

## 음식물 탄화재의 Cu와 Zn에 대한 경쟁 흡착특성

### Competitive Adsorption Characteristics of CFW on Cu and Zn

한 중근<sup>1</sup> Han, Jung-Geun

김 동찬<sup>2\*</sup> Kim, Dong-Chan

홍 기 권<sup>3</sup> Hong, Ki-Kwon

윤 원 일<sup>4</sup> Yoon, Won-Il

#### ABSTRACT

This paper describes the batch test results for application of CFW(Carbonized Foods Waste), which was produced by the process of recycling waste, in PRB system. It analyzed characteristics for individual adsorption and competitive adsorption of Cu and Zn in heavy metals. In individual adsorption, the Langmuir and Freundlich models are used to predict adsorption equilibrium. The adsorption equilibrium corresponded to the Langmuir's and the maximum adsorption amount of Cu was greater than Zn's. The removal of heavy metal is predicted that Zn was faster than Cu. The reaction rate of Zn based on Pseudo-first-order and Pseudo-second-order was faster than Cu's, and the result of competitive adsorption test confirmed that the adsorption amount of Zn is reduced under similar condition for competitive adsorption rate of Cu and Zn. When Zn solution is mixed in Cu, Cu is adsorbed 86% on CFW. However, the adsorption of Zn is 19% on the contrary condition. Therefore, the removal characteristics of separate heavy metal should be considered for efficient treatment of contaminated ground based on complex heavy metal.

#### 요 지

본 연구에서는 PRB의 반응물질로 음식물 쓰레기 처리과정에서 발생하는 음식물 쓰레기 탄화재(CFW, Carbonized Foods Waste)를 적용하고자 회분식 흡착실험(Batch test)을 실시하였다. 중금속 구리와 아연에 대한 흡착특성 분석을 위해 CFW를 이용한 개별 및 경쟁흡착 특성을 확인하고자 하였다. 개별흡착 실험에서는 Langmuir와 Freundlich 모델에 적용하여 흡착평형을 예측한 결과 Langmuir의 모델에 더 일치하였고 최대흡착량은 구리가 더 많았다. 유사일차반응과 유사이차반응모델을 이용한 흡착물질의 흡착속도를 비교한 결과 아연의 반응속도가 구리보다 빨랐다. CFW를 이용한 중금속 제거는 구리보다 아연이 먼저 제거가 될 것으로 판단된다. 한편 구리와 아연과의 경쟁흡착 비율이 유사하면 아연의 흡착량이 떨어지는 특성을 보였다. 구리용액에 아연을 혼합한 경우, CFW에 구리의 흡착은 86%이고, 아연용액에 구리를 혼합 한 경우에는 아연의 흡착이 19%로 나타났다. 따라서, 복합 중금속으로 오염된 지반의 효율적인 오염제거를 위해서는 각 중금속의 정화특성이 고려되어야 할 것으로 판단된다.

**Keywords :** CFW(Carbonized Foods Waste), Adsorption, Batch test, Competitive adsorption

#### 1. 서 론

1960년대부터 지속적인 고도성장을 추진해 온 결과, 한국은 급속한 산업화·도시화로 인해 다양한 환경문제를 야기하게 되었고 최근 전국 100여곳의 휴·폐광산 지역을 대

상으로 토양오염실태 조사를 한 결과 조사대상지역의 92%정도가 토양오염우려기준을 초과하였다는 결과를 발표하였다(환경부, 2007).

특히 폐광산에서 발생하는 다량의 중금속들이 지반과 지하수로 배출, 침투되어 생태계 균형파괴와 인간에게 직·

1 정회원, 중앙대학교 사회기반시스템공학부 교수 (Member, Professor, School of Civil and Environmental Engrg., Urban Design and Study, Chung-Ang Univ.)

2\* 비회원, 그린테크연구소 전임연구원 (Non-member, Associate Researcher, Green Tech. Institute, Chung-Ang Univ., E-mail: hero0308@lycos.co.kr)

3 정회원, 그린테크연구소 선임연구원 (Member, Senior Researcher, Green Tech. Institute, Chung-Ang Univ.)

4 학생회원, 중앙대학교 일반대학원 토목공학과 졸업 (Member, Formerly Graduate Student, Dept. of Civil Engrg., Chung-Ang Univ.)

간접적인 영향을 미친다. 휴·폐 광산의 중금속으로 인한 지반오염은 인간을 비롯한 자연 생태계에 수많은 위험을 야기시키고 있다(환경부, 2010a). 현재 폐광산 주변지역의 토양오염은 일반 농경지 등에 비하여 2~5배 높으며, 대부분 토양오염우려기준을 초과하고 있으며, 일반적으로 처리되지 않은 경우의 광산활동에 의한 폐기물에 함유된 유해중금속의 농도는 우리나라의 이러한 기준보다 높은 것으로 보고되고 있다(오강호 등, 2003). 또한 산 활동에 의한 처리되지 않은 광미나 광재, 퇴적물, 침출수, 유출수 등의 폐기물에 함유된 유해중금속의 농도는 우리나라의 토양환경보전법이나 수질환경보전법의 기준보다 높은 것으로 보고되고 있다. 우리나라 광산은 석탄광산, 금속광산, 기타 석회석광산 등으로 구분되며, 이중 금속광산의 광석에 포함되어 있는 중금속성분과 제련과정에서 사용되는 화학약품, 갱구에서 유출되는 갱내수 등이 주요 오염원이다. 대부분은 1940년대 이전에 개발되었으나 경제성 저하 등의 이유로 방치되어 있는 상태이며, 2009년까지 529개소에 대한 토양오염실태 정밀조사결과 394개 광산(74%)이 토양오염 우려기준을 초과하였고 이중 134개소에 대한 토양오염방지사업을 완료하였거나 추진 중에 있다.

한편 매년 음식물쓰레기로 버려지는 경제적 손실이 연간 18조원에 달하며, 앞으로도 지속적인 증가가 전망됨에 따라 심각한 환경적 문제로 대두되고 있다. 2008년도의 음식폐기물 발생량은 1일 15,142톤으로서 전체 생활폐기물 발생량(52,072톤/일)의 약 29%에 달하며, 점유비율은 2005년을 기점으로 점차 증가추세를 보이고 있다(환경부, 2010b). 폐기물 처리 방법 중 탄화처리는 부피감량률이 90%이상으로 수급성, 경제성이 뛰어나 연료, 탈취제 등으로 활용되어 왔으나 현재 생산량에 비해 활용범위가 한정적이어서 사용성의 확대가 요구되는 실정이다.

원위치(in-situ) 지반 오염정화방법 중 반응물질을 이용한 PRB(Permeable Reactive Barrier)공법이 최근 많이 적용되고 있다. 흡착매질 중 영가철(Zero valent iron: ZVI, Fe<sup>0</sup>)은 유기화합물과 중금속을 흡착시키는 성질을 갖고 있기 때문에 이를 이용한 중금속으로 오염된 지하수의 정화에 PRB 시스템이 많이 이용되고 있다(Morrison, 2003; Farrell et al., 2001; Melitas et al., 2002).

또한 영가철 이외 많은 반응물질들이 벽체 내 흡착물질로 적용되고 있지만, 최근에는 음식물쓰레기 탄화재 CFW를 흡착매질로 사용하는 연구가 다수 진행되고 있다. CFW는 다공질로 PRB의 흡착매질로서 적합할 뿐 아니라 경제

적인 재활용과 쉽게 구할 수 있다는 장점을 가지고 있다(Han et al., 2010a; Han et al., 2010b; 이종영, 2010).

본 연구에서는 폐기물의 자원화 방안 중 하나로 CFW를 중금속 오염지반 및 지하수 정화를 위한 투수성반응벽체 반응물질로서 적용하여 지반 내 중금속들의 제거효율을 평가하기 위한 연구를 수행하였다. CFW를 투수성 반응벽체의 반응물질로 사용하기 위한 흡착효율을 알아보기 위해 지반 내 대표적 중금속 오염물이며 폐·휴광 및 사격장 등에 많이 오염되어 있는 구리와 아연에 대해 CFW를 반응물질로 하는 흡착실험을 각각 수행하였다. 또한 구리, 아연에 대한 경쟁흡착실험을 실시하여 지반 내 복합중금속 제거효율 및 실제현장 내 오염특성을 고려한 오염물 제거순서 등을 결정하기 위한 기초적인 실험을 실시하였다.

## 2. 흡착등온모델

### 2.1 흡착등온선

흡착은 수용액에서 용액 내 흡착질의 농도가 증가함에 따라 흡착량은 증가하며, 임의의 어떤 농도에서 단분자층 흡착이 끝날 때까지는 선형적 증가를 보이다가 흡착제의 최대흡착량인 흡착평형에 도달하면 더 이상 흡착량은 증가하지 않고 일정한 값을 나타낸다. 이를 통해 용액 내에서의 평형농도(Equilibrium Concentration)와 흡착재료에 흡착된 흡착량(Adsorbed Amount)과의 관계는 Langmuir, Freundlich를 이용하여 분석하는 것이 일반적이다.

Langmuir 흡착등온식은 한정된 표면만 흡착되고 이때 흡착은 가역적이고 평형조건이 이루어졌다고 가정하여 유도된 공식으로 식 (1)과 같다. 여기서  $C_e$ 는 평형농도,  $q_e$ 는 흡착제에 흡착된 이온의 농도,  $b$ 는 평형상수,  $q_{max}$ 는 최대 흡착량을 나타낸다. 또한, Freundlich 흡착등온식은 흡착되는 용질의 양과 용액의 농도 사이의 관계를 나타내며, 흡착제 표면이 불균일한 경우에 사용가능 하며 식 (2)와 같다. 여기서,  $K_F$ 는 흡착제의 상대적인 흡착용량,  $n$ 은 흡착강도를 나타낸다.

$$q_e = \frac{q_{max} b C_e}{1 + b C_e} \quad (1)$$

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (2)$$

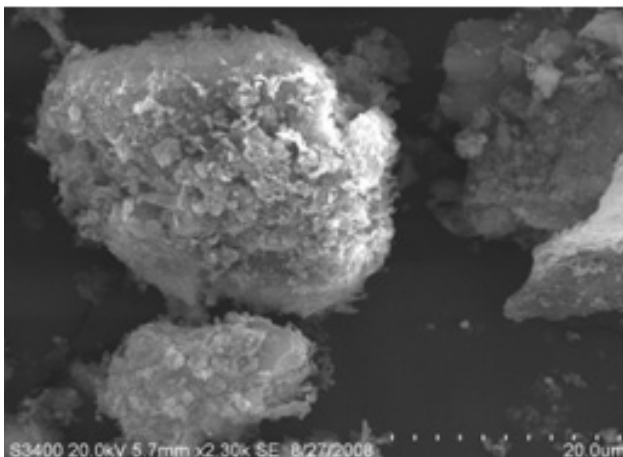
## 2.2 흡착속도

흡착속도는 용액중의 흡착질이 세공내부에 유입, 흡착되는 속도로서 흡착등온선과 함께 액상흡착에 대한 비교 기준이 되며, 시간경과에 따라 용액중의 흡착질이 감소되는 속도로 표현이 가능하다. 일반적인 경우에 있어서 흡착속도는 흡착질의 종류에 따라 다르며, 흡착질의 농도, 온도, pH와 입경 등에 영향을 받기도 한다(김정우, 1997).

흡착재와 피흡착질간의 반응속도와 평형상태의 흡착량의 관계를 밝히기 위해 경험적으로 제시된 Lagergren의 유사일차 속도방정식이 오랫동안 널리 적용되었으며, Boyd 등은 수용액상에서 유기 제올라이트에 의한 이온교환 흡착에 속도가 고려된 속도방정식을 발전시켰다. 이러한 흡착반응에 대한 조사연구는 유사일차 반응모델을 이끌었다. 흡착과정의 흡착속도에 대한 평가방법은 Lagergren이 제시한 Ho(2004)의 일차반응모델과 Ho and McKay(1999)의 유사이차반응모델(pseudo-second-order model)이 있으며, 다음 표 1에 나타내었다.

표 1. 흡착등온식

Isotherm models	Model equation		
일차반응	$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t)$	$\log(q_e - q_t) = \log q_e - (k_1/2.303)t$	$k_1$ : 일차속도
			$q_t$ : 시간 t에서 흡착재에 흡착된 양 $q_e$ : 흡착재에 흡착된 양
이차반응	$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$	$q_t = \frac{t}{1/k_2q_e^2 + t/q_e}$	$k_2$ : 이차속도
			$q_t$ : 시간 t에서 흡착재에 흡착된 양 $q_e$ : 흡착재에 흡착된 양



## 3. 실험재료 및 방법

### 3.1 실험재료

그림 1은 CFW를 주사전자현미경(SEM)을 이용하여 촬영한 것이며, 성분분석 실험으로 X선 회절분석(XRD; D5005), X선 형광분석(XRF; S4 PIONEER), 비표면적(BET; Micromeritics ASAP2010)실험이 수행되었다. 표 2에서와 같이 CFW는 전체구성의 약 90%이상이 ash, 탄소(C) 및 산소(O)로 구성되어 있으며, XRF 분석 결과 탄소(C), 산소(O), 칼슘(Ca)성분이 주요 구성성분이다. CFW의 비표면적은 미국 Micromeritics의 ASAP2010을 사용하여 N2의 피흡착가스로 77.35K의 일정한 온도에서 가스의 압력을 8~760mmHg의 범위로 변화시켜가며 흡착등온선을 측정하고 BET법에 의해 질소를 350°C에서 1Pa이하의 압력을 가한 후 탈기시켜 비표면적을 측정하였다. 또한 세공용적 및 분포는 BJH(Barrett-Joyner-Halenda) Model에 측정하였다.

CFW의 비표면적은 14.16m<sup>2</sup>/g, 평균세공경이 132.4Å

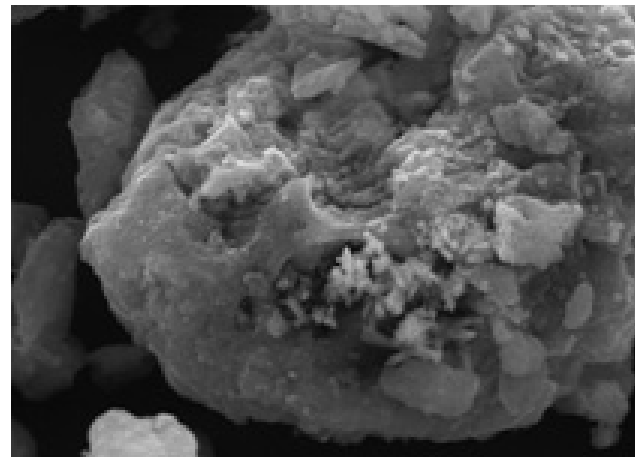


그림 1. CFW의 SEM 이미지(Han et al., 2010b)

표 2. CFW의 구성요소

I. 물리적 구성(%)

C	H	O	N	S	Cl	ash	Total
11.3	0.52	11.9	1.09	0.48	1.85	72.9	100

II. 화학적 구성(%)

O	Ca	C	K	Cl	Na	P	Fe	Si	Mg	S	Al	Other	Total
38.39	25.51	21.73	3.2	3.05	2.64	1.5	1.29	0.97	0.71	0.51	0.27	0.23	96.02

III. BET 결과

Analysis item of test	Result	Analysis method
BET Surface Area (m <sup>2</sup> /g)	14.16	KS L ISO 18757 (KS A 0094)
Total Pore Volume (cm <sup>3</sup> /g)	0.0469	
Average Pore Diameter (Å)	132.4	

표 3. 개별흡착 실험 조건

Materials	Concentration mg/l	Contact time min	Shaking speed rpm	Mixture rate	Heavy metal
CFW	50, 100, 200, 400, 800	5	200	50:1	Copper  Zinc
		10			
		20			
		40			
		80			

표 4. 경쟁흡착 실험 조건

Materials	Concentration mg/l	Contact time min	Shaking speed rpm	Mixture rate	Heavy metal
CFW	200	5	200	50:1	Copper, Zinc
		10			
		20			
		40			
		80			

으로 이는 IUPAC(International Union of Pure and Applied Chemistry)에서 정의하고 있는 대세공 500Å이상, 중간세공 20~500Å, 미세세공 20Å 이하와 대조해 볼 때 CFW는 중간세공이 발달한 것을 알 수 있었다.

본 연구에서는 복합된 오염지반의 정화특성을 파악하기 위해 환경백서(2008)에 따른 오염기준을 참고하여 선정한 중금속 중 구리와 아연에 대하여 실험을 실시하였다. 중금속 오염물질은 분말상태의 황산구리[Copper(II) Sulfate Pentahydrate-CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O]와 황산아연[Zinc Sulfate Heptahydrate-ZnSo<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O]를 증류수에 희석하여 사용하였다. 제조된 중금속들은 오염지반의 중금속 제거를 목표로 하는 PRB공법의 반응물질의 특성을 평가하기 위해 적합한 것으로 판단하였다.

3.2 실험조건 및 방법

3.2.1 회분식 실험(Batch test)

오염물 농도에 따라 CFW의 최대흡착량을 구하는 것을 목적으로 회분식 실험을 실시하였으며, 중금속 농도측정을 위한 분석장비로는 유도결합플라즈마(Inductively Coupled Plasma; ICP)를 사용하였다. 개별흡착과 경쟁흡착에 따라 실험은 조건을 표 3과 4에서와 같다. 개별흡착실험의 경우 중금속농도를 50~800mg/l로 제조하여 흡착제와 오염물의 반응시간에 따른 흡착특성을 분석하였다. 이를 위해 CFW는 5~80분으로 반응속도를 달리하여 200rpm 교반을 하여 오염물의 농도별, 접촉시간 변화에 따른 흡착특성 실험을 실시하였다. 경쟁흡착 실험은 구리와 아연을 각각 200mg/l로 준비하여 교반 후 개별흡착과 동일하게 실험을

하였으며, CFW를 각각 0.8g씩 준비하여 각각의 용액 40ml와 혼합하였다.

#### 4. 실험결과 분석 및 고찰

##### 4.1 중금속의 개별흡착 특성

###### 4.1.1 흡착평형

그림 2와 표 5에서 구리와 아연의 초기농도 변화에 따른 흡착량을 Langmuir와 Freundlich 흡착등온모델을 이용하여 평형값을 나타내었다. 구리와 아연 모두 초기농도에서 급격한 흡착량 증가를 보이며 낮은 농도에서 평형에 도달하는 것을 확인할 수 있다. CFW에 흡착된 구리의 최대 흡착량은 28.5mg/g이고, 아연은 22.23mg/g으로 구리가 아연보다 CFW에 흡착량이 많은 것을 확인하였으며, Langmuir모델에 더 일치하는 경향을 나타냈다.

###### 4.1.2 반응시간의 영향

중금속의 흡착효율과 흡착속도는 반응물질의 역할설정에 대단히 중요하다. 특히 중금속의 개별흡착특성은 PRB에서의 흡착매질량, 교반특성, PRB의 위치 등의 중요한 결정요소로 작용된다. 흡착속도는 용액 중의 피흡착질이

세공내부에 유입, 흡착되는 속도로서 시간경과에 따라 용액 중의 흡착질이 감소되는 속도로 표현이 가능하다. 따라서 본 절에서는 구리와 아연에 대해 CFW의 흡착속도를 평가하기 위해 반응시간에 따른 흡착효율을 평가하였다.

그림 3은 구리와 아연에 대한 초기농도 및 반응시간에 대한 흡착제별 제거특성을 나타낸 것이다. 그림 3(a)는 CFW의 반응시간별 용액 속에 남아 있는 구리의 농도를 나타낸 것으로 초기 오염농도가 200mg/l이하에서는 최초의 반응시간 5분 이내에 모두 제거되었으며, 초기 농도가 400mg/l의 경우 80분 후 전량 제거되었다. 초기 농도가 800mg/l인 경우에는 반응시간 5분에서 약 50%의 오염물이 남아 있었으며, 시간에 따라 오염물이 제거되어 80분 후 약 30%정도 남았다. 그림 3(b)는 CFW의 반응시간별 아연의 잔류율을 나타낸 것으로 구리와 유사하게 초기 오염농도가 200mg/l이하에서는 반응시간 5분 이내에 오염물이 모두 제거되었으며, 초기 농도가 400mg/l의 경우에 80분 후 잔류량은 10%가 되었다. 초기 농도가 800mg/l인 경우에는 약 50%의 잔류량을 보이며 반응시간에 따른 잔류오염물의 감소는 매우 미미한 것으로 나타났다. 따라서, 고농도의 중금속으로 오염된 지반에 대해서는 중금속으로 오염된 저농도의 지반보다 많은 정화시간이 필요할 것으로 판단된다.

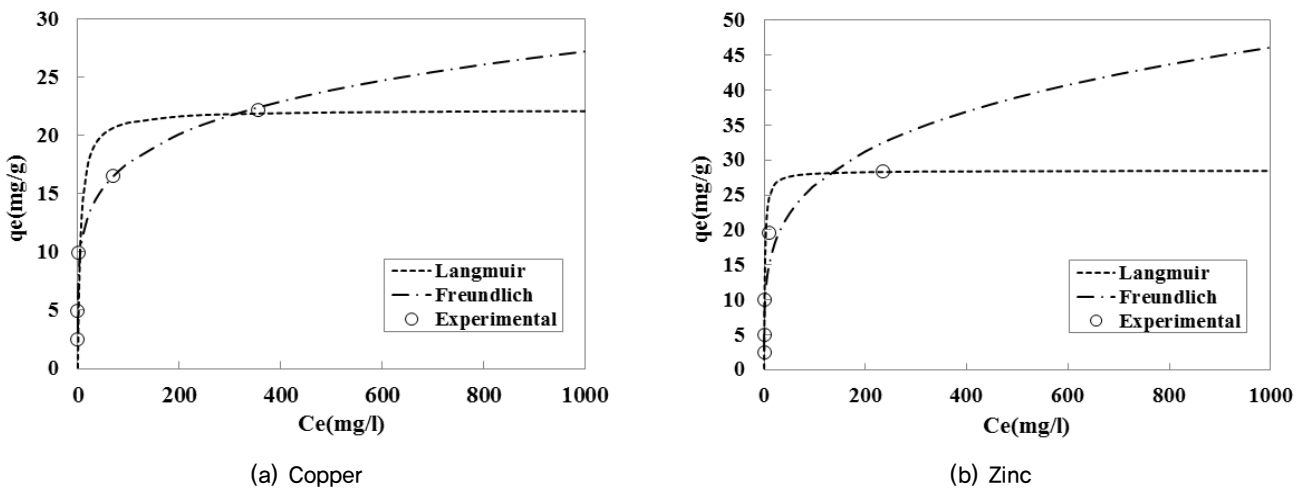
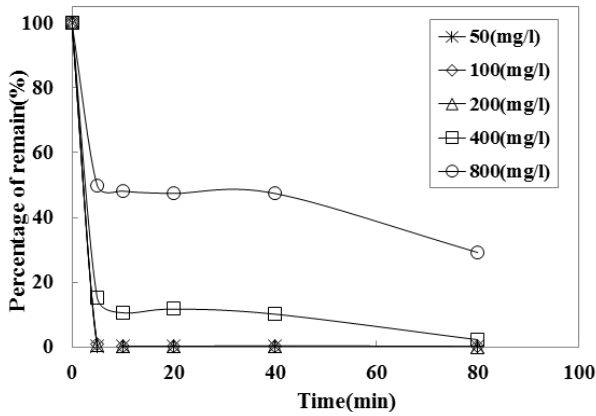


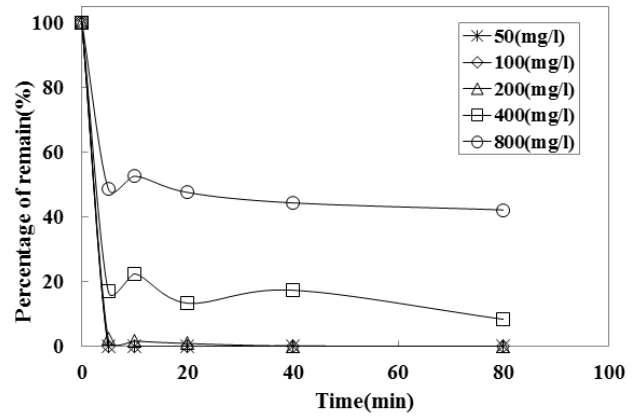
그림 2. 구리와 아연의 흡착등온선

표 5. 구리와 아연에 대한 Freundlich와 Langmuir 흡착등온선 평형값

	Freundlich			Langmuir		
	$K_F$	$n$	$\gamma^2$	$q_{max}$ (mg/g)	$b$	$\gamma^2$
Copper	8,675	4,134	0,7086	28,5	0,646	0,9956
Zinc	7,45	5,33	0,7683	22,23	0,191	0,9897

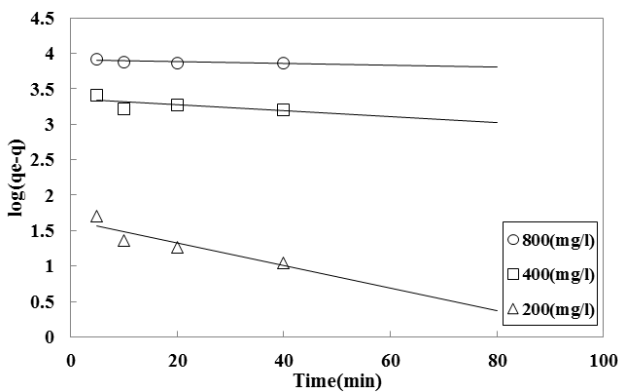


(a) Copper

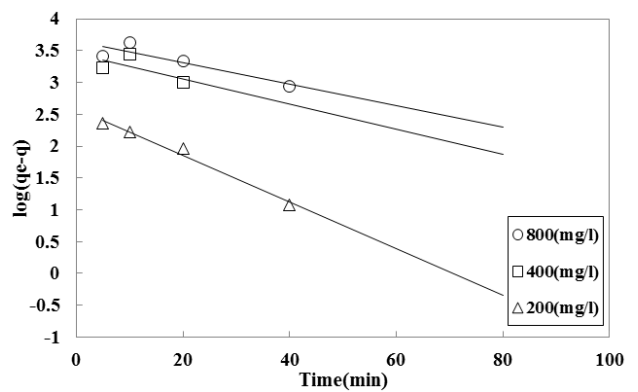


(b) Zinc

그림 3. 잔류율과 시간과의 관계(Copper, Zinc)

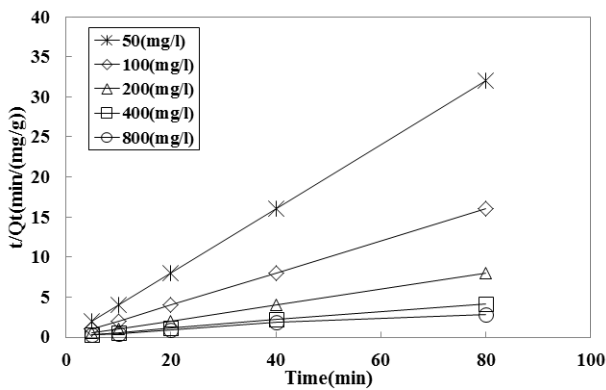


(a) Copper

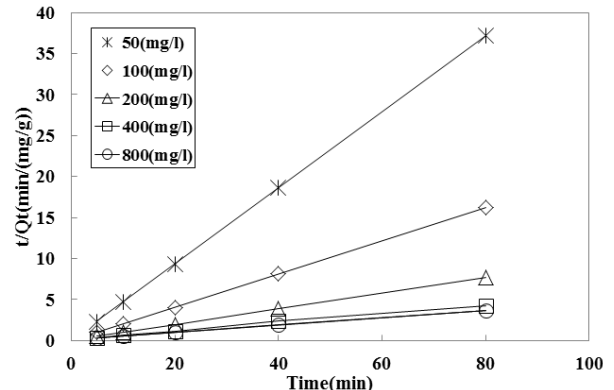


(b) Zinc

그림 4. 유사일차반응 모델(Copper, Zinc)



(a) Copper



(b) Zinc

그림 5. 유사이차반응 모델(Copper, Zinc)

그림 4는 Lagergren의 유사일차반응모델을, 그림 5는 Ho and McKay의 유사이차반응모델을 이용하여 구리와 아연의 흡착재별 흡착속도를 관계식으로 나타낸 것이다. 각각의 모델을 통해 구한 직선의 기울기와 절편으로부터 유사일차속도상수( $k_1$ ), 유사이차속도상수( $k_2$ ), 반응모델을 통해 구해진 최대흡착량( $q_0$ )을 실제 실험결과와 비교하였

으며 그 결과는 표 6과 같다. 유사일차·이차반응식을 통해서 중금속의 오염농도가 낮을수록 흡착반응속도가 빠르며 그래프의 기울기가 급하고, 오염농도가 높을수록 흡착반응 속도가 느리며 그래프의 기울기가 완만한 것을 확인하였다. 이를 통해 중금속의 농도가 낮을수록 중금속 제거 시 빠른 시간에 제거가 가능하지만, 높은 농도의 중금속

표 6. 구리와 아연의 흡착등온 속도상수

I. Copper

Initial Conc. (mg/l)	Experimental	Pseudo-first order			Pseudo-second order		
	q <sub>e</sub> (mg/g)	q <sub>e</sub> (mg/g)	k <sub>1</sub> (1/min)	R <sup>2</sup>	q <sub>e</sub> (mg/g)	k <sub>2</sub> (g/mg · min)	R <sup>2</sup>
50	2,494	–	–	–	2,494	61,536	1
100	4,991	–	–	–	4,993	24,499	1
200	9,996	0,044	0,0366	0,813	10,0	2,492	1
400	19,55	2,265	0,0097	0,468	19,724	0,025	0,998
800	28,329	8,028	0,0013	0,564	28,986	0,005	0,969

II. Zinc

Initial Conc.(mg/l)	Experimental	Pseudo-first order			Pseudo-second order		
	q <sub>e</sub> (mg/g)	q <sub>e</sub> (mg/g)	k <sub>1</sub> (1/min)	R <sup>2</sup>	q <sub>e</sub> (mg/g)	k <sub>2</sub> (g/mg · min)	R <sup>2</sup>
50	2,498	–	–	–	2,151	93,970	1
100	4,999	–	–	–	4,934	51,359	0,997
200	9,987	0,390	0,085	0,985	10,438	0,536	1
400	18,246	2,874	0,020	0,454	18,975	0,028	1
800	23,482	4,389	0,017	0,826	23,364	0,023	0,999

표 7. 구리와 아연의 흡착반응 속도상수

Initial Conc. (mg/l)	Cu	Zn
	k <sub>2</sub> (g/mg·min)	
50	61,536	93,970
100	24,499	51,359
200	2,492	0,536
400	0,025	0,028
800	0,005	0,023

오염물에 대해서는 제거 시간이 더 많이 필요하며, 흡착제인 CFW의 양이 증가할 것으로 판단된다.

표 7은 본 연구를 통해 구해진 구리와 아연의 반응속도 상수를 비교한 표이다. CFW에 대한 중금속의 흡착반응속도는 아연 구리 순으로 보이고 있다. 이러한 반응속도에 대한 결과는 흡착평형모델에서 보인 최대흡착량 순서와는 다른 결과를 보이고 있다.

최대흡착량과 반응속도의 관계에서 CFW를 PRB system의 반응물질로 사용할 경우, 지반 내 복합중금속의 제거 순서를 결정하는 설계 요소로 활용할 수 있을 것으로 판단된다. 즉, 아연은 구리에 비해 최대흡착량은 작지만 상대적으로 반응속도가 빠르므로 1차적으로 제거가 가능하며, 아연의 제거 후 구리의 제거가 이루어 질 수 있을 것이다.

4.2 경쟁흡착

일반적으로 지반 내에는 중금속들이 복합적으로 오염

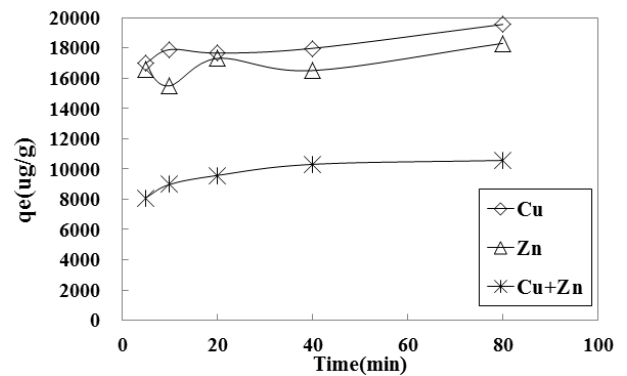
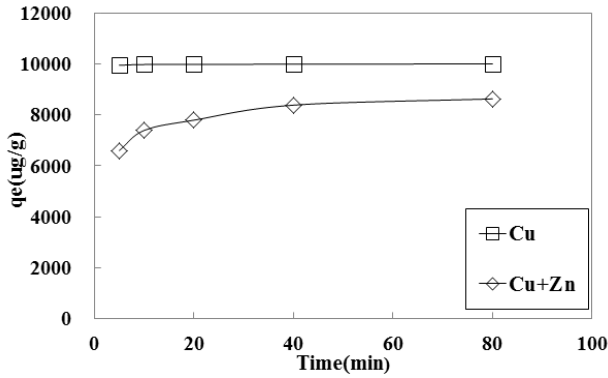


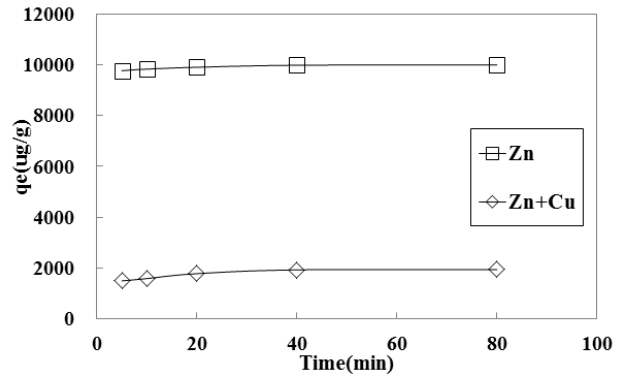
그림 6. 경쟁흡착에 따른 제거량

되어, 실제 중금속의 제거특성은 중금속의 개별특성 뿐 아니라, 상호간의 간섭 및 경쟁에 의해 그 특성이 달라지게 된다. 따라서 본 연구에서는 구리, 아연을 혼합한 복합중금속에 대한 CFW의 흡착특성을 평가하기 위해 경쟁흡착 실험을 수행하였으며, 그 결과는 그림 6과 같다. 그림 6은 경쟁흡착실험을 통해 전체 흡착량에 대한 개별 중금속이 차지하는 중금속량을 나타낸 것으로, 구리와 아연의 혼합 시 구리가 아연에 비해 약 4배 정도 더 흡착함을 보였다.

그림 7은 농도 200mg/l일 때 경쟁흡착실험 결과에 따른 중금속의 흡착량을 나타낸 것이며, 표 8은 개별흡착실험 결과를 기준으로 경쟁흡착 실험 결과와 비교한 것이다. 개별흡착실험 결과 구리와 아연은 100%모두 흡착이 되었지만, 구리를 기준으로 아연을 혼합한 경우 구리는 86%흡착이 되었다. 아연을 기준으로 구리를 혼합할 경우 아연의



(a) Copper



(b) Zinc

그림 7. 개별흡착과 경쟁흡착에 따른 흡착량과 반응시간의 관계

표 8. 개별흡착과 경쟁흡착에서 흡착량 비교

Component System	q <sub>e</sub> (mg/g)	Rate (%)	Component System	q <sub>e</sub> (mg/g)	Rate (%)
Cu	9995.33	100	Zn	9987.55	100
Cu+Zn	8625.90	86	Zn+Cu	1942.20	19

흡착량이 19%로 떨어지는 것을 확인할 수 있었다. 즉, CFW를 이용한 중금속의 제거특성은 개별중금속에 대해서는 제거 효율이 좋지만 실제 오염된 지역에서는 중금속 이외의 복합적으로 오염이 되어있기 때문에 제거효율이 떨어지는 것으로 판단된다. 또한, 중금속 구리의 제거효율이 아연보다 효과적이기 때문에 구리와 아연으로 복합 오염된 지반의 경우 구리가 먼저 제거되는 시스템을 고려하는 것이 보다 적합할 것으로 판단된다.

## 5. 결론

본 연구에서는 음식폐기물 감량 및 재활용 과정에서 생산된 CFW를 중금속 흡착재료로 사용하기 위하여 중금속인 구리와 아연을 대상으로 일련의 회분식 실험을 실시하였다. 이를 통해 흡착평형, 반응속도, 복합중금속에 대한 흡착특성을 평가한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- (1) 흡착평형실험에서 CFW의 최대흡착량은  $Cu^{2+} > Zn^{2+}$  순으로 CFW에 대하여 구리가 아연보다 흡착이 우수한 것으로 나타났다. 또한 CFW의 흡착등온모델 적용 결과 Langmuir 모델이 좀 더 일치하는 경향을 보였다. 따라서, CFW의 구리에 대한 최대 흡착량이 아연보다 우수하므로 구리로 오염된 지반에 보다 적합할 것으로 판단된다.
- (2) 개별 흡착평형속도 실험에서 CFW의 흡착결과를 반

응속도 모델에 적용한 결과 CFW의 흡착매질 설계를 위한 반응모델은 유사일차반응모델보다 유사이차반응모델에 더 적합하였으며, 반응속도상수로 확인된 중금속의 반응속도는  $Zn^{2+} > Cu^{2+}$  순으로 나타났다. 이 결과를 통해 개별 중금속으로 오염된 지반에 대해서는 CFW를 이용한 중금속 제거는 아연이 구리보다 빨리 제거될 것으로 판단된다.

- (3) CFW의 1:1 및 전체 경쟁흡착실험 결과 개별중금속의 최대흡착량보다 구리는 86%, 100%, 아연은 19%, 100% 정도로 나타났으며, 구리와 아연의 흡착비율은 8:2로 나타났다. 즉, 중금속 구리와 아연으로 복합 오염된 지반에 대해서 CFW를 이용한 정화기법을 적용 시 아연의 반응속도가 구리보다 빠르지만, 구리의 제거 system을 먼저 고려하는 것이 보다 효율적일 것으로 판단된다.

## 감사의 글

이 논문은 2010년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 연구(No. 2010-0014890)에 대한 연구결과의 일부이며, 이에 감사드립니다.

## 참고문헌

1. 김정우 (1997), ACF(Activated carbon fiber)에 의한 수용액 상에서의 PB(II), Cr(II), Ni(II) 흡착특성에 관한 연구, 석사



- 학위논문, 연세대학교.
2. 오강호, 김주용, 고영구, 윤석태, 신상은, 박배영, 문병찬, 김해경 (2003), “광주광역시 하천의 표층퇴적물에 대한 지구화학적 특성과 오염”, *한국지구과학회*, 제24권, 제4호, pp.346-360.
  3. 이종영 (2010), *중금속으로 오염된 지반에서 음식폐기물 탄화재를 적용한 PRB 정화기법*, 박사학위 논문, 중앙대학교.
  4. 환경부 (2007), *2007 폐금속광산 토양오염실태 정밀조사*.
  5. 환경부 (2010a), *2009 전국폐기물 발생 및 처리현황*.
  6. 환경부 (2010b), *환경백서 2010*.
  7. 환경부 (2008), *환경백서 2008*.
  8. Farrell, J., Wang, J., O'Day, P. and Conklin, M., (2001) “Electrochemical and spectroscopic study of arsenate removal from water using zero-valent iron media”, *Environmental Science and Technology*, Vol.35, No.10, pp.2026-2032.
  9. Han, J. G., Hong, K. K., Kim, Y. W. and Lee, J. Y. (2010a), “Enhanced electrokinetic (E/K) remediation on copper contaminated soil by CFW”, *Journal of Hazardous Materials*, Vol.177, pp.530-538.
  10. Han, J. G., Lee, J. Y., Hong, K. K., Lee, J. Y., Kim, Y. W. and Hong, S. M. (2010b), “Adsorption characteristics of Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup> from aqueous solution using carbonized foods waste (CFW)”, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Vol.12, No.3, pp.227-234.
  11. Ho, Y. S. and McKay, G. (1999), “Pseudo-second order model for sorption processes”, *Process Biochemistry*, Vol.34, No.5, pp.451-465.
  12. Ho, Y. S. (2004), *Citation review of Lagergren kinetic rate equation on adsorption reactions*, Jointly published by and Kluwer Academic Publishers.
  13. Melitas, N., Wang, J., Conklin, M., O'Day, P. and Farrell, J. (2002), “Electrochemical study of arsenate and water reduction on iron media using for arsenic removal from potable water”, *Environmental Science and Technology*, Vol.36 No.14, pp.3188-3193.
  14. Morrison, S. (2003), “Performance evaluation of a permeable reactive barrier using reaction products as tracers”, *Environmental Science and Technology*, Vol.37, No.10, pp.2302-2309.

(논문접수일 2012. 2. 6, 심사완료일 2012. 3. 7)