

## 활성탄을 이용한 낙동강 상수원수의 수처리 효과

임영성 · 강관호<sup>1)</sup> · 이홍재<sup>2)</sup> · 서동철<sup>2)</sup> · 허종수<sup>2)</sup> · 손보균<sup>1)</sup> · 조주식<sup>1)\*</sup>

마산시칠서정수장 · <sup>1)</sup>순천대학교 환경농업과학부 · <sup>2)</sup>경상대학교 응용생명과학부

(2002년 8월 2일 접수, 2002년 9월 3일 수리)

### Efficiency of Activated Carbon Treatment Processing on Raw Water Purification for Nakdong River

Young-Sung Lim, Gwan-Ho Kang<sup>1)</sup>, Hong-Jae Lee<sup>2)</sup>, Dong-Cheol Seo<sup>2)</sup>, Jong-Soo Heo<sup>2)</sup>, Bo-Kyoon Sohn<sup>1)</sup> and Ju-Sik Cho<sup>1)\*</sup> (Masancity Chilseo Water Treatment Plant, Haman 637-940, Korea, <sup>1)</sup>Division of Environment and Agricultural Science, Suncheon National University, Suncheon 540-742, Korea, <sup>2)</sup>Division of Applied Life Science, Gyeongsang National University, Chin Ju 660-701, Korea)

**ABSTRACT** : This study was carried out to evaluate the pollutant removal efficiencies of the advanced drinking water treatment using activated carbon process. For raw water, Nakdong river was used. From the activated carbon adsorption experiment, the following results were obtained. The efficiency of water treatment enhanced with increase in empty bed contact time. Variation of pH was not detected to the bed depth, but DO content gradually decreased with the bed depth. Removal efficiency of  $\text{KMnO}_4$  consumption, UV254 absorption, DOC and THMFP also were increased by increasing in the bed depth. Transition of adsorption zone from upper parts of the bed to the lower parts were detected as treatment periods increased. Large portion of DOCs were degraded and removed by the microbes growing on the surface of activated carbons. Cell numbers of microbes were estimated over  $1.1 \times 10^7$  cell/cm<sup>3</sup> at the depth of 20 cm from the surface 126 days after starting operation. The results shown that the activated carbon filter was successfully acted as a biofilm filter.

**key words**: water purification, activated carbon, removal efficiency, dissolved organic carbons, microbes

## 서 론

국내 정수장에서 상수원수로 사용하고 있는 대부분의 하천수는 여러 가지 유해물질로 오염되어 있는 것으로 보고되고 있다<sup>1,3)</sup>. 이러한 상수원수를 정수처리한 수돗물에는 맛·냄새 유발물질과 트리할로메탄(THM)을 비롯한 소독부산물 등이 검출되고 있어 수돗물의 질과 안정성이 크게 위협을 받고 있다<sup>3,4)</sup>. 더욱이 생활수준 향상으로 소비자들은 깨끗하면서도 안심하고 마실 수 있는 물에 대한 욕구가 높아지고, 먹는물 수질기준에 대한 법령도 보다 더 강화됨에 따라 현행 재래식 정수처리공정의 개선이나 이를 대체할 수 있는 고도정수처리공정의 도입이 요구되는 정수처리장이 증가하고 있다.

활성탄은 많은 공극이 있으며 그 중 micropore가 표면적의 약 95% 이상을 차지하고 있어 유기물 흡착능력이 매우 우수하고 macropore와 표면은 미생물의 서식처로 알려져 있다<sup>5,6)</sup>.

생물활성탄공정은 수중의 유기오염물질들을 활성탄의 흡착과 미생물의 생물학적 분해에 의하여 제거하는 공정으로 Miller 등<sup>7)</sup>에 의하여 처음으로 명명되었다. 활성탄 사용 초기에는 미생물의 수가 비교적 적으므로 유기물은 주로 흡착에 의해 제거되지만, 시간이 경과함에 따라 미생물이 성장함으로써 유기물은 점차 미생물에 의해 분해 제거된다. 또한, 활성탄 표면에서의 미생물의 성장은 활성탄을 재생시키는 역할을 함으로 활성탄의 사용기간을 증가시키는 효과를 가져다 주기도 한다.

생분해와 흡착의 동시 작용은 매우 복잡한 상호관계가 있으며, 생분해 중에 기질의 흡착성이 변할 수가 있고, 생물학적 분해작용을 하는 미생물을 흡착할 수도 있고, 용액으로 부터 생분해 가능한 기질을 흡착 제거할 수도 있으며, 원래 흡착된 물질의 생분해도 가능하기 때문에 광범위한 연구와 이론적인 노력에도 불구하고 유기물의 제거를 지배하는 관계와 factor가 완전하게 밝혀지지 않고 있다<sup>8)</sup>.

따라서 본 연구는 오염된 상수원수를 보다 효과적으로 처리함으로써 양질의 수돗물을 공급하기 위한 기초자료를 얻고자 전보<sup>9,11)</sup>에 이어서 낙동강 상수원수를 대상으로 연속식 오존처리에 의한 수처리 효과와 유기오염물질의 성장변화를 비

\*연락처:

Tel: +82-61-750-3297 Fax: +82-61-752-8011

E-mail: chojs@suncheon.ac.kr

교 · 검토하였다.

### 재료 및 방법

#### 공시수질 및 활성탄의 물리적 특성

공시수질은 낙동강 원수를 채수하여 모래여과한 C 정수장의 모래여과수를 채수하여 사용하였으며, 모래여과수의 수질 특성은 전보<sup>9)</sup>와 같다. 활성탄은 아자계 입상활성탄을 사용하였으며 활성탄의 물성과 흡착특성은 Table 1과 같다.

#### 활성탄 여과조 제작 및 운전조건

활성탄 여과조는 Fig. 1 및 Table 2와 같이 아크릴 원통으로 높이 4 m, 직경 330 mm, 1일 처리용량 20 m<sup>3</sup>으로 제작하였으며, 여과조 하부에 지지층으로 모래를 20 cm까지 충전하였고 그 상부에 활성탄을 2.2 m 충전하고 나머지 공간은 두손실과 역세척시의 여유공간으로 사용하였다.

활성탄 여과조의 공탑체류시간(EBCT, Empty Bed Contact Time)은 유량계로 처리유량을 변화시켜 8, 12 및 20분으로 조절하여 하향류, 중력식으로 운전하였다.

#### 공탑체류시간(EBCT)에 따른 유기물 처리효과

활성탄의 공탑체류시간에 따른 유기물 처리효과는 모래여과수의 처리유량을 각각 1.4L, 0.94 및 0.56 m<sup>3</sup>/h로 조절하여

Table 1. Physical properties of activated carbon used

Item	Unit	Physical properties
Particle size	(mesh)	8×32
Apparent density	(g/cc)	0.40~0.50
Hardness	(%)	>95
Specific surface area	(m <sup>2</sup> /g)	>1,100
Iodine number	(mg/g)	>1,150
Micro pore size	(A°)	5~20
Macro pore size	(A°)	40~100
Total pore volume	(cc/g)	0.60~0.70
Parent material		Coconut

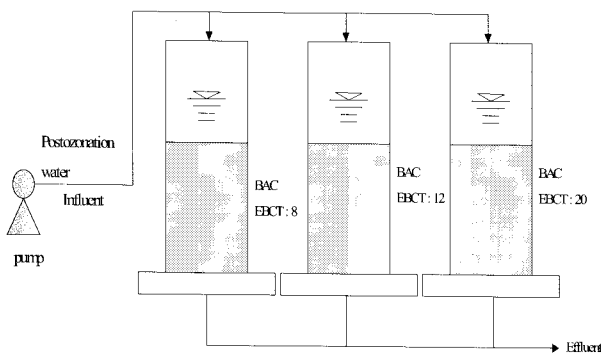


Fig. 1. Schematic diagram of activated carbon treatment processing.

공탑체류시간을 8, 12 및 20분으로 연속 운전하면서 유입수와 유출수의 DOC와 UV254 흡광도를 측정하였다.

#### 활성탄 여층 깊이에 따른 수처리 효과

활성탄 여과조의 여층 깊이에 따른 수처리 효과는 공탑체류시간이 12분인 조건에서 운전개시 42일에 활성탄 여층 표면으로부터 깊이 30, 90, 170 및 220 cm에서 시료를 채취하여 수질변화를 조사하였고, 운전시간에 따라 활성탄 여층 깊이별 DOC의 변화를 조사하였다.

#### 생물활성탄 이용 가능성

##### DOC의 생물학적 분해가능성

수중 난분해성 유기물 중 오존처리에 의하여 전환된 이(易)분해성 유기물의 생물학적 분해 가능성을 조사하기 위하여 Fig. 2와 같이 오존을 처리하지 않은 원수와 오존을 각각 1 및 2 mg/L 농도로 10분 동안 처리한 오존처리수에 bacteria가 10<sup>4</sup> cell/mL 되도록 식종한 시료, 그리고 원수에 오존을 2 mg/L 농도로 10분동안 처리한 오존처리수에 bacteria 식종을 하지 않은 시료, 미생물이 살수 없도록 HgCl<sub>2</sub>

Table 2. Experimental and operational conditions of the continuous activated carbon column

Column characteristics				Operating condition		
Height (mm)	Diameter (mm)	Bed depth (mm)	Bed volum (L)	Flow rate (m <sup>3</sup> /hr)	EBCT (min)	Linear velocity (m/hr)
				1.41	8	16.5
4,000	330	2,200	188	0.94	12	11.0
				0.56	20	6.5

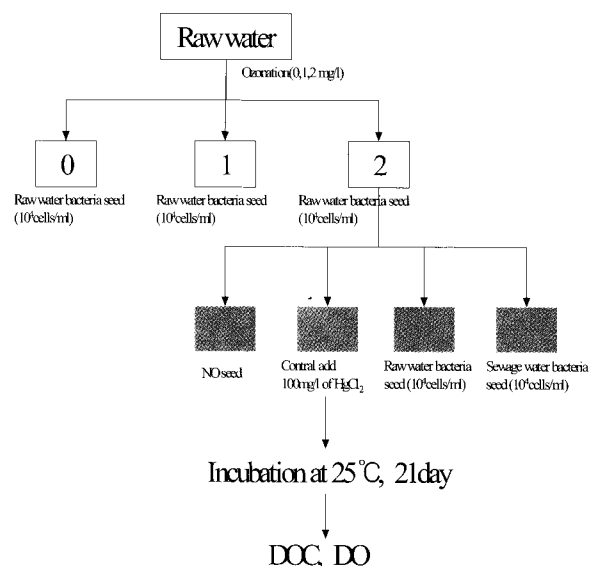


Fig. 2. Procedure for determining biodegradation potential of raw water.

를 100 mg/L 첨가한 시료, 원수 및 하수슬러지에 존재하는 bacteria를 각각  $10^4$  cell/mL 되도록 식중독 시료를 25°C의 배양기에서 21일 동안 배양하면서 DOC와 DO를 측정하여 오존 처리 농도 및 bacteria 식중 여부 따른 유기물의 생물학적 분해정도를 조사하였다.

#### 활성탄내의 DOC 성분변화

활성탄 여과에 의한 유기물 제거의 주기능이 물리·화학적 흡착에 의한 것인지 활성탄에 부착된 미생물에 의한 생물학적인 분해작용에 의한 것인지를 검토하기 위하여 공탑체류시간을 12 및 20분으로 조정한 활성탄 여과조에서 운전 98일 까지 유입수와 유출수의 DOC 성분변화를 조사하였다.

총 DOC는 활성탄 여과시에 흡착 제거되는 ADOC(adsorbable dissolved organic carbon), 미생물에 의하여 생물분해 제거되는 BDOC(biodegradable DOC) 및 생물분해작용과 흡착으로 제거되는 A&BDOC(adsorbable and biodegradable DOC) 그리고, 생물분해작용이나 흡착으로 제거되지 않는 NRDOC(non removable DOC)로 분류하였다.

시료 500 mL를 0.2  $\mu$ m membrane filter로 여과하여 120°C에서 5분간 멸균한 다음, 흡착성 DOC (ADOC와 A&BDOC)는 여과한 시료 100 mL에 입상활성탄 2 g을 첨가하고, shaker에서 48시간 교반후 제거된 DOC를 측정하였으며, 생분해성 DOC (BDOC와 A&BDOC)는 여과한 시료 200 mL에 식중액 5 mL를 첨가하고, 20°C 암소에서 7일간 배양한 후 DOC를 측정하였다. 식중액은 2.0  $\mu$ m membrane filter로 여과하여 현탁물질과 protozoa를 제거한 시료를 식중액으로 하였다. NRDOC는 식중액을 첨가하여 7일간 배양된 시료 100 mL에 입상활성탄 2 g을 첨가하고 진탕기에서 48시간 교반 후 시료에 남아 있는 DOC를 측정하여 NRDOC로 하였고, 배양된 시료의 DOC에서 NRDOC를 뺀 것을 ADOC로 하였다. 그리고 A&BDOC는 흡착성 DOC에서 ADOC를 뺀 값이며, BDOC는 생분해성 DOC에서 A&BDOC를 뺀 값으로 환산하였다.

#### Biomass 측정

활성탄 표면의 미생물 생육 여부를 조사하기 위하여 운전

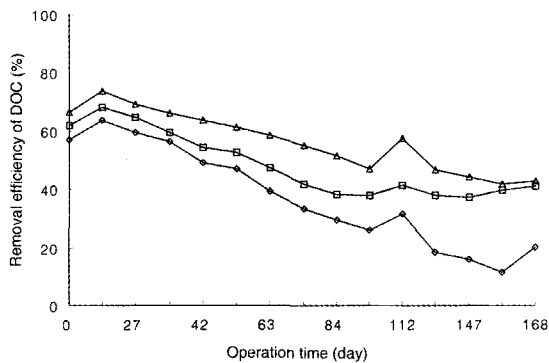


Fig. 3. Removal efficiency of DOC according to operation time and empty bed contact time(EBCT).  $\diamond$ , 8 min;  $\square$ , 12 min;  $\triangle$ , 20 min.

전의 활성탄과 활성탄 여과조 운전개시 42, 77, 98, 126, 154일 후에 활성탄 표층으로부터 깊이 20, 50, 90 및 130 cm에서 활성탄을 채취하여 활성탄에 서식하고 있는 미생물의 개체수를 조사하였다.

## 결과 및 고찰

### 공탑체류시간에 따른 유기물 처리효과

#### DOC

공탑체류시간에 따른 유입수와 유출수의 DOC를 조사한 결과는 Fig. 3에서 보는바와 같이 운전기간동안 유입수인 모래여과수의 DOC 변화는 1.6~5.7 mg/L 범위였으며, DOC 처리효율은 유입수의 수질특성에 따라 다소 차이가 있었다. DOC 처리효율은 운전개시 초기에는 EBCT 8, 12 및 20분에서 각각 58, 62 및 67%로서 EBCT가 증가할수록 처리효율도 증가하는 것으로 나타났으나, 운전시간이 경과할수록 처리효율은 점점 감소되었으며 운전개시 147일 후에는 각각 16, 37 및 44%의 처리효율을 나타내었다. 그리고 운전초기 DOC가 완전히 흡착 제거되지 않고 33~42%의 초기 누출이 일어났으며 이는 유입수의 DOC 성분중 생분해나 흡착으로 제거되지 않는 NRDOC가 존재하기 때문인 것으로 생각되었다.

#### UV254 흡광도

공탑체류시간에 따른 유입수의 UV254 흡광도 변화(Fig. 4)는 0.012~0.088  $\text{cm}^{-1}$  범위였으며, 운전개시 초기에 EBCT 8, 12 및 20분에서 UV254 흡광도 처리효율은 각각 66, 71 및 76%로서 유입수의 수질에 따라 처리효율이 다소 차이가 있었지만 EBCT가 길어질수록 처리효율은 증가하는 경향을 보이고 있었다. 그리고 운전개시 147일 이후에는 EBCT 8, 12 및 20분에서 각각 17, 24 및 40%로서 처리효율이 크게 감소되었다. 따라서 운전시간이 경과함에 따라 활성탄의 흡착능력은 저하되었고 처리효율도 서서히 감소하였으며, 이와 같은 결과는 Lee<sup>12)</sup> 등이 활성탄 column을 이용한 수중오염인자들의 제

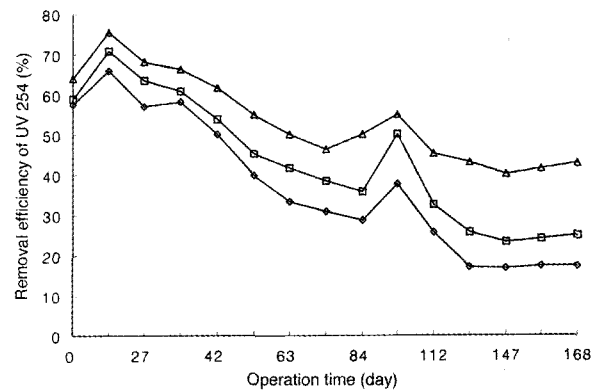


Fig. 4. Removal efficiency of UV254 absorbance according to operation time and empty bed contact time(EBCT).  $\diamond$ , 8 min;  $\square$ , 12 min;  $\triangle$ , 20 min.

거 특성에 관한 실험에서 운전초기에는 UV254의 제거율이 75~85%로 높게 나타났으나 6개월 이후부터는 30~40%로 제거효율이 급격하게 떨어졌다고 한 연구결과들<sup>3,13)</sup>과, 환경부<sup>14)</sup>의 한강 수계 상수원수를 대상으로 한 신탄 및 재생활성탄의 흡착실험에서 EBCT 10분으로 275일 운전하였을 경우 bed volum 34,000에서 파과가 일어났다고 한 연구결과와 유사한 경향을 나타내었다.

**활성탄 여층 깊이에 따른 수처리 효과**

활성탄의 여층 깊이에 따른 수질변화를 조사한 결과는 Table 3에서 보는바와 같이 활성탄 층 깊이에 따라 pH는 거의 변화가 없었으며, DO는 활성탄 층 깊이가 깊을수록 서서히 감소하는 현상을 보였다. KMnO<sub>4</sub> 소비량은 활성탄 표층으로부터 깊이 30 cm에서 처리효율이 41%이었고 하부로 내려갈수록 처리효율이 증가하여 깊이 220 cm에서 처리효율은 58%이었다. 그리고 UV254 흡광도, DOC 및 THMFPP의 처리효율은 활성탄 표층으로부터 깊이 30 cm에서 각각 50, 48 및 42%이었고 깊이 220 cm에서 각각 62, 68 및 55%로서 활성탄 상층부에 흡착대가 형성되어 있었다.

운전시간에 따른 활성탄 여층 깊이별 DOC 처리효율(Fig. 5)은 운전개시 42일 후 깊이 30 cm에서 약 46%로서 아직 활성탄이 포화상태까지 진행되지 않았으나 운전시간이 경과할수록 포화상태에 도달하였으며 운전개시 76일 이후에는 약 27%, 111일 이후에는 약 17%, 그리고 154일 이후에는 약 8% 이하의 처리효율을 나타내어 완전히 포화상태에 도달하였으며 더 이상의 흡착이 일어나지 않았다. 활성탄 여층 깊이 90, 170 및 220 cm에서도 비슷한 양상을 나타내었으며, 운전시간이 경과할수록 활성탄 상층부에 형성되어 있던 흡착대가 점점 하부로 이동하여 운전개시 154일 이후에는 깊이 170 cm 부근에서 흡착대가 형성되어 있었다.

**생물활성탄 이용 가능성**

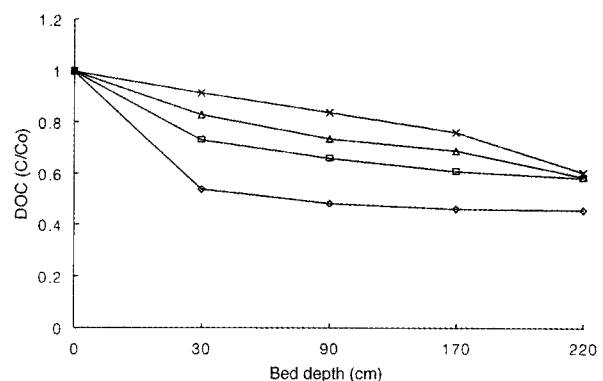
**DOC의 생물학적 분해**

오존을 처리하지 않은 원수의 DOC 제거효율(Fig. 6)은 배양 3일 후에 약 15%, 배양 21일 후에는 약 24%였다. 반면 오존주입농도 1 및 2 mg/L 처리수는 배양 3일까지는 오존을 처리하지 않은 원수와 비슷하였으나 배양 5일에는 약 21 및 37%로 급격히 증가하였으며 그 이후에는 증가폭이 서서히 감소하여 배양 21일에는 38 및 45%의 처리효율을 나타내었다. Malley등<sup>15)</sup>은 오존주입농도가 2 mg O<sub>3</sub>/mg TOC일 때 생분해 가능한 DOC가 증가하고 0.5 mg O<sub>3</sub>/mg TOC일때는 DOC는 변화가 없었으며, Sontheimer 등<sup>16)</sup>은 전오존 처리가 선행되지 않으면 생물학적 분해는 아주 적은 양으로 일어나며 1.1 mg O<sub>3</sub>/mg DOC의 오존투입으로 유입 DOC의 35~40%를 생물학적 산화에 의해 제거할 수 있었다고 하였다. 본 실험에서도 오존을 1 mg/L(0.23 mg O<sub>3</sub>/mg DOC) 및 2 mg/L(0.47 mg O<sub>3</sub>/mg DOC) 처리하였을 때 생분해 가능한 DOC의 처리효율은 오존을 처리하지 않은 경우에 비하여 각각 약 14 및

**Table 3. Variation of water quality according to bed depth**

Items	Bed depth(cm)					
	0	30	90	170	220	
pH	Max	7.3	7.2	6.8	6.8	6.7
	Min.	6.5	6.4	6.4	6.4	6.3
	Ave.	6.9	6.7	6.6	6.6	6.5
DO (mg/L)	Max	13.8	13.2	12.8	12.8	12.9
	Min.	11.7	11.3	10.9	10.8	10.6
	Ave.	13.2	12.6	12.0	11.9	11.8
KMnO <sub>4</sub> consumption (mg/L)	Max	4.6	2.8	2.5	2.3	2.2
	Min.	2.4	1.5	1.3	1.2	1.1
	Ave.	3.6	2.1 (41.7)*	1.9 (47.2)	1.7 (52.8)	1.6 (57.8)
UV 254 absorbance (cm <sup>-1</sup> )	Max	0.088	0.046	0.036	0.032	0.030
	Min.	0.026	0.016	0.013	0.012	0.011
	Ave.	0.061	0.030 (50.8)	0.029 (52.4)	0.024 (60.6)	0.023 (62.3)
DOC (mg/L)	Max	5.795	2.567	2.480	2.106	1.947
	Min.	1.676	0.954	0.731	0.615	0.568
	Ave.	3.456	1.662 (48.1)	1.471 (57.4)	2.194 (63.5)	1.112 (67.8)
THMFPP (mg/L)	Max	0.053	0.027	0.025	0.023	0.022
	Min.	0.020	0.014	0.013	0.012	0.011
	Ave.	0.031	0.018 (41.9)	0.016 (48.4)	0.015 (51.6)	0.014 (54.8)

\*( ) : Removal efficiency(%)



**Fig. 5. Concentration profile of DOC at bed depth and operating time. ◇, 42 days; □, 76 days; △, 112 days; ×, 154 days**

21% 증가하는 것으로 나타나 오존처리에 의해 고분자인 난분해성 유기물이 저분자인 생분해성 유기물로 전환됨으로서 미생물에 의한 생분해 작용이 쉽게 일어난 것으로 생각되었다.

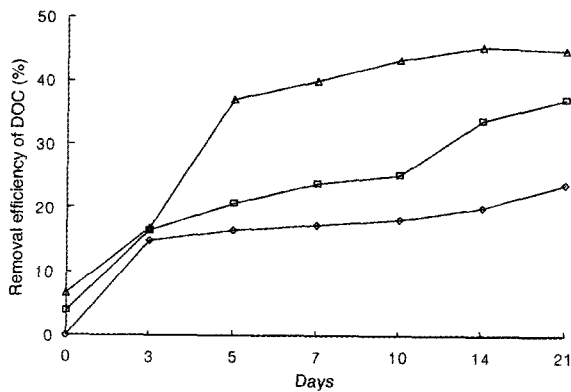


Fig. 6. Effect of ozone dosage on DOC removal. ◇, 0 mgO<sub>3</sub>/L; □, 1 mgO<sub>3</sub>/L; △, 2 mgO<sub>3</sub>/L.

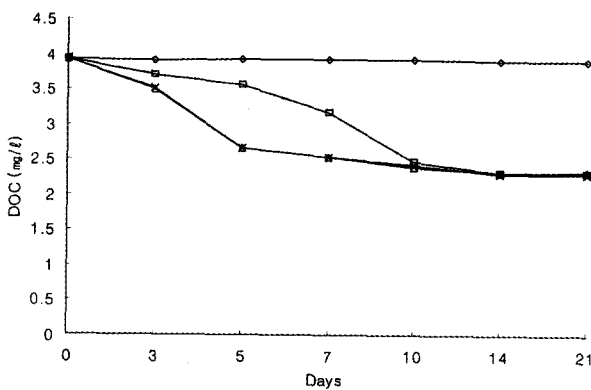


Fig. 7. Effect of bacteria seeds on DOC removal during incubation periods. ◇, Control; □, No seed; △, Raw water bacteria seed; ×, Sewage bacteria seed.

그리고 bacteria 식중 여부에 따른 DOC 변화는 Fig. 7과 같이 미생물이 살수 없도록 HgCl<sub>2</sub>을 첨가한 대조구에서는 배양시간에 따른 DOC 변화가 없었으나, 원수에 있는 미생물을 집중한 처리수는 배양시간이 경과함에 따라 급격하게 감소하였으며 DOC 처리효율은 배양 5일 이후에 약 32%, 배양 21일 이후에 약 41%였다. 하수슬러지에 있는 미생물을 집중하였을 경우에도 원수에 있는 미생물을 집중하였을 경우와 거의 비슷한 처리효율을 나타내어 미생물의 종류는 DOC 제거에 큰 영향이 없는 것으로 생각되었다. Sudha 등<sup>17)</sup>도 수질특성이 다른 4종류의 원수에 오존을 처리하여 유기물의 생물분해 정도를 실험한 결과, 오존주입농도와 생물분해에 의한 TOC 제거율은 상관관계가 있으며 오존주입농도가 증가할수록 불포화 유기물이 감소하여 생물분해에 의한 TOC 제거율이 크게 증가하였다고 하면서 배양초기에는 박테리아의 개체수가 중요하지만 일정한 배양시간 경과 후에는 박테리아의 종류와 개체수는 영향이 없으며, 유기물의 분자량이 크고 UV254/TOC 비율이 높을수록 생물분해가 어렵다고 하였다.

그리고 미생물을 집중하지 않은 처리수는 배양 5일까지 서서히 감소하였으나 그 이후부터 급격히 감소하여 배양 10일에는 처리효율이 약 37%로서 원수와 하수슬러지에 있는 미

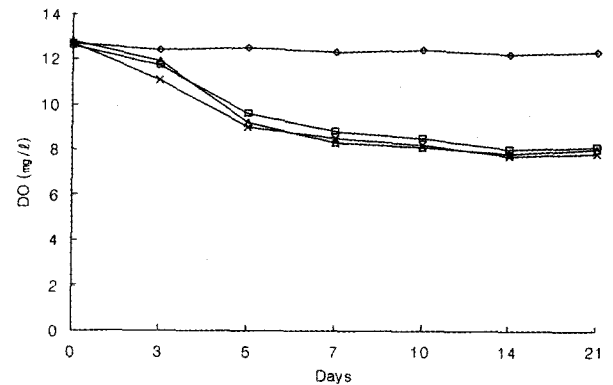


Fig. 8. Variation of DO during incubation periods (ozone dosage : 2 mg/L). ◇, Control; □, No seed; △, Raw water bacteria seed; ×, Sewage bacteria seed.

생물을 집중한 처리수와 거의 비슷한 처리효율을 나타내었다. 이는 오존을 처리함으로써 미생물의 활성이 둔화되었다가 일정한 시간이 경과된 후 미생물의 활성이 다시 되살아나 유기물을 분해하기 때문인 것으로 생각되었다.

그리고 bacteria 식중 여부에 따른 DO 변화는 Fig. 8과 같이 HgCl<sub>2</sub>을 처리한 대조구에서는 배양시간에 따른 DO 변화는 거의 없었으나 원수와 하수 슬러지에 있는 미생물을 집중한 처리수에서는 배양시간이 경과함에 따라 급격하게 감소하였으며 DO 소비량은 배양 5일 후에 약 3.7 mg/L, 배양 21일 후에 약 4.8 mg/L로서 오존처리에 의하여 전환된 이(易)분해성 유기물의 생물학적 분해 가능성을 확인할 수 있었다.

따라서 본 연구결과로 볼 때 오존을 처리하지 않았을 경우 미생물에 의해 약 24%의 DOC가 제거되었으나 오존 2 mg/L 처리후 미생물이 충분히 존재할 경우에는 약 41%의 DOC 제거효율을 나타내었고, 오존주입에 의해 생물학적으로 분해 가능한 BDOC가 증가되는 것으로 볼 때 낙동강 상수원수는 오존처리후 활성탄을 처리하면 생물활성탄 이용 가능성이 충분히 있는 것으로 생각되었다.

#### 활성탄내의 DOC 성분변화

일반적으로 NRDOC와 ADOC는 오존산화에 의해 생물학적으로 분해가 가능한 유기물로 전환되며 미생물에 의해 생물학적으로 분해가능한 DOC량은 BDOC로서 결정된다. 따라서 활성탄 여과에 의한 유기물 제거의 주기능이 물리적인 흡착에 의한 것인지 활성탄에 부착된 미생물에 의한 생물학적인 분해작용에 의한 것인지를 검토하기 위하여 운전시간 및 공탑체류시간에 따른 DOC 성분변화를 조사한 결과는 Table 4에서 보느냐와 같다.

EBCT 12분에서의 TDOC 처리효율은 운전개시 42일 후 약 52.7%, 98일 후에는 44.3%였고, BDOC는 42일 후 약 26.6%, 98일 후에는 48.9%였으며, ADOC는 42일 후 약 95.0%, 98일 후에는 76.7%였고 NRDOC는 거의 변화가 없었다. 그리고 EBCT를 20분으로 하였을 경우의 TDOC 처리효율은 운전개시 42일 및 98일 후 각각 약 55.5 및 47.2%였으며, BODC는 각각

Table 4. Variation of DOC components at different EBCT and reaction time in BAC contactor

Reaction time (day)	EBCT (min)	DOCs(mg/L)				
		TDOC	BDOC	ADOC	A&BDOC	NRDOC
42	Post-ozonated water	2.905	0.522	0.967	0.448	0.968
	12	1.375 (52.7)	0.383 (26.6)	0.048 (95.0)	0.021 (95.3)	0.903 (6.7)
	20	1.291 (55.5)	0.336 (35.6)	0.033 (96.5)	0.016 (96.4)	0.906 (6.4)
77	Post-ozonated water	3.631	1.191	1.038	0.290	1.112
	12	1.910 (47.4)	0.706 (40.7)	0.132 (87.3)	0.029 (90.0)	1.043 (6.2)
	20	1.730 (52.4)	0.580 (51.3)	0.067 (93.5)	0.032 (88.9)	1.051 (5.5)
98	Post-ozonated water	3.421	0.944	0.827	0.359	1.291
	12	1.904 (44.3)	0.482 (48.9)	0.193 (76.7)	0.014 (96.1)	1.215 (5.9)
	20	1.806 (47.2)	0.447 (52.6)	0.138 (83.3)	0.010 (97.2)	1.211 (6.2)

( ) : Removal efficiency (%)

약 35.6 및 52.6%, ADOC는 각각 약 96.5 및 83.3%의 처리효율을 나타내었으며, A&BDOC는 각각 약 96.4 및 97.2%로서 EBCT가 증가함에 따라 각 DOC 성분별 처리효율도 증가하였으며 운전시간이 경과함에 따라 TDOC 및 ADOC의 처리효율은 감소하였으나 BDOC는 증가하는 것으로 나타났다.

그리고 운전 98일 후 활성탄에 의한 DOC 제거특성은 ADOC의 감소가 두드러지게 나타나 흡착이 주기적으로 작용하였으며 BDOC도 상당량 감소하여 미생물에 의한 유기물 분해작용이 일어나 생물학적 기능도 작용하고 있음을 알 수 있었다.

Biomass (Heterotrophic plate counting, HPC)

활성탄 여과조 운전개시에 따른 활성탄에 서식하고 있는 미생물의 개체수(Table 5)는 운전개시 42일 이후에 GAC (granular activated carbon)와 BAC(biodegradable activated carbon) 상층부에 미생물이 자생하기 시작하여 운전개시 98일 후에는 미생물이 왕성하게 생육하여 전반적으로 활성탄 상층부에 미생물 개체수가 가장 많았고 하부로 갈수록 감소하였으나 활성탄 여층 전체에 서식하고 있었다. BAC에서는 운전개시 126일 이후에 활성탄 표층으로부터 깊이 20 cm 부근에 미생물이  $1.1 \times 10^7$  cell/cm<sup>3</sup> 이상 관찰되어 GAC에 비하여 BAC에서 미생물 생육이 더 왕성한 것으로 나타났다. 그리고 GAC의 경우에는 활성탄 표층에 미생물이 가장 많이 서식하고 있었으나 BAC에서는 표층보다는 깊이 20 cm 부근에서 더 많은 개체가 서식하고 있는 것으로 나타났으며 이는 BAC 표층에 있는 미생물이 유입수에 포함되어 있는 잔류오존의 살균효과에 의해 활성이 둔화되었기 때문인 것으로 생각되었다.

활성탄의 표면은 다공성으로 표면적이 커서 부착 성장하는 미생물량이 상대적으로 크며<sup>18,19</sup>, 활성탄내의 미생물 순환 기간은 일반적으로 약 4~6주 정도로 보고되어 있으며 활성탄 부착미생물이  $1.1 \times 10^4$  cell/cm<sup>3</sup> 이상 존재할 때 생물활성탄의 기능을 발휘할 수 있고<sup>20,21</sup>  $1.1 \times 10^8$  cell/cm<sup>3</sup> 이상에서는 최대의 효과를 나타내는 것으로 알려져 있으며<sup>18,19</sup>, 본 실험에서도 운전개시 12주 후에 활성탄 부착미생물의 개체수가  $1.1 \times 10^7$  cell/cm<sup>3</sup>이 되어 생물활성탄으로서의 기능을 발휘하는 것으로 나타났다.

요 약

상수원수를 보다 효과적으로 처리함으로써 양질의 수돗물을 공급하기 위한 기초자료를 얻고자 낙동강 상수원수를 대상으로 활성탄처리에 의한 공탐체류시간 및 활성탄 여층 깊이에 따른 수처리 효율과 생물활성탄으로서의 이용 가능성을 조사한 결과는 다음과 같다.

공탐체류시간(EBCT)에 따른 수처리 효율은 EBCT가 증가할수록 증가되었으나 운전시간이 경과함에 따라 활성탄 흡착 능력은 감소되어 처리효율도 서서히 감소하였다. 활성탄 여층 깊이에 따른 pH 변화는 활성탄 층 깊이에 따라 거의 없었으며, DO는 활성탄 층 깊이가 깊을수록 서서히 감소하였다. KMnO<sub>4</sub> 소비량, UV254 흡광물질, DOC 및 THMFPP 처리효율은 활성탄 표층으로부터 하부로 내려갈수록 증가하였으며, 운전시간이 경과할수록 활성탄 상층부에 형성되어 있던 흡착대가 하부로 이동하였다. DOC의 상당 부분이 활성탄여과지에 서식하는 미생물 작용에 의해 분해 제거되는 것으로 나타났

Table 5. Result of heterotrophic plate counting in granular activated carbon (GAC) and biodegradable activated carbon (BAC) (unit : cell/cm<sup>3</sup>)

Reaction time (day)	Bed depth(cm)									
	GAC					BAC				
	0	20	50	90	130	0	20	50	90	130
42	1.1×10 <sup>1</sup>	0.5×10 <sup>1</sup>	-	-	-	-	0.7×10 <sup>1</sup>	0.2×10 <sup>1</sup>	-	-
77	1.7×10 <sup>2</sup>	8.3×10 <sup>1</sup>	5.4×10 <sup>1</sup>	0.4×10 <sup>1</sup>	-	1.1×10 <sup>1</sup>	5.3×10 <sup>4</sup>	2.4×10 <sup>2</sup>	3.6×10 <sup>1</sup>	0.9×10 <sup>1</sup>
98	3.1×10 <sup>4</sup>	2.3×10 <sup>4</sup>	5.8×10 <sup>3</sup>	2.2×10 <sup>1</sup>	0.8×10 <sup>1</sup>	2.6×10 <sup>2</sup>	4.2×10 <sup>6</sup>	3.7×10 <sup>4</sup>	6.2×10 <sup>3</sup>	1.2×10 <sup>3</sup>
126	4.2×10 <sup>4</sup>	3.6×10 <sup>4</sup>	8.3×10 <sup>3</sup>	4.7×10 <sup>1</sup>	1.2×10 <sup>1</sup>	3.4×10 <sup>2</sup>	1.1×10 <sup>7</sup>	2.6×10 <sup>5</sup>	9.1×10 <sup>3</sup>	3.7×10 <sup>3</sup>
154	2.7×10 <sup>5</sup>	1.8×10 <sup>5</sup>	6.1×10 <sup>3</sup>	3.2×10 <sup>2</sup>	1.4×10 <sup>1</sup>	5.1×10 <sup>2</sup>	1.5×10 <sup>7</sup>	2.9×10 <sup>5</sup>	8.7×10 <sup>3</sup>	6.2×10 <sup>3</sup>

으며, 운전개시 126일 후의 BAC에서 활성탄 표준으로 부터 깊이 20 cm 부근에 미생물이 1.1×10<sup>7</sup> cell/cm<sup>3</sup> 이상 존재하는 것으로 관찰되어 생물활성탄 조건을 만족시키고 있었다.

### 참고문헌

- 정진성 (1996) 상수도정책방향, 한국수도협회지, 23(12), 3-19.
- 이현동, 정원식 (1996) 상수 수질오염사고 대비 방안에 관한 연구, 한국수도협회지, 23(12), 20-37.
- 마산시 (1995) 칠서정수장 고도정수처리 PILOT TEST 보고서.
- 환경부 (1997) 수돗물에서의 미량유해물질 분석법 연구 및 함유 실태조사 (5차).
- Suffet, I. H. and McGuire M. J. (1980) Activated carbon adsorption of organics from the aqueous phase. *J. AWWA*. 105-113.
- Rice, R. G. and Robson C. M. (1982) Biological activated carbon : Enhanced aerobic biological activity in GAC systems, *J. AWWA*. 78-83.
- Miller G. W., Rice R. G., Robson C. M., Scullin R. L., Kuhn W. and Wolf H. (1978) An assessment of ozone and chlorine dioxide technologies for treatment of municipal water supplies, U. S. EPA Report No. EPA-600/2-78-147.
- Sontheimer, Crittenden, Summers, (1988) Empirical evaluation of collective parameter removal by granular activated carbon, activated carbon for water treatment.
- Cho, J. S., Lim, Y. S., Lee, H. J. and Heo, J. S. (2001) Effect of ozone treatment for Nakdong river raw water. I. Efficiency of water treatment by conducting batch test of ozonation experiments, *J. of the Korean Environmental Sciences Society* 10(6), 393-399.
- Lim, Y. S., Lee, H. J., Lee, D. J., Heo, J. S. and Cho, J. S. (2002) Effect of ozone treatment for Nakdong river raw water, II. Removal of VOCs and algae in raw water by conducting batch test of ozonation experiments, *J. of the Korean Environmental Sciences Society*, submitted.
- Lim, Y. S., Kang, G. H., Lee, H. J., Seo, D. C., Lee, D. J., Heo, J. S. and Cho, J. S. (2002) Effect of water treatment for Nakdong river raw water by continuous ozone process. accepted
- Lee, B. H., Kim, T. G. (1996) Research Paper : The activation mechanisms of granular activated carbon (GAC) by microorganisms and removal characteristics of water quality parameters in biological activated carbon (BAC) and ozone treatment, *J. of Korean Society Of Environmental Engineers* 18(10), 1239-1248.
- 대구광역시 상수도사업본부 (1998) 고도정수처리시설의 효율적인 운영을 위한 실공정 및 Pilot Plant를 통한 연구조사.
- 환경부 (1998) 고도정수기술 고도정수 실용화기술 개발, Vol. I, 제2단계 3차년도 연차보고서.
- Malley, J. P. (1993) The Performance and Microbiology of Ozone-Enhanced Biological Filtration. *J. AWWA*. p.12-47.
- Sontheimer, H. and Hubele, C. (1987) The Use of ozone and granular activated carbon in drinking water treatment. in P. M. Huck and P. Toft(eds), *Treatment of Drinking Water for organic Contaminants*, Pergamon, New York,
- Sudha Goel, Raymond M. Hozalski, and Edward J. Bouwer. (1995) Biodegradation of NOM : effect of NOM source and ozone dose. *J. AWWA*. p.90-105.
- Servais P., Billon G., Ventresque C. and Bablon G. P. (1991) Microbial activity in GAC filters at the Choisy-le-roi treatment plant. *J. AWWA*. 83(2), 62-68.
- Weber W. J., Pirbazari M. and Melson G. L. (1978) Biological growth on activated carbon : an investigation by scanning electron microscopy, *Environ. Sci. and Technol.* 12(7), 817-819.

- 
20. Jan E. DeWaters and Francis A. DiGiano. (1990) The Influence of Ozonated Natural Organic Matter on the Biodegradation of a micropollutant in a GAC Bed. *J. AWWA*. p.69-75.
21. William T. Stringfellow, Kathryn Mallon, and Francis A. DiGiano. (1993) Enumerating and disinfecting bacteria associated with particles released from GAC filter-adsorbers. *J. AWWA*. p.70-80.
-