최대 96.6%의 매우 효율적인 저감을 보였으며, 시안의 초기농도가 높아질수록 활성탄을 이용한 시안의 저감보다 많은 양의 시안을 저감시키는 것으로 관찰된다. 이번 실험결과는 활성탄과 자외선 모두가 다양한 조건의 환경에서도 시안저감에 효율적일 수 있다는 것을 보여준다.

**주요어** : 시안, 활성탄, 자외선, 저감, 흡착

\*Corresponding author: youngjlee@korea.ac.kr

## 1. 서 론

시안은 높은 반응성으로 인해 알칼리 양이온과 결합하여 다양한 염을 형성하거나 금속 양이온과 결합하여 NaCN, KCN, Ca(CN)<sub>2</sub> 등의 시안 화합물을 형성하게 된다. 이러한 시안은 대부분 맹독성을 갖고 있어 매우 위험하다. 시안은 식물에 의해 자연적으로 발생되기도 하지만 토양이나 지하수, 지표수 등에 오염을 초래하는 경우는 매우 드물며, 대체로 인위적인 사용에 의해 환경오염을 일으킨다. 시안의 특성을 이용하여 전기도금 산업에서는 금속 표면에 코팅하는 매개물질로 사용되고 있으며, 알루미늄, 강철의 제조과정이나 석유 정제과정 중에 다양한 목적으로 사용되고 있다. 특히 광업 분야에서는 금을 농집하는데 시안화물(CN<sup>-</sup>)을 주로 사용하고 있다. 루마니아의 금광에서는 보존 중이던 광미에서 시안화물이 다량 유출되어 1240 톤의 물고기와 수중 생물을 폐사시키고 인근 국가와 피해보상 문제까지 불거진 사례가 있다(UNEP, 2000). 이와 같이 시안화물이 적절히 처리되지 않고 유출될 경우 생태계에 심각한 문제를 일으킬 뿐만 아니라 사회적으로도 문제를 야기할 수 있다.

국내 휴 · 폐광산 중 전북 김제시에 위치한 금구광산의 경우 금, 은, 구리 광산으로 1979 년까지 광업활동이 이루어진 금속광산으로 갱구 상하부에 폐광석이 산재되어 있다. 2008년 환경부 폐금속 과안 조사, 2011년도(한국광물자원공사) 분석 결과 금구광산의 표토에서는 대책기준을 초과하는 시안이 검출되었으며, 수질분석 결과 시안이 검출되지 않았으나 2011년도 분석에서는 음용수 수질기준(0.01 mg/L)(Ministry of Environment, 2011a)을 초과하는 시안이 검출되었다. 이처럼 현재 선광작업이 이루어지고 있는 광산개발 현장뿐만 아니라 휴 · 폐 광산에 적재되어있는 광미에서도 시간이 지남에 따라 시안이 용출되고 있는 실정이다.

시안을 처리하는 방법에는 린싱법(Van, 1988; Lopes and Johnson, 1988), 황화법(Devuyt *et al.*, 1986; Devuyt *et al.*, 1992), 알칼리 염소법(Chamberlin and Snyder, 1955; Shelton, 1979; Palmer *et al.*, 1988), 과산화수소법(Higgs, 1992), 자연저감법(EPA, 1994), 오존 처리법(Herlancher and McGregor, 1987; Gurol and Holden, 1988) 등이 있다. 이 중 가장 일반적인 처리 방법은 과산화수소법으로, 과산화수소를 이용하여 시안을 산화시켜 제거하는 메커니즘을 사용한다(Smith and Mudder, 1991). 그러나 과산화수소법을 사용할 경우 반응 속도가 느려 중금속 촉매를 사용

해야 하고, 위험물질인 과산화수소를 사용하기 때문에 공정 과정이 위험하다는 단점이 있다. 또한 최종 산물로 생성되는 암모니아 역시 독성을 갖을 뿐만 아니라 폐수에 존재할 경우 금속과 착물을 만들어 처리수 내 금속 농도를 높일 수 있다. 그밖에 시안 처리기술 역시 각각의 장단점(Asperger, 1952; David *et al.*, 2006)을 갖고 있으나 지금까지의 시안 처리기술로는 시안의 용액농도를 50 ppb 이하의 매우 낮은 수준으로 낮추기 힘들다는 한계점이 있다. 따라서 본 논문에서는 활성탄, 탄광배수 슬러지를 이용한 시안 저감과 UV 램프를 이용한 시안 저감(예; Gaspar and Beck, 1983; Scott, 1993) 등 다양한 지화학조건에서 시안의 저감특성을 연구 · 평가해 보고자 한다.

## 2. 연구방법 및 실험조건

### 2.1. 활성탄

본 실험에 사용된 활성탄은 藥理純藥 社의 1급 활성탄으로, 입도는 8~32 mesh로 불균질한 형태를 보이며 1 g 당 500~1500 m<sup>2</sup> 정도의 큰 표면적을 갖는 특성이 있다. 일반적으로 활성탄의 주 구성물질은 탄소이며, 활성탄은 흡착성이 뛰어나 기체 내의 오염물질, 폐수 내 중금속의 흡착제 등으로 다양하게 이용되고 있다(Lotfi and Nafaa, 2002).

### 2.2. 슬러지(함백광산 슬러지)

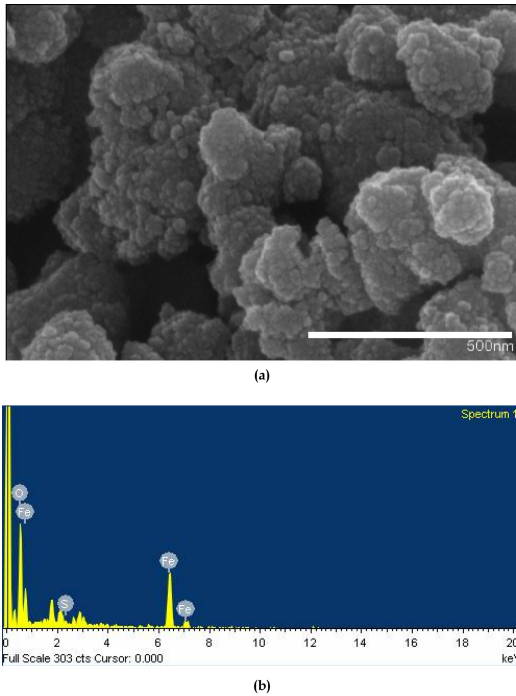
본 실험에서 사용된 슬러지는 강원도 정선 신동읍 조동리에 위치한 함백 탄광배수 슬러지로 XRF 결과는 Table 1과 같으며 대부분 철 산화물로 구성되어 있는 것을 알 수 있었다. 시간에 따른 슬러지 광물상의 변

Table 1. XRF result of Ham-Back Mine Sludge.

Components	wt%
SiO <sub>2</sub>	6.73
TiO <sub>2</sub>	0.01
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.28
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	56.25
MnO	0.29
MgO	0.02
CaO	2.16
Na <sub>2</sub> O	N/D
K <sub>2</sub> O	N/D
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N/D
LOI*	15.18

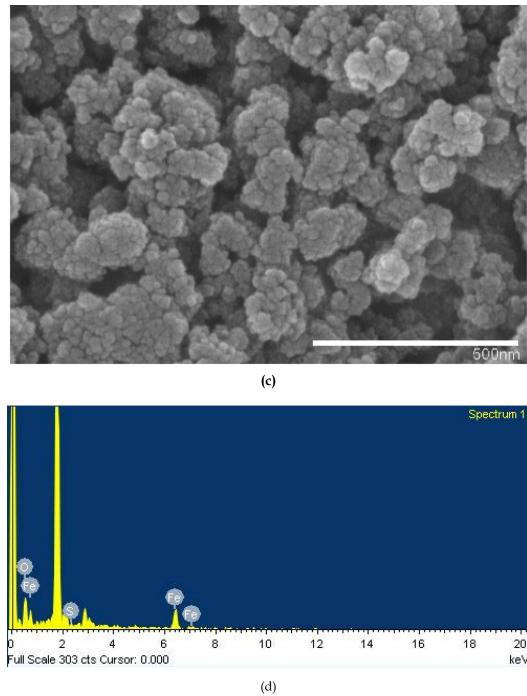
N/D: Not detected

\*: Lost of ignition



(a)

(b)



(c)

(d)

**Fig. 1.** XRD pattern for Ham-baek Mine Sludge formed in Spring and Winter. It is noted that all peaks are good agreement with peaks of schwertmannite, indicating that the sludge is no other than schwertmannite.

**Fig. 2.** SEM images and EDX data of Ham-baek Mine Sludge formed in (a), (b) Spring and (c), (d) Winter.

화를 알아보기 위해 봄과 겨울에 형성된 함백 탄광배수 슬러지에 대한 X-선 회절(XRD) 분석결과(Fig. 1)는 모든 피크가 schwertmannite(JCPDS 47-1775)와 일치하는 것으로 나타나 두 슬러지 모두 schwertmannite 판명되었다. 비록 겨울에 형성된 함백 탄광배수 슬러지의 XRD 피크 강도가 상대적으로 낮지만 두 슬러지의 피크 위치가 모두 일치하는 것을 관찰하였다(Fig. 1). 뿐만 아니라, 피크가 매우 완만한 것으로 보아 함백 탄광배수 슬러지의 결정도가 낮은 것으로 판단한다. SEM 분석 결과 비결정질의 나노사이즈 입자가 얽혀있는 형상을 확인하였다(Fig. 2a and b).

### 2.3. 등온흡착실험

등온 흡착실험을 위해서 우선 고액비는 1 g/L로 정량화 하였고, pH는 HCl 및 NaOH를 이용하여 pH 7.0과 pH 9.0으로 각각 조절해 주었다. 제어 조건 이외의 영향을 최소화하기 위해 배경 전해질의 이온세기는 적용하지 않았으며(I=0, 초순수(De-Ionized Water)), 시안은  $\text{FeK}_4(\text{CN})_6 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ (Sigma-Aldrich) 를 사용하였다. 활성탄만을 이용한 시안 저감 및 활성탄과 함백광

산 슬러지 혼합(활성탄과 함백광산 슬러지를 1:1 비율로 혼합)에 의한 시안 저감실험모두에서 시안의 초기 농도는 각각 0.01, 0.05, 0.10, 0.25, 0.5, 1, 2, 5, 10 mg/L로 수행하였다. 활성탄과 함백광산 슬러지 혼합을 이용한 시안 저감실험은 현장 적용 시 광산 배수 내 광산 슬러지가 존재할 수 있고, 시안화합물을 흡착시키는 과정에서 광산 슬러지가 중금속을 먼저 흡착시켜 시안화합물의 저감 효율을 높일 수 있을 것으로 기대하여 활성탄과 함백광산의 혼합물로 흡착실험을 진행하였다. 대조군으로는 흡착제를 첨가하지 않은 초순수에 각 실험의 시안 초기농도와 동일한 농도의 시안을 넣어 본 실험과 비교하였다. 시안 주입 후 교반 시간은 24시간으로 하였으며, 이후 0.2  $\mu\text{m}$  멤브레인 필터를 사용하여 여과하여 시안을 분석하였다. 모든 반응 실험은 유리 시료병(Schott Duran, Gl 45)을 사용하여 이중 실험으로 진행하였다.

### 2.4. 흡착속도실험

활성탄에 의한 시안의 등온흡착(sorption isotherm) 실험결과, 시안의 흡착량이 줄어들어 최대 흡착량에 근접하는 시안 농도의 구간이 2 ~ 5 mg/L인 것을 확인

하였다. 이를 바탕으로 초기농도 5 mg/L 조건에서 흡착 속도 실험을 진행하였다. 고액비는 1 g/L로 정량화 하였으며, pH는 HCl 및 NaOH를 이용하여 pH 7.0로 조절해 주었다. 실험 샘플 외에도 초기농도 5 mg/L의 대조군과 함께 실험하였다. 활성탄과 시안농도가 5 mg/L인 용액을 혼합하여 교반하면서 시간별(각각 5, 10, 30분 그리고 1, 3, 6, 12, 24시간)로 반응시키고, 반응용액은 0.2 µm 멤브레인 필터를 사용하여 여과하여 분석하였다.

### 2.5. 탈착실험

고액비는 1 g/L로 정량화 하였으며, pH는 HCl 및 NaOH를 이용하여 pH 7.0로 조절해 주었다. HCl용액과 NaOH용액을 이용하여 pH 7.0 조건에서 5 mg/L의 시안 용액을 첨가한 후 24시간동안 교반하며 흡착 반응(흡착속도 실험 조건과 동일한 조건)을 진행시킨 후 용액을 2 µm 멤브레인 필터를 이용하여 활성탄만을 걸러 낸 후, 시안이 흡착된 활성탄을 시안이 없는 초기 탈착실험과 동일한 조건을 갖춘 pH 7.0인 초순수에 넣어 각각 5, 10, 30분 그리고 1, 3, 6, 12, 24시간 동안 각각 반응시킨 후, 필터링하여 용액 내 시안의 농도를 분석하였다.

### 2.6. 자외선을 이용한 저감

활성탄 또는 활성탄과 슬러지 혼합물을 이용한 시안 저감과 달리 광분해 및 산화를 통한 시안의 시간별 저감 특성을 알아보려고 자외선만을 이용한 시안의 저감 실험을 수행하였다. 자외선은 HBK사의 81-1057-01 UV 램프 모델(자외선 강도 :  $\geq 125 \mu\text{W}/\text{cm}^2$ , 파장 : 254 nm)을 사용하였다. 시안의 초기 농도는 각각 0.5, 5, 10 mg/L을 사용하였고 pH 7.0인 초순수에 자외선 램프를 직접 담그고 각각 1, 3, 6, 12, 24시간 경과 후 총 시안의 농도를 환경부 수질오염공정시험법에 따라 총 시안농도를 분석하였다(Ministry of Environment, 2011b).

## 3. 연구결과 및 토의

### 3.1. 활성탄만을 이용한 등온흡착

pH 7.0 및 pH 9.0 조건에서 수행된 활성탄에 의한 시안의 저감 실험 결과는 Fig. 3와 같다. pH 7.0 시안의 초기농도가 낮을 경우( $< 2 \text{ mg/L}$ ) 활성탄에 의해 대부분 저감 되는 것을 알 수 있었으며, 초기농도 0.01~0.5 mg/L 범위에서 흡착 후 0~0.002 mg/L 미만이 검출되어 모두 95%이상 흡착되는 것으로 나타났다. 초기농도 5 mg/L 까지 흡착이 증가하다가 5~

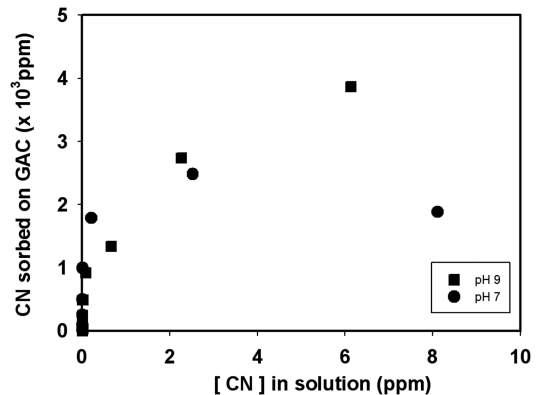


Fig. 3. Sorption isotherm of cyanide on GAC at pH 7.0 and pH 9.0.

10 mg/L 구간에서는 흡착률이 떨어지는 양상을 보인다. 활성탄에 최대 흡착량은 2.48 mg/g로 확인할 수 있었다.

pH 9.0 조건에서 수행된 실험의 경우 초기 농도가 증가함에 따라 지속적으로 흡착량이 증가하는 양상을 보여준다. 초기농도 2 mg/L 이하의 조건에서는 pH 7.0의 경우보다 흡착이 다소 적게 일어나는 것으로 나타났다. 최대 흡착량은 3.86 mg/g로, pH 7.0일 경우보다 흡착량이 많은 것으로 나타났다.

낮은 초기 농도에서는 중성(pH 7.0)일 경우, 높은 초기 농도에서는 pH 9.0일 경우 흡착량이 큰 것을 확인하였다. 만약 선광을 거친 광산배수의 pH가 매우 높다면, 활성탄에 의한 광산 배수 내 시안의 흡착이 증가할 것으로 사료된다. 또한 시안의 농도가 1 mg/L 이하인 경우 대부분의 시안이 수십 ppb(용액내 농도) 이하로 저감되는 매우 우수한 흡착을 관찰할 수 있었다. 두 등온흡착 실험을 통해 흡착이 최대가 되는 지점은 2~5 mg/L 사이인 것으로 확인되었으며, 이를 바탕으로 추후 흡착속도 실험은 초기농도 5 mg/L에서 실시하였다.

### 3.2. 활성탄만을 이용한 흡착속도

활성탄에 의한 시안의 흡착속도 실험 결과(Fig. 4), 활성탄과 반응 후 30분 내에 47%에 달하는 빠른 흡착이 발생하고 이후 30분 동안 급격한 탈착을 일으키는 불안정한 흡·탈착 반응을 볼 수 있으나 3시간 내 외부부터는 차츰 안정적으로 흡착량이 증가되어 24시간 후에는 용액내 시안 농도가 5 mg/L에서 1.86 mg/L로 저감되는 것을 관찰할 수 있다. 이러한 불안정한 흡착 및 탈착 현상은 활성탄 표면 혹은 내부에 흡착 가

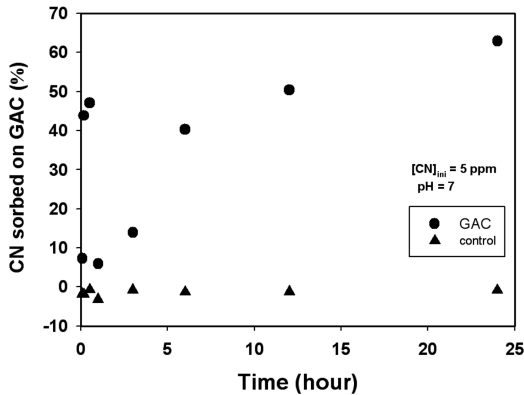


Fig. 4. Sorption of cyanide on GAC at pH 7.0 as a function of time.

능한 용존된 이온의 존재형태가 다양하여 하나의 이온이 불안정한 상태로 흡착되었다가 다시 탈착되고, 그 자리에 다시 다른 존재형태의 용존된 이온이 흡착되면서 점차 안정된 상태로 흡착을 이루어가는 것으로 사료된다. 이러한 흡착모드의 변화에 대한 연구는 향후 원자·분자단위에서의 X선 흡수 분광법을 이용해 밝혀져야 할 것으로 판단된다.

3.3. 활성탄만을 이용한 탈착

활성탄에 의한 시안 탈착 실험 결과(Fig. 5), 흡착된 시안 중 1.5%만이 초기 30분 내에 탈착되었다가 99.8%이상 재 흡착 되는 것을 볼 수 있다. 흡착속도 실험에서 초기 3시간 내에 다소 불안정한 흡착을 보였으나 24 시간 이후 흡착이 완전히 평형을 이룬 후에는 활성탄 내에 시안이 매우 강하게 흡착되어 탈착이 거의 일어나지 않는 것을 알수있다. 활성탄을 실제 흡착

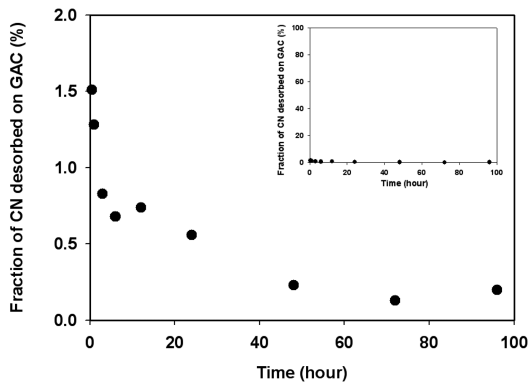


Fig. 5. Desorption of Cyanide on GAC at pH 7.0 as a function of time.

제로 사용할 경우 탈착률이 높다면 흡착률이 뛰어나더라도 시간에 따라 다시 오염물질이 용출되기때문에 실질적인 활용이 불가능하다. 그러나 본 실험을 통해 활성탄에 의한 시안의 탈착은 매우 미미하게 일어나는 것을 알 수 있다. 이는 시안이 활성탄과 매우 강하게 흡착되어 있으며, 새로운 환경에 노출될 경우에도 활성탄에서 다시 탈착 될 가능성이 매우 낮은 것으로 판단되기 때문에 안전한 흡착제로 사용할 수 있다는 것을 나타낸다.

3.4. 활성탄과 슬러지 혼합물을 이용한 등온흡착

활성탄과 함백광산 슬러지의 혼합물, 함백광산 슬러지, 활성탄을 이용하여 각각 시안을 저감시킨 결과(Fig. 6), 함백광산 슬러지의 경우 시안의 흡착 능력이 낮았다. 반면, 활성탄만을 단독으로 넣어준 경우가 시안 흡착에 가장 뛰어난 것으로 나타난 반면, 함백광산 슬러지와 활성탄을 동시에 넣어준 경우는 위의 경우보다 흡착량이 매우 감소하는 것으로 나타났다. 이 같은 결과는 나노 사이즈의 슬러지 입자와 활성탄 입자가 서로 응집하여 일반적으로 알려져 있는 활성탄을 이용한 흡착기작 과정 중 활성탄의 마이크로 공극으로 시안이 동을 차단(또는 방해)함으로써 시안의 흡착량이 급격하게 줄어들게 된 것으로 사료된다(예; Önal, 2006). 이를 통해 활성탄을 이용한 시안저감 메커니즘에 있어 시안이 활성탄 내 미세공극 사이로 물리적으로 이동하는 과정이 활성탄에 의한 시안의 저감에 있어 매우 중요한 역할을 하고 있음을 알수 있다.

3.5. 활성탄과 슬러지 혼합물을 이용한 흡착속도

활성탄과 함백광산 슬러지 혼합물에 의한 시안의 흡

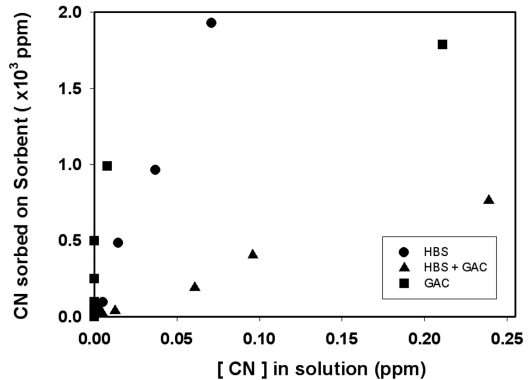


Fig. 6. Sorption isotherm of Cyanide on GAC and Ham-Baek Sludge at pH 7.0.

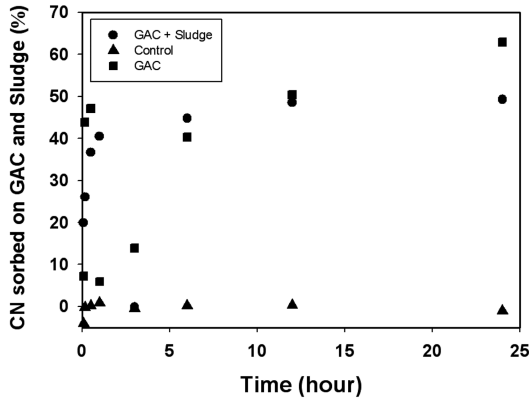


Fig. 7. Cyanide uptake by GAC and Ham-Baek Sludge at pH 7.0 as a function of time.

착속도 실험 결과(Fig. 7), 시안과 반응 후 초기 30분 동안은 시안이 급격히 흡착되나 1시간 내외에서 급격히 탈착이 발생하는 활성탄과 동일한 반응을 보였으며 이후 24시간에 이르기까지 다시 점차적인 흡착이 발생한 것으로 나타났다. 활성탄을 이용한 시안의 저감과 비교해 볼 때, 함백광산 슬러지는 활성탄의 시안 흡착 능력을 다소 떨어뜨리는 경향을 보였으며, 이는 등온 흡착 실험과 일치하는 결과이다.

3.6. 자외선만을 이용한 저감

자외선 노출 시간 및 초기 농도에 따른 시안의 저감 실험결과를 Fig. 8에 도시하였다. Fig. 8은 실제 저감 농도를 축으로 도시하였고, Fig. 9은 시간에 따른 저감률(%)로 나타내었다. 결과를 통해 다양한 시안 농도에서 우수한 저감을 보이는 것을 알 수 있다. 특히 낮은

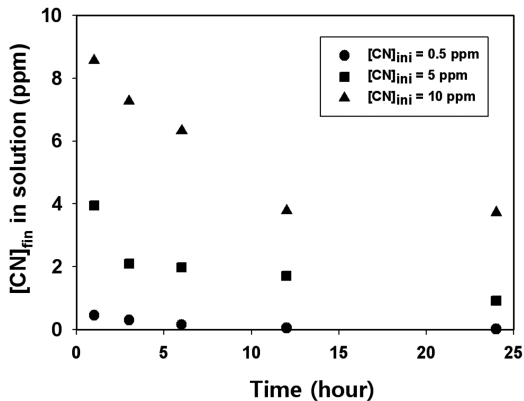


Fig. 8. Cyanide attenuation by UV-light as a function of time.

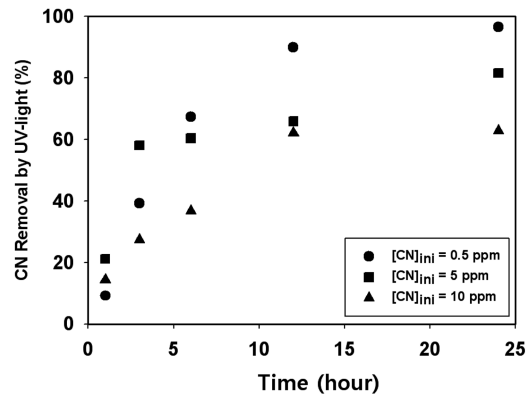


Fig. 9. Efficiency of cyanide removal by UV-light(%) as a function of time.

농도(0.5 mg/L)의 시안을 매우 낮은 수준의 농도(0.017 mg/L)로 낮추는 데 탁월한 효과가 있는 것으로 확인되었으며, 10 mg/L의 고농도일 경우에도 12시간 내에 절반 이하로 시안의 농도를 저감시키는 것으로 나타났다. 동일한 초기농도(5 mg/L)에서 수행된 활성탄 흡착 실험과 비교해 본 결과는 Fig. 10과 같다. 초반에 불안정하게 흡·탈착을 보이는 활성탄과는 달리 자외선의 경우는 노출 시간에 따라 지속적으로 저감이 진행되는 것을 볼 수 있다.

여러 연구에서 제시된 자외선에 의한 시안저감 기작은 자외선에 의해 발생한 OH 라디칼(hydroxyl radical)과 오존등에 의해 시안이 산화된다고 알려져 있다(Dzombak *et al.*, 2006). 본 연구에서는 자외선에 의해 용액내 시안은 시간이 지남에 따라 빠르게 저감되는 것은 관찰할 수 있었으나 저감기작을 정확히 관

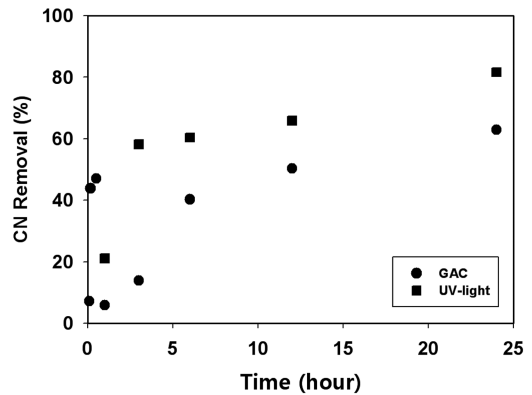


Fig. 10. Cyanide removal through GAC and UV-light as a function of time.

단할 수 있는 실험은 진행하지 못했다. 따라서 자외선에 의한 시안 저감작은 향후 원자·분자 단위의 X선 분광법과 같은 방법을 이용한 체계적인 접근을 통하여 밝혀져야 할 것으로 판단된다.

#### 4. 결 론

광산배수에 함유되어있는 시안을 저감시키기 위한 실험 결과, 활성탄과 자외선이 시안을 저감시키는 데 효과가 있는 것으로 확인할 수 있었다. 특히 초기농도 0.5 mg/L 시안을 활성탄과 자외선을 이용하여 0.05 mg/L 이하의 낮은 농도로 저감할 수 있었다.

활성탄에 의한 시안 저감의 경우 반응 후 초기 1 시간동안 흡착과 탈착이 불안정하게 발생하는 것을 확인할 수 있다. 최대 1.5%의 탈착이 발생하고 반응 후 96시간까지 지속적으로 재흡착되어 0.2%의 시안만이 총 활성탄에서 탈착되는 것이 관찰되었다. 이와 같은 미미한 수준의 탈착을 통해 시안이 활성탄과 매우 강하게 흡착되어 있으며, 이는 활성탄의 활용 가능성이 매우 높음을 시사한다. 활성탄과 슬러지를 동시에 넣어준 경우 시안저감률이 떨어지는 것을 관찰할 수 있었는데 이는 나노입자의 슬러지가 시안이 활성탄의 미세공극으로 이동하는 것을 차단(또는 방해)함으로써 시안의 흡착이 저해되는 것으로 고려되며, 이는 활성탄에 의한 시안의 저감 과정 중 물리적 과정이 시안흡착에 중요한 역할을 하고 있음을 알 수 있다.

자외선을 이용한 시안 저감의 경우, 시안의 농도가 높아질수록 저감 효율은 다소 떨어지나 활성탄에 비해서 안정적으로 시안이 저감되었다. 자외선의 경우 초기 설계비용이 다소 고가이나 특별한 첨가제나 첨가물이 들어가지 않고, 시안을 분해하는 데 전기만 사용됨으로 유지 관리에 매우 용이한 장점이 있을 것으로 사료된다.

본 연구를 통해 활성탄과 자외선의 시안 우수한 시안 저감 능력을 확인 할 수 있었으며 국내의 광산 환경에 맞추어 시안농도가 낮은 경우는 활성탄으로, 고농도의 경우에는 자외선을 이용한다면 효율적인 시안 처리가 가능할 것으로 판단된다.

#### 사 사

본 논문은 논문저자 이효은, 김영재, 박수오, 이영재에 의해 2011년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 연구이며(No. 2011-

0010785), 성유현과 박찬오(한국광물자원공사)는 한국 광해관리공단의 지원을 받아 수행됨.

#### 참고문헌

Ministry of Environment (2011a) Enforcement decree of the Management of drinking Water act.  
 Ministry of Environment (2011b) Water quality & Water Ecosystem.  
 Asperger, S. (1952) Kinetics of the decomposition of potassium ferrocyanide in ultra violet light, *Traris. Faraday Soc.*, 48, 617  
 Chamberlin, N.S. and Snyder, H.B. (1955) Technology of treating plating waste, in *Proceedings of the 10<sup>th</sup> Purdue Industrial Waste Conference*, Purdue University, West Lafayette, IN, P277  
 Devuyt, E.A., Tandi, B. and Conard, B.R. (1986) Treatment of cyanide-ferrocyanide effluents, U.S. Patent No. 4,615,873  
 Devuyt, E.A., Robbins, G., Vergunst, R., Tandi, B. and Iamariono, P.E. (1992) INCO's cyanide removal technology working well, *Mining Eng., Reb.*, 205  
 Dzombak, D.A., Ghosh, R.S. and Wong-Chong, G.M. (2006) *Cyanide in water and soil*; Chemistry, Risk, and Management, Taylor & Francis Group, LLC  
 EPA (1994) Technical Report : Treatment of cyanide heap leaches and tailing, EPA530-R-94-037  
 Gaspar, V. and Beck, M.T. (1983) Kinetics of the photoaquation of hexacyanoferrate(II) ion, *Polyhedron*, 2, 387  
 Gurol, M.D. and Holden, T.E. (1988) The effect of copper and iron complexation on removal of cyanide by ozone, *Ind. Eng. Chem. Res.*, 27, 1157  
 Herlancher, M.F. and McGregor, F.R. (1987) Photozone destruction of cyanide waste at Tinker AFB (plot plant ruselts), paper No. 870746, in *Proceedings of 23<sup>rd</sup> Annual Aerospace/Airline Plating and Metal Finishing Forum and Exposition*, Jacksonville, FL  
 Higgs Associates, E.V.S. Consultants, British Columbia Technical and Research Committee on Reclamation (1992) Technical guide for the environmental management of cyanide in mining, British Columbia  
 Lopes R.F. and R.J. Johnson (1988) A Technical Review of Heap Leaching, *Environmental Management for the 1990s*, Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc.  
 Lotfi Monser, Nafaa Adhoum (2002) Modified activated carbon for the removal of copper, zinc, chromium and cyanide from wastewater, *Separation and Purification Technology*, 26, 137-146.  
 Önal, Yunus (2006) Kinetics of adsorption of dyes from aqueous solution using activated carbon prepared from waste apricot, *Journal of Hazardous Materials*, B137, 1719-1728.  
 Palmer, S.A.K., Breton, M.A., Nunno, T.J., Sullivan, D.M. and Surprenant, N.F. (1988) *Metal/Cyanide Containing Wastes: Treatment Technologies*, Corp, N.D., Ed., Noyes Data Corp, Park Ridge, NJ  
 Scott Rader, W., Solujic, L., Milosavljevic, E.B. and Hendrix, J.L. (1993) Sunlight-induced photochemistry of

- aqueous solutions of hexacyanoferrate-(II) and -(III) ions, Environ. Sci. Technol., 27, 1875
- Smith, A. and Mudder, T. (1991) The Chemistry and Treatment of Cyanidation Wastes, Mining Journal Books, Ltd., London
- Shelton, S.P. (1979) Examination of treatment methods for cyanide wastes, Report No. NADC-78198-60, Naval Material Command
- UNEP, Spill of liquid and suspended waste at the Aurul S.A. (2000) Retreatment Plant in Baia Mare, Romania, United Nations Environment Programme, Geneva, Switzerland, [Http://www.unep.org/pc/mining/library/publications/assmnt.htm](http://www.unep.org/pc/mining/library/publications/assmnt.htm)
- Van Zyl (1988) Introduction to Evaluation, Design, and Operation of Precious Metal Heap Leaching Projects, Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc.

---

2011년 12월 1일 원고접수, 2011년 12월 22일 게재승인