

## 활성탄소섬유를 사용한 수돗물 내 트리할로메탄의 제거

유화인 · 유승곤<sup>†</sup>

충남대학교 화학공학과  
305-764 대전시 유성구 궁동 220  
(2011년 4월 8일 접수, 2011년 7월 16일 채택)

## Removal of Trihalomethanes from Tap Water using Activated Carbon Fiber

Hwa In Yoo and Seung Kon Ryu<sup>†</sup>

Department of Chemical Engineering, Chungnam National University, 220 Gung-dong, Yuseong-gu, Daejeon 305-764, Korea  
(Received 8 April 2011; accepted 16 July 2011)

### 요 약

활성탄소섬유를 사용하여 염소소독 후 수돗물 내에 부산물로 존재하는 4종 트리할로메탄을 제거하였다. THMs의 종류별 농도 및 용액의 온도를 달리하면서 흡착실험을 수행하고 활성탄소섬유의 표면특성에 따른 흡착능력과 흡착메카니즘을 살펴본 결과, 4종의 THMs은 모두 Langmuir 타입의 흡착등온곡선을 보이면서 매우 신속하게 활성탄소섬유에 흡착되었다. THMs의 흡착은 활성탄소섬유의 표면에 균일하게 발달된 미세공의 입구에 물리적 및 화학적 수소결합으로 이루어졌다고 판단된다. Langmuir 타입은 특히 저농도 오염원 일때 제거효율이 높기 때문에 수돗물 내에 약 30 µg/L 수준으로 존재하는 THMs의 제거에는 활성탄소섬유가 매우 효과적임을 알 수 있다. 4종 THMs 종류별 흡착량은 큰 차이는 없으나 chloroform, bromodichloromethane, dibromochloromethane, 및 bromoform의 순서로 증가하였다. 이는 brom 원자수의 증가와 일치하며 극성의 감소로 용해도가 낮아짐에 따라 흡착량이 증가한 것이다.

**Abstract** – Activated carbon fiber (ACF) was used to remove four kinds of trihalomethanes (THMs) from tap water which were remained as by-products during the chlorination of water. Adsorption capacity was investigated as a function of THMs concentration and solution temperature, and adsorption mechanism was studied in relating to the surface characteristics of ACF. All the four kinds of THMs were rapidly adsorbed on the surface of ACF by physical adsorption due to the enormous surface micropores and chemical adsorption due to the hydrogen bonds, showing a Langmuir type adsorption isotherm. Langmuir type is especially profitable for the adsorption of low level adsorptives. ACF was very effective for the removal of THMs from tap water because the THMs concentration is below 30 µg/L in tap water. The adsorption amount of THMs on ACF increased in order of the number of brom atom; chloroform, bromodichloromethane, dibromochloromethane, and bromoform. The adsorption capacity increased as increasing the number of brom atom due to the decrease of polarity in solution. The adsorption capacity of THMs on ACF can be enhanced by proper surface treatment of ACF.

**Key words:** Activated Carbon Fiber (ACF), Adsorption Isotherms, Trihalomethanes (THMs)

### 1. 서 론

산업의 발달과 국민의 생활수준이 향상되면서 깨끗하고 안전한 수돗물에 대한 욕구가 증가되고 있다. 그러나 상수원수의 수질 악화와 정수처리시 소독공정을 통한 잔류염소부산물들은 음용수 수질에 대한 불신을 받게 하는 요인이 되었다.

현재 세계적으로 정수장에서 이용되고 있는 소독방법으로는 염소계( $\text{Cl}_2$ ,  $\text{NaOCl}$ ,  $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ ,  $\text{ClO}_2$ ) 약품, UV 또는 오존에 의한 소독법 등이 있다. 우리나라 정수장에서는 염소계 소독제를 주로 사용하고 있는데 가격이 저렴하고, 대량의 수돗물에 적용 가능하며,

수돗물이 일반가정이나 사용시설에 도달할 때까지 소독효과가 잔류하여 미생물에 대해 안전성을 유지할 수 있기 때문이다[1-4]. 그러나 염소계 소독제는 또한 정수처리 후 잔류 용존 유기물인 humic acids와 반응하여 Fig. 1, Table 1에 제시한 트리할로메탄(THMs, chloroform, bromodichloromethane, dibromochloromethane, bromoform)을 비롯하여 여러 가지 유해성 소독 부산물들을 생성함이 알려졌다[5,6]. 최근에는 UV나 오존을 사용하는 방법이 염소계 소독부산물이나 THMs의 생성을 크게 감소시키고 있다고 알려지고 있으나 복잡한 공정의 유지관리에 어려움이 있고 특히 오존으로 처리할 경우에는 브롬산염의 생성으로 인하여 새로운 사회적 문제점이 발생되고 있다. 우리나라 대부분의 정수장 및 음용수 관리 시설에서는 염소계 약품으로 소독작업을 실시하고 있으나 앞으로는 수돗물 중 특

<sup>†</sup>To whom correspondence should be addressed.  
E-mail: skryu@cnu.ac.kr

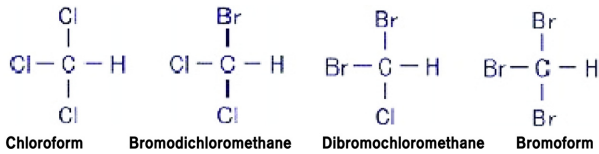


Fig. 1. Structure of trihalomethanes (THMs).

Table 1. Physicochemical characteristics of THMs

THMs	Formula	Mw	B.P.(°C)	Density(15 °C)
Chloroform	CHCl <sub>3</sub>	119.4	61.2	1.498
Bromodichloromethane	CHBrCl <sub>2</sub>	163.8	90.1	2.006
Dibromochloromethane	CHBr <sub>2</sub> Cl	208.3	120	2.260
Bromoform	CHBr <sub>3</sub>	252.7	149.6	2.902

히 THMs를 완전히 제거한 후 배수해야할 상황에 처해 있다.

수돗물 내 THMs를 제거하기 위한 방법으로는 THMs 생성의 원인 물질인 humic acid를 오존이나 이산화염소로 산화시키는 방법 [7,8], 응집·침전·여과법 [9] 및 활성탄 흡착방법 [10,11] 등이 있는데 아직까지 만족할만한 효과를 보지 못하고 있다. 현재까지는 입상 활성탄을 사용한 흡착법이 가장 효율적인 것으로 알려져 있다 [12]. 그러나 입상활성탄은 흡착속도가 느리고 교체와 재생이 어려운 등의 문제점이 있어 이를 보완할 새로운 흡착제 도입의 필요성이 증가되고 있다.

근래에 소개된 활성탄소섬유(ACF, Activated Carbon Fiber)는 새로운 탄소흡착제의 하나로 흡착질의 흡착속도가 빠르고 재생성이 우수한 장점이 있어서 [13,14], 이러한 문제점들을 보완할 수 있을 것으로 판단된다. 그런데 활성탄소섬유는 생산단가가 높기 때문에 아직까지는 활성탄소섬유를 사용하여 수돗물 내 트리할로메탄(THMs)을 제거하였다는 연구결과가 별로 보고되어 있지 않다. 최근, 새로운 소재나 공정을 이용하여 활성탄소섬유의 생산단가를 낮추는 작업이 활발하다.

그러므로, 본 연구는 가정으로 보내지는 최종 수돗물 중에 소량으로 존재하는, 그러나 인체에 매우 해로운 트리할로메탄(THMs)을 활성탄소섬유를 사용하여 제거율을 더 높이는데 목적이 있다. 이러한 목적을 달성하기 위하여 (1) 농도가 다른 4종의 THMs를 함유한 수용액에 활성탄소섬유를 첨가하고 여러 가지 실험조건에서 흡착, 제거를 실시한 후, (2) 잔류 THMs의 농도를 측정하여 각 각의 THMs에 대한 활성탄소섬유의 흡착능력을 조사하고, (3) 등온흡착곡선을 구하여 흡착메커니즘을 규명하고자 하였다.

## 2. 실험방법

본 연구에 사용된 재료는 폐놀수지계 활성탄소섬유(FR-15, Kurarey Chemical Co. Japan.)로서 길이가 3~4 mm가 되도록 습식으로 분쇄하고 일반 건조시킨 후 다시 증류수로 3차례 세척하고 150 °C로 유지된 진공건조로에서 24시간 건조시키고 데시케이터에 넣어 보관

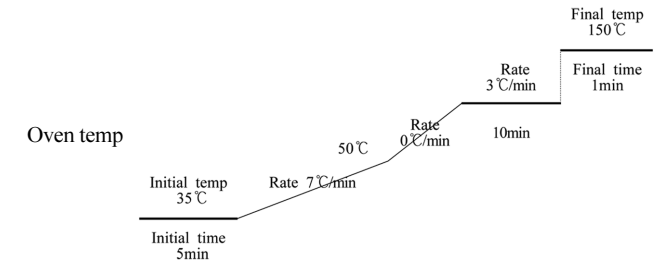
Table 2. Structural properties of ACF (FR-15)

BET Specific Surface Area (m <sup>2</sup> /g)	Total Pore Volume (cc/g)	Average Pore Diameter (Å)	Acidity (meq/g-ACF)		
			I	II	III
1460	0.83	14.9	0.104	0.301	0.144

I: strong carboxyl group, II: Weak carboxyl group, III: Phenolic hydroxyl group

Table 3. Analytical conditions of GC

Item	Condition
Purge & Trap	- TEKMAR, DOHRMANN 3100
Column	- ULTRA-2, 50.0 m × 0.200 mm, 0.33 μm
Inj temp	- 150 °C
Carrier gas	- He



하면서 사용하였다. 활성탄소섬유(ACF)의 표면특성을 살펴보기 위하여 BET 비표면적과 산도측정을 실시하였고 그 결과를 Table 2에 정리하였다. 순수한 물은 수돗물을 증류하여(Pure Power 1<sup>+</sup>, Human Corporation, Korea) 사용하였다. 4종의 THMs은 chloroform, bromodichloromethane, dibromochloromethane, 및 bromoform(시약급, Supleco Co. Germany)이며 각각 농도를 다르게 준비하였다. 흡착실험은 연속교반 회분식으로 수행하였다. 먼저 증류수를 1.0 N HCl과 1.0 N NaOH을 사용하여 초기 pH 값이 7이 되도록 맞춘 후 4종의 THMs을 첨가량을 달리하여 농도가 10~100 μg/L가 되도록 수용액을 만들었다. 이들을 일련의 1,000 ml 삼각플라스크에 500 ml씩 나누어 넣은 후 0.1~0.4 g의 정제된 활성탄소섬유를 넣고 마개를 한 후 18 °C 진탕탕온수조에 넣어 120 rpm으로 교반하였다. 이 후 피펫을 사용하여 일정한 시간 간격으로 평형농도에 이르기까지 20 ml씩 용액을 취하여 유리섬유여과지(GF/C)로 흡인 여과한 후 가스크로마토그래피(GC-68920N Tekmer Pure & Autosampler, Agilent Co.)를 사용하여 잔류농도를 측정하고 접촉시간에 따른 흡착량은 초기농도와 차이에서 산출하였다. GC의 분석조건은 Table 3과 같다 [15].

## 3. 결과 및 고찰

### 3-1. 활성탄소섬유에 의한 THMs 종류별 흡착

Fig. 2는 (a) chloroform, (b) bromodichloromethane, (c) dibromochloromethane, 및 (d) bromoform의 초기농도를 약 60 μg/L로 만들고 활성탄소섬유를 0.1 g 첨가한 후 흡착시간에 대한 용액 내 잔류량을 측정한 것이다. THMs은 휘발성이 있어 농도를 조절하는 동안 변화가 생기므로 각 물질마다 초기농도(C<sub>0</sub>)가 조금씩 다르다. 그림에서 알 수 있는 바 THMs의 흡착은 약 5분 이내의 매우 짧은 시간에 평형에 이르고 있음을 알 수 있다. 흡착이 매우 빠른 시간에 이루어지는 이유는 활성탄소섬유의 표면에 균일하게 발달된 무수한 미세공들이 물리적 흡착점을 제공하였기 때문이다. Puri 등 [16]도 폐놀이나 p-페놀같은 유기물을 활성탄소로 흡착할 때의 흡착량은

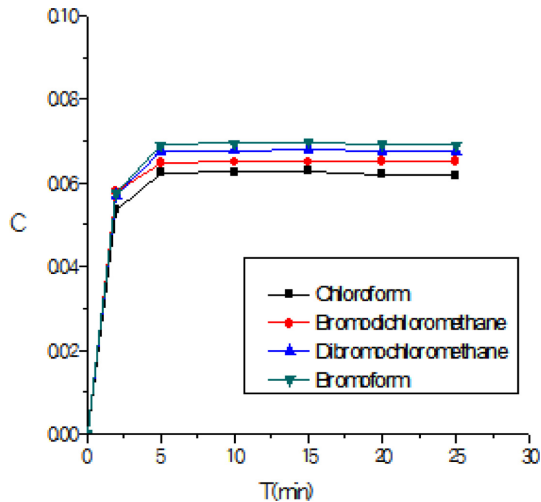


Fig. 2. Adsorption of chloroform ( $C_0$ : 56.30  $\mu\text{g/L}$ ), bromodichloromethane ( $C_0$ : 56.7  $\mu\text{g/L}$ ), dibromochloromethane ( $C_0$ : 61.2  $\mu\text{g/L}$ ), and bromoform ( $C_0$ : 63.3  $\mu\text{g/L}$ ) on ACF at 18  $^{\circ}\text{C}$ , 120 rpm,  $W=0.1$  g.

미세공이 많이 발달하여 비표면적이 증가한 경우에 비례한다고 보고하였다.

평형에 도달해서의 THMs 종류별 흡착량은 bromoform 91.8%,

dibromochloromethane 87.4%, bromodichloromethane 86.6%, chloroform 86.3% 순서이었다. 즉, brom(Br) 원자가 증가할수록 제거율이 증가하였다. 이러한 순서는 Morawski 등[17]의 활성탄소에 의한 THMs의 흡착 결과와 아주 잘 일치하였으며, Singer와 Yen [18]은 극성이 약해질수록 용해도가 감소하여 흡착이 잘 된다고 보고하였고, Jia Guo 등[19]도 활성탄소를 사용하여 수용액으로부터 페놀을 제거할 때 극성이 주요한 역할을 하였음을 보고한 바 있다. 본 실험에서도 brom 원자수가 증가할수록 분자량이 커지며 극성이 감소하여 흡착량이 증가한 것으로 판단된다. Morawski 등은 활성탄소 1 g당 최대 3.66 mg의 THMs이 흡착되었다고 보고하였다. 이 흡착량은 본 실험의 결과보다 훨씬 많은 양인데, 그들은 활성탄소를 끓는 질산으로 오래도록 1차 처리하여 친수성 관능기를 표면에 붙이고 다시 공기분위기 300  $^{\circ}\text{C}$ 에서 4시간 동안 2차 처리하여 세공분포도를 잘 조절한 시료를 사용한 것이다. 만약 본 실험에서 초기 THMs의 농도를 10배 이상으로 증가시켰다면 평형에 도달해서의 평형농도( $C_e$ )가 증가해도 활성탄소섬유의 최대흡착량은 크게 증가하였음이 분명하다. 또한 관능기를 붙이는 표면처리를 하였다면 더욱 증가하였을 것이다. 본 실험은 다만 활성탄소섬유의 THMs 흡착능력을 살펴보기 위하여, 또한 국내 정수장에서 각 가정으로 보내는 수돗물 내의 THMs의 농도를 중심[20]으로 실험하였으므로 최대 흡착능력을 Morawski 등[17]의 실험에 의한 결과와 직접 비교할 수는 없다.

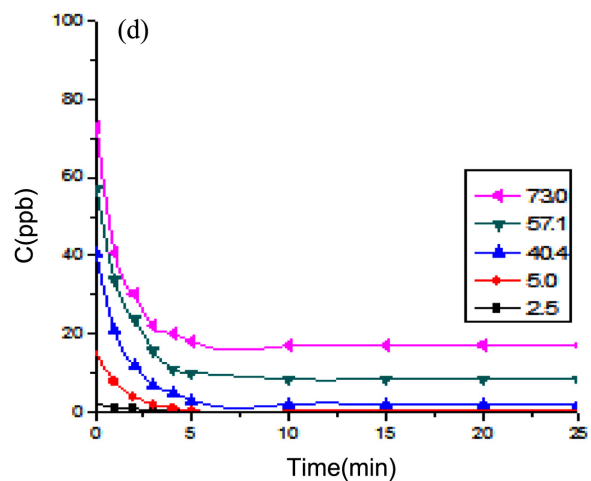
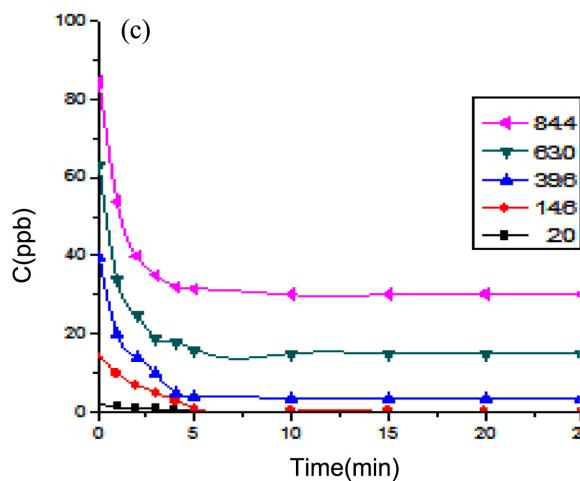
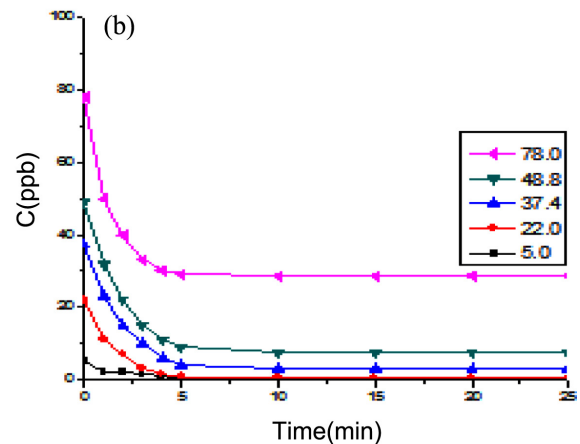
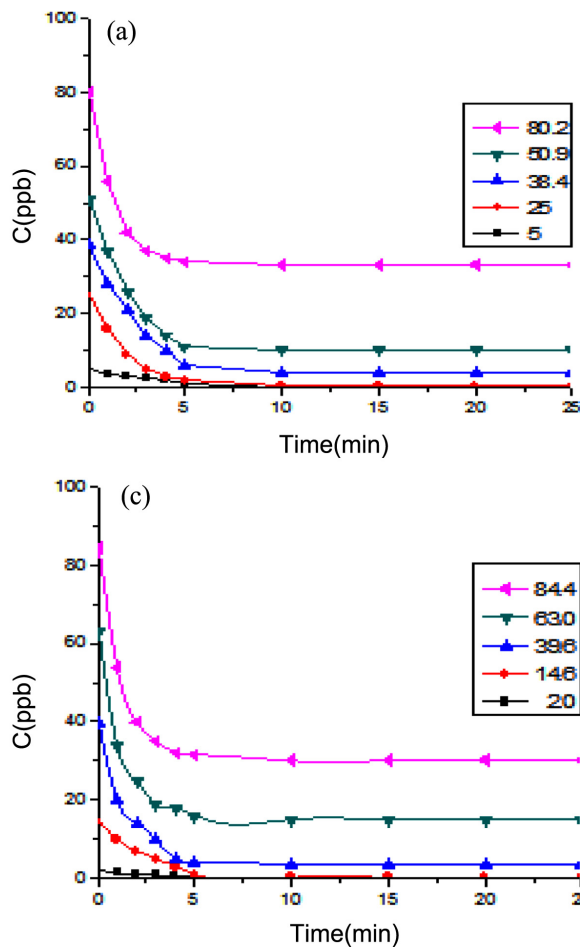


Fig. 3. Adsorption of (a) chloroform ( $C_0$ : ■: 5.0, ●: 25, ▲: 38.4, ▼: 50.9, and ◆: 80.2  $\mu\text{g/L}$ ), (b) bromodichloromethane ( $C_0$ : ■: 5.0, ●: 22, ▲: 37.4, ▼: 48.8, and ◆: 78.0  $\mu\text{g/L}$ ), (c) dibromochloromethane ( $C_0$ : ■: 2.0, ●: 14.6, ▲: 39.6, ▼: 63.0, and ◆: 84.4  $\mu\text{g/L}$ ), and (d) bromoform ( $C_0$ : ■: 2.5, ●: 15, ▲: 40.4, ▼: 57.0, and ◆: 73  $\mu\text{g/L}$ ) on ACF at 18  $^{\circ}\text{C}$ , 120 rpm,  $W=0.1$  g.

### 3-2. 할성탄소섬유에 의한 THMs 농도별 흡착

Fig. 3은 (a) chloroform, (b) bromodichloromethane, (c) dibromochloromethane, 및 (d) bromoform의 초기농도를 각각 약 2  $\mu\text{g/L}$  부터 약 84  $\mu\text{g/L}$ 까지 다르게 준비하고 할성탄소섬유를 0.1 g씩 첨가한 후 흡착시간에 대한 용액 내 잔류량을 측정된 것이다. 그림들로부터 모든 경우에 있어서 THMs이 수용액 내에서 할성탄소섬유에 노출되면 급속히 흡착되고 곧 평형에 이르는 것을 알 수 있다. 그리고 그 흡착량은 Fig. 2에서 이미 밝혀진 것처럼 브롬의 원자수가 증가할수록 빨라짐을 알 수 있다. 대체로 20  $\mu\text{g/L}$  이하의 초기농도이면 30분의 접촉에서 1.0  $\mu\text{g/L}$  이하로 감소, 즉 95% 이상이 제거되었고, 80  $\mu\text{g/L}$  이상의 초기농도이면 약 10~30  $\mu\text{g/L}$  THMs이 잔류하여 할성탄소섬유의 흡착능력이 제한됨을 알 수 있다.

경기도내 B정수장 유출수 내 THMs의 평균농도가 24  $\mu\text{g/L}$ , 그 지역 가정 수도꼭지에서의 THMs의 평균농도가 38  $\mu\text{g/L}$ 로 보고 [21]된 바 있다. 또한 대전 시내 일반 가정의 수도꼭지에서는 약 20  $\mu\text{g/L}$  정도로, 이는 한국의 먹는물 내 THMs의 기준농도인 100  $\mu\text{g/L}$ 보다는 훨씬 낮은 농도이지만 THMs 등 소독부산물에 발암성 및 돌연변이원성물질[8]로 알려져 있으므로 음용수 내 이들 THMs의 완전한 제거를 위하여는 새로운 흡착제의 적용이 필요한 시점에 와 있으며, 할성탄소섬유에 의한 THMs의 제거는 이러한 부산물들의 획기적 저감이라는 면에서 매우 효과적이라 할 수 있다.

### 3-3. 수온에 따른 THMs 흡착

흡착은 온도의 함수이므로 18  $^{\circ}\text{C}$ 와 25  $^{\circ}\text{C}$ 로 조절된 수용액에서 할성탄소섬유에 의한 4종 THMs의 흡착능력을 조사하였으며 그 결과를 Fig. 4에 도시하였다. 그림으로부터 평형에 도달했을 때의 25  $^{\circ}\text{C}$ 에서의 흡착량이 18  $^{\circ}\text{C}$ 에서의 흡착량보다 약 15 wt% 증가하였다. 일반적으로 흡착반응은 발열반응이므로 기체-고체 반응에서는 온도가 낮아질수록 흡착량이 증가하나 본 실험에서는 수용액의 온도가 증가하여도 흡착량이 증가하였다. 이러한 현상에 대하여 Marsh 등[22]은 흡착질에 발달된 세공들이 거의 모두 미세공일 경우 “activation entry effect”에 의하여 흡착온도가 높아도 총 미세공의 부피에 비례하여 발생할 수 있음을 보고한 바 있다. 즉, 수용액의 온도가 증가함에 따라 THMs의 흡착 활성화에너지가 증가하여

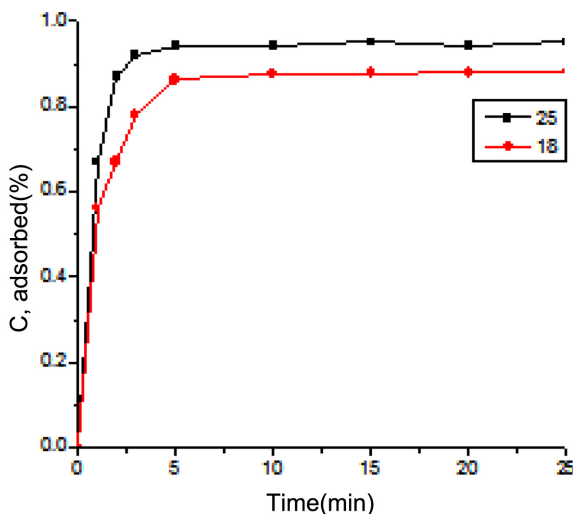


Fig. 4. Adsorption of trihalomethanes on ACF at 18  $^{\circ}\text{C}$  (■,  $C_0$ : 240  $\mu\text{g/L}$ ) and 25  $^{\circ}\text{C}$  (●,  $C_0$ : 238  $\mu\text{g/L}$ ), 120 rpm, W: 0.1 g.

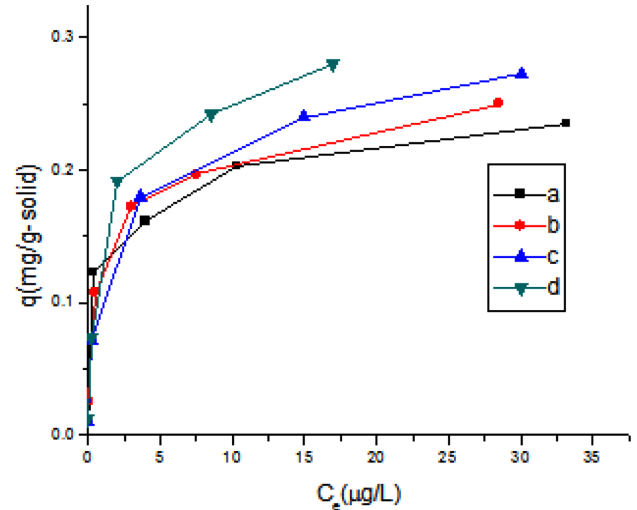


Fig. 5. Adsorption isotherms of (a) chloroform, (b) bromodichloromethane, (c) dibromochloromethane, and (d) bromoform on ACF at 18  $^{\circ}\text{C}$ , 120 rpm, W=0.1 g.

할성탄소섬유 표면과의 충돌횟수가 증가하며 할성탄소섬유에 발달된 무수한 미세공의 입구 활성점에 더 빠르게 더 많이 흡착했기 때문으로 판단된다.

### 3-4. 등온흡착곡선

Fig. 3의 결과를 토대로 할성탄소섬유에 의한 수용액 내 4종 THMs의 흡착에 대한 등온흡착곡선을 도시하였으며 그 결과가 Fig. 5와 같다. 즉, 각 실험조건에서 평형에 도달한 후의 평형농도( $C_e$ )를 측정하고 초기농도( $C_0$ )와의 차이를 구한 후, 식  $q_e = V(C_0 - C_e)/W$ 에 대입하여 흡착질 단위질량당의 흡착량( $q_e$ )을 산출하여 평형농도와 흡착량과의 관계를 도시한 결과 4종 모두 그림과 같이 Langmuir 타입의 관계식을 보였으며, 역시 brom 원자수가 많은 bromoform이 제일 잘 흡착되는 것을 알 수 있다. 여기에서 V는 실험에 사용된 수용액의 부피, W는 실험에 사용된 할성탄소섬유의 무게이다. 일반적

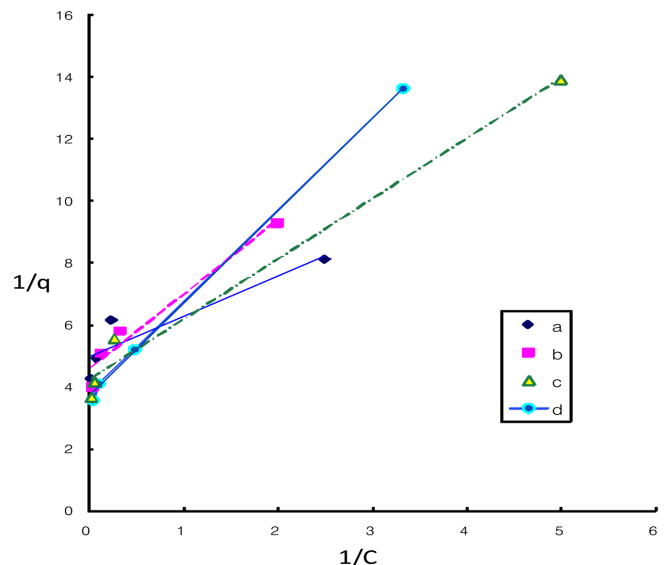


Fig. 6. Lineweaver-Burk plot of adsorption isotherms for (a) chloroform, (b) bromodichloromethane, (c) dibromochloromethane, and (d) bromoform on ACF at 18  $^{\circ}\text{C}$ , 120 rpm, W=0.1 g.

으로 액상으로부터의 흡착질의 흡착메카니즘은 Freundlich 식이 더 잘 적용되나 이 연구에서는 Langmuir 타입,  $q=q_m[(K_L/(1+K_L))]$ 을 보였다. 이러한 타입은 표면이 비교적 균일한 고체에 흡착질이 골고루 흡착되는 경우[20]이며 또한 저농도에서 흡착이 신속하게 이루어지고 곧 평형에 도달하는 경우이다. 활성탄소섬유는 그 특징이 표면에 무수한 미세공들이 균일하게 발달되었고 따라서 흡착속도가 빠르다고 보고되었다[13]. 그러므로 구성 성분이 똑 같은 탄소이지만 표면에 발달된 미세공구조가 다름에 따라 Morawski 등[16]의 활성탄소에 의한 실험에서의 Freundlich 타입과는 다른 Langmuir 타입의 흡착식을 보이고 있다. 한편, 흡착제 단위질량당 흡착질의 최대흡착량,  $q_m$ 은 충분한 량의 흡착질을 첨가한 후 평형에 도달한 잔류농도 값으로부터 구하는 것으로 그림에서는 대략 흡착량이 더 이상 증가하지 않은 수평선의 값을 취할 수 있으나, 더 정확한 값을 얻기 위하여는 Lineweaver-Burk plot 법[23]에 의하여 Langmuir 식을 역으로 취한 식  $1/q=(1+K_L)/q_m K_L$ 을 이용한 직선관계 plot의 절편값과 기울기로부터 구할 수 있다. 그 결과 (a) chloroform, (b) bromodichloromethane, (c) dibromochloromethane, 및 (d) bromoform의 최대흡착량은 본 실험 조건에서는 각각 0.28, 0.5, 1.0, 및 1.2 g/g-ACF이었다.

#### 4. 결 론

수돗물내에 있는 염소소독부산물인 4종 THMs의 활성탄소섬유에 의한 흡착. 제거 실험을 수행한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

(1) 4종 THMs은 적은 량의 활성탄소섬유에 의하여 매우 신속히 흡착-제거되었는데, 이는 활성탄소섬유의 표면에 노출된 균일하고 무수한 미세공들에 의한 물리적 흡착에 carboxyl, phenol기 등의 산소 함유 관능기에 의한 화학적 흡착이 추가되었기 때문으로 판단된다.

(2) 4종 THMs 중에서는 chloroform, bromodichloromethane, dibromochloromethane, bromoform의 순서로 흡착량이 증가하였는데 이는 brom 원자수의 증가와 일치하였다. 즉, brom 원자의 증가는 물에 대한 용해도를 감소시키고 활성탄소섬유의 흡착능력을 증가시켰다.

(3) 활성탄소섬유에 의한 THMs의 흡착은 Langmuir 타입 등온흡착곡선을 보이는데 이것은 흡착제의 표면에 발달된 흡착점들이 매우 균일하게 분포되었기 때문이며 이러한 타입의 흡착제는 저농도 흡착질의 흡착에 유리하므로 수돗물 내에 약 30 µg/L 수준으로 존재하는 THMs의 제거에는 활성탄소섬유가 매우 효과적임을 알 수 있다.

(4) Langmuir 타입 등온흡착곡선을 Lineweaver-Burk plot로 전환하면 각 실험조건에서의 최대 THMs 흡착량을 계산할 수 있으며 흡착량을 향상시킬 수 있는 방법을 모색할 수 있다.

#### 참고문헌

1. Rook, J. J., "Formation of Haloforms During Chlorination Natural Waters," *Water Treatment and Examination*, **23**, 234-243(1974).
2. Harris, R. H. and Brechen, E. M., "Is the Water Safe to Drink?" *Part 1,2,3 Consumer Report*, **26**, 436-442(1974).
3. Huang, W. J. and Yeh, H. H., "The Effect of Organic Characteristics Land Bromide on Disinfection by-products Formation by Chlorination," *Environ. Sci. Health*, **32**(8), 2311-2336(1997).
4. American Public Health Association (APHA), "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater," 20 ed., 275

- (1998).
5. Zavaleta, J. O., Hauchman, F. S. and Cox, M. W., "Epidemiology and Toxicology of Disinfection by-products," In: *Formation and Control of Disinfection By-products in Drinking Water*, Singer, P. C. (ed), American Water Works Association, Denver, **164**, 95-117(1999).
6. Craun, G. F., Bull, R. J., Clark, R. M., Doull, J., Grabow, W., Marsh, G. M., Okun, D. A., Regli, S., Sobsey, M. D. and Symons, J. M., "Balancing Chemical and Microbial Risks of drinking Water Disinfection," Part I. "Benefits and Potential Risks," *Water Supply: Research & Technology-Aqua*, **43**, 192-199(1994).
7. Vel Leiner, N. K., De Laat, J. and Suty, H., "The Use of  $\text{ClO}_2$  in Drinking Water Treatment: formation and Control of Inorganic by-product( $\text{ClO}_2^-$ ,  $\text{ClO}_3^-$ )," *Disinfection By-Products in Drinking Water*, Singer, P. C. (ed), American Water Works Association, Denver, **7**, 393-407(1996).
8. Reckhow, D. A., "Control of Disinfection By-Product Formation Using Ozone," In: *Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water*, Singer, P. C. (ed), American Water Works Association, Denver, **164**, 179-204(1999).
9. Tung, H. H. and Unz, R. F., "Haloacetic Acid Removal by Granular Activated Carbon Adsorption," *J. American Water Works Association*, **6**, 107-112(1998).
10. Wu, H. and Xie, Y. F., "Effects of Empty Bed Contact Time and Temperature on the Removal of Haloacetic Acids Using Biologically Activated Carbon," *Proceedings of 2003 AWWA Annual Conference*, Anaheim, California, **97**, 15-19(2003).
11. Son, H. J., Roh, J. S., Kim, S. G., Bae, S. M. and Kang, L. S., "Removal Characteristics of Chlorination Disinfection By-products by Activated Carbons," *Korean Society of Environmental Engineers*, **27**, 2-9(2005).
12. Weber, W. J., "Physicochemical Process for Water Quality Control," Chap.5, Wiley Interscience, New York 413(1972).
13. Yoon, K. S., Pyo, D. W., Lee, Y. S., Ryu, S. K. and Yang, X. P., "Surface Modification by Heat-treatment of Propellant Waste Impregnated ACF," *Carbon Letters*, **11**(2), 131-136(2010).
14. Kim, Y. O., Ko K. R., Park, Y. T. and Ryu, S. K., "Adsorption of Solute on Pitch-based Activated Carbon Fiber from Aqueous Solution," *HWAHAK KONGHAK*, **30**(3), 347-356(1992).
15. US EPA, *National Exposure Research Laboratory, Office of Research Development Method*, Cincinnati, Ohio(1995).
16. Jia Guo and Wang Sheng Xu, J., "Adsorption of  $\text{NH}_3$  onto aCtivated Carbon Prepared from Palm Shells Impregnated with  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ," *Colloid Interface Sci.*, **281**, 285-290(2005).
17. Morawski, A. W., Kalenczuk, R. and Inagaki, M., "Adsorption of Trihalomethanes(THMs) onto Carbon Spheres," *Desalination*, **130**, 107-112(2000).
18. Singer, P. C. and Yen, C. Y., "Activated Carbon Adsorption," Vol.I, Ann Arber Science Publishers, Ann Arber, Mich., 167(1981).
19. Puri, B. R., Bhardwaj, S. S. and Gupta, U., *J. Indian Chem. Soc.*, **53**, 1095-1099(1976).
20. Cho, D. H. and Seo, S. M., "Degradation of THM Precursor Using  $\text{TiO}_2$  Photocatalytic oxidation in the Water Treatment Processes," *Korean J. Sanitation*, **19**(2), 1-6(2004).
21. McCabe, W. L., Smith, J. C. and Harriot, P., *Unit Operation of Chemical Engineering*, 7th ed. McGraw-Hill, Boston, 840(2005).
22. Marsh, H. and Wynne-Jones, F. W. K., *Carbon*, **1**, 281-287(1964).
23. Dawes, E. A., *Quantitative Problems in Biochemistry*, 4th ed. E. & S. Livingstone, Edinburgh and London, 106(1967).