

## 생물활성탄접촉조의 성능과 조작

이강춘<sup>†</sup> · 윤태경

동의대학교 환경공학과/산업기술개발연구소

## Performance and Operation of Biological Activated Carbon

Gangchoon Lee<sup>†</sup> · Taekyung Yoon

Dept. of Environmental Engineering/Center for Industrial Technology, Dong-eui University

(Received 29 August 2005, Accepted 7 November 2005)

### Abstract

Performance and operation of BAC in ozone-BAC advanced water treatment process were investigated using the pilot scale test plant built in D water purification plant. The performance was evaluated by the removal efficiencies of DOC, BDOC, ammonia nitrogen and THMs. The effect of EBCT on DOC removal was experimented for an effective operating condition, and the amount of attached biofilm was analyzed in various water temperatures and position of BAC. Two removal mechanisms, adsorption and biological decomposition by attached biofilm, were predominant to decrease the concentration of various contaminants. DOC was removed 40%, and the removal rate was decreased in winter time due to the lowered activity of attached biofilm. BDOC was effectively removed. THMs and ammonia nitrogen were mainly removed not in ozonation process but in BAC. Water temperature deeply influenced in removal efficiency of ammonia nitrogen. The amount of attached biofilm depended on water temperature and height of packed activated carbon column. Considering DOC removal efficiency and design EBCT of commercial BAC plant, the proper EBCT was 12.5 minutes.

**keywords** : Advanced water treatment, BDOC, Biological activated carbon, DOC, Ozonation, Ozone, Water purification

### 1. 서론

원수 중에 일반적으로 존재하는 입자성 물질과 용존 물질은 원수에 응집제를 첨가하여 혼화 → 응집 → 침전 → 여과 → 소독공정을 거쳐 수돗물을 생산·공급하는 표준정수처리공정으로 대부분 용이하게 제거된다. 그러나 인구과밀과 급속한 산업화로 인한 하폐수의 발생량 증가와 엄밀하지 못한 처리는 상수원수의 수질을 악화시키는 합성 용존 유기물, 특히 염소소독부산물로서 발암성 물질로 알려진 트리할로메탄(THMs), TCE 등과 같은 물질의 농도가 기준치 이상으로 존재하게 되었다. 이러한 물질들은 표준정수처리공정으로 쉽게 제거되지 않으므로 안전한 상수도 공급을 위한 적절한 제거공정이 필수적이다. 이렇게 표준정수처리공정으로 제거되지 않는 물질을 제거하기 위한 추가적인 수처리공정을 고도정수처리(advanced water treatment)라 한다(Clark et al., 1998; 한 등, 1993; 김, 1996).

현재 주로 사용되고 있는 고도정수처리기술로 활성탄 단독공정 또는 오존-활성탄 처리공정이 있다. 오존처리공정은 오존의 강력한 산화능력을 이용하는 공정으로, 유기물 일부를 완전산화로 제거하고, 분자량이 큰 유기물을 산화시켜 미생물에 의한 생분해와 흡착이 용이한 저분자 물질로 분

해하고, 존재할지 모르는 병원성 미생물을 살균, 응집능력의 향상, 금속이온과 무기물질의 산화 그리고 물에서 유발될 수 있는 맛과 냄새를 제거하는 역할을 한다(宗宮 功, 2002; 이 등, 2003b). 활성탄처리공정은 수중에 존재하는 용존유기물(dissolved organic carbon, DOC)을 흡착으로 제거하기 위한 공정이다. 입상활성탄(granular activated carbon, GAC)이 단독으로 사용될 경우 활성탄의 유기물 흡착능력을 주로 사용하여 DOC를 제거한다. 반면, 오존처리공정과 연계하여 활성탄을 사용할 경우 GAC표면에 부착미생물을 성장시킨 생물활성탄(biological activated carbon, BAC)을 사용하여 두 가지 DOC 제거기구 즉, GAC 입자표면에 충분한 미생물이 형성되어 구성된 부착미생물에 의한 생분해와 GAC 원래의 흡착능력에 의한 제거로 DOC를 제거하는 공정이 진행된다. 따라서 GAC단독공정에 비해 오존-BAC공정은 활성탄 재생주기를 크게 연장시켜주게 된다(Clark et al., 1998; 한 등, 1993; 이 등, 2003a). 또한 최근에는 nanofiltration(NF), 역삼투압(reverse osmosis, RO)공정과 같은 막분리기술을 사용하여 먹는 물을 생산하는 사례가 국내 도시지역과 외국에서 보고되고 있지만, 그 규모는 오존-활성탄 고도처리공정에 비해 상당히 작은 규모로 운영되고 있고 경제성이 있는 대형화에 대한 연구가 진행되고 있는 실정이다(이 등, 2003b; 서 등, 2001).

우리나라에는 현재 18개 고도정수처리 시설이 운영 중인데, 이들 모두 활성탄 또는 오존-활성탄 공정을 채택하

<sup>†</sup> To whom correspondence should be addressed.  
glee001@deu.ac.kr

고 있다. 이 중 상수원 수질오염이 심한 낙동강 수계의 중하류에 위치한 부산·경남북의 13개 정수장 중 12개 정수장에서는 오존과 생물활성탄 처리를 사용하고 1개 정수장에서는 활성탄 단독공정을 채택하고 있다. 한강 수계 3개와 금강 수계 2개의 정수장에서는 한곳을 제외하곤 주로 활성탄 단독공정을 채택하여 수돗물을 생산하고 있다. 특히, 우리나라의 정수장은 취수원의 90% 이상을 수질오염에 취약한 하천 표류수에 의존하고 있으므로 안전한 수돗물을 공급하기 위하여 고도정수처리시설의 사용은 계속 늘어날 것으로 예상된다(환경부 수도정책과, 2003).

고도정수처리공정에 영향을 미치는 공정변수는 여러 가지가 있지만 가장 중요한 것은 공정에 유입되는 원수의 성질 즉, 대상 오염물질의 조성이라 할 수 있다. 따라서 고도정수처리공정에 대한 연구는 근본적으로 대상 원수를 직접 사용하여 수행되어야만 공정설계 및 공정운전조건의 선정에 적합한 데이터를 얻을 수 있다. 이러한 이유로 특정 정수장이 고도정수처리시설을 도입하려 할 때는 다른 정수장의 기존 시설이 참고는 되지만 절대적인 설계기준은 될 수 없으므로, 해당 원수를 사용한 기본적인 실험 즉, pilot 규모의 실험이 필수적이다.

본 연구에서는 pilot 크기의 BAC에서 여러 가지 오염물에 대한 제거성능 및 공정조건의 영향이 측정되었고, BAC 공정의 최적 운전조건의 선정을 위한 실험이 수행되었다. 실험은 scale의 영향을 최소화하기 위하여 기존 정수장에 pilot 규모의 오존-BAC 실험장치를 건설하였고, 지표수원 수질의 지속적인 변화를 반영하기 위하여 해당 정수장의 모래여과수를 공정 원수로 사용하였다.

## 2. 실험재료 및 방법

### 2.1. 실험재료

실험은 낙동강을 취수원으로 사용하는 D정수장 내에 pilot 규모의 오존-BAC 고도정수처리 plant를 설치하여 실험하였다. 설치된 pilot plant의 주요 장치는 Fig. 1과 같이 원수저장조, 오존접촉조, 오존처리수 체류조, 오존발생기, 배오존과파기, 오존분석기, BAC, 처리수저장조, 그리고 공기압축기로 구성되었다. 주요 장치의 사양은 Table 1과 같다.

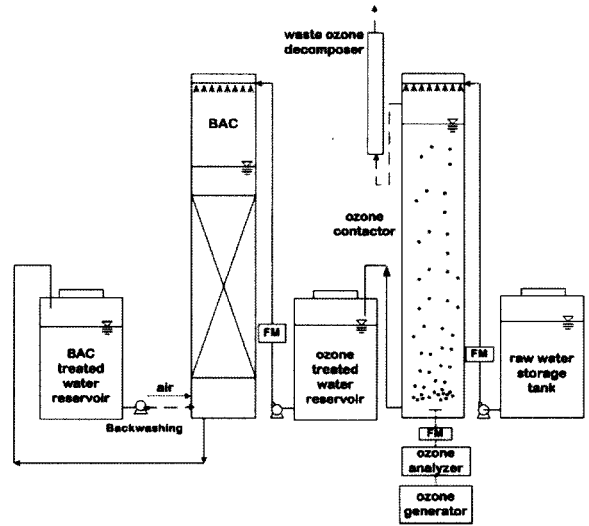


Fig. 1. Process flow diagram of the pilot plant.

실험에 사용된 원수는 실제 공정을 모사하기 위하여 정수장에서 침전 후 여과공정을 거친 모래여과수를 펌프로 원수저장조에 이송하여 사용하였다. 실제 정수장 공정수를 원수로 사용함에 따라 실험기간 중 원수에 포함된 오염물의 농도 및 성상은 일정하지 않았다. 실험은 계절별 영향 즉, 수온 및 원수 성상의 변화에 따른 영향을 보기 위하여 plant는 2002년 4월부터 2003년 6월까지 1년 3개월 동안 계속 운전되었다.

실험에 사용된 활성탄은 미국 Calgon사의 제품으로서 Table 2와 같다. BAC는 GAC 표면에 일정기간 부착미생물을 성장시켜 사용하였다.

### 2.2. 실험방법

#### 2.2.1. 오존-BAC공정

오존접촉조와 BAC에서 운전조건은 Table 3과 같다. 오존은 유입수와의 접촉면적을 증가시키기 위하여 접촉조 하단에 설치된 다공성 세라믹 분산기를 통하여 작은 기포로 유입되어 접촉조 상부로 배출되었고, 미반응 오존은 배오존과파기에서 분해·제거되었다. BAC유입수는 오존과 반대로 접촉조 상부로 투입되어 하부로 배출되었다. 오존처리수는 BAC로 투입되기 전 잔류오존을 제거하기 위하여 처리

Table 1. Specifications of major equipments

Equipment	Specification
BAC	Acryl, square & cylindrical columns BAC 1 : 600 W×600 L ×7000 H(1 EA) BAC 2-4 : 300 ID×7000 H (3 EA)
Ozone contactor	Acryl, cylindrical column 300 ID×7000 H(2 EA)
Raw water storage tank	PE, 1.5 m <sup>3</sup>
Ozone treated water reservoir	PE, 1.5 m <sup>3</sup> ×2 EA = 3.0 m <sup>3</sup>
BAC treated water reservoir	PE, 1.5 m <sup>3</sup> × 2 EA
Ozone generator	18 g O <sub>3</sub> /hr
Waste ozone decomposer	Acryl, cylindrical column 16 ID×100 H
Compressor	3 hp

**Table 2.** Specification of GAC

Item	Unit	Spec.
pH		4.0-11.0
Size distribution 8×35 US mesh	%	95 min
Moisture	%	5.0 max
Iodine no.	mg/g	1,000 min
Apparent density	g/cc	0.52 max
Surface area	m <sup>2</sup> /g	1,060 min
Pore volume	mL/g	0.61 min
Uniformity coefficient		1.8 max
Ash	%	10 max

수 체류조에서 25분간 체류시켰다.

BAC는 다양한 운전조건을 시험하기 위하여 4기의 칼럼이 설치되었다. BAC 1은 유공블럭형 하부집수장치 위에 자갈을 대, 중, 소 크기별로 10 cm씩 깔고 그 위에 모래를 10 cm 올린 후 GAC를 3 m 높이로 충전하여 사용하였다. BAC 2, 3, 그리고 4는 다공 plate type 집수장치 위에 자갈과 활성탄을 BAC 1과 동일하게 투입하였다. 오존처리수는 BAC 상부로 유입되어 BAC충진층을 통과한 후에 하부 집수장치를 통하여 처리수 저장조로 배출되었다. 오존처리수가 BAC를 통과할 때 충전층 내부로 균일한 흐름을 부여하기 위하여 활성탄 충전층 위에 일정 수위를 유지하였다.

BAC의 성능은 유입수와 처리수에 대하여 암모니아성질소, DOC, BDOC (biodegradable dissolved organic carbon), THMs 등의 농도변화로 평가되었고, BAC에서 계절에 따른 부착미생물의 변화와 EBCT의 영향이 측정되었다.

**2.3. 분석**

본 연구에서 DOC는 0.45 μm membrane filter로 여과한 후 UV적용 persulfate 산화방식의 미국 Sievers사 모델820 총탄소분석기를 사용하였다. BDOC는 Servais 등(1991)이 개발한 방식에 따라 200 mL 시료를 0.2 μm membrane filter로 여과하고, 산으로 세척한 후 증류수로 세척하여 회화로에서 550°C로 4시간 baking한 300 mL BOD병에 넣고 M 취수장의 원수를 2 μm 여지로 filtering한 것을 2 mL spiking하고 20°C BOD incubator에서 24일, 26일, 28일간 배양하여 DOC를 분석하여 계산하였다.

종속영양미생물(HPC)은 standard method에서 pour plate method를 이용하여 분석하였다. 배지로 R2A가 사용되었고,

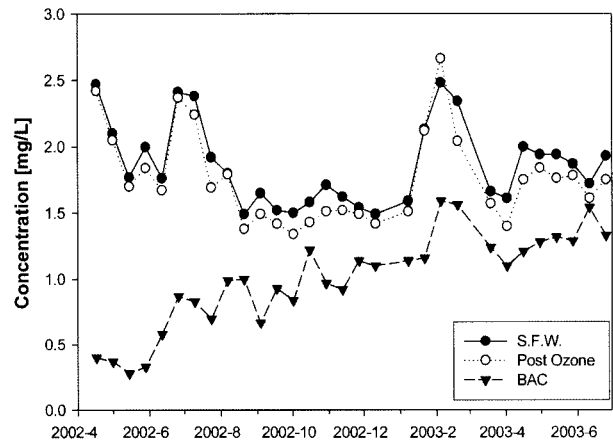
25°C에서 10~14일간 배양하여 계수하였다. THMs는 아비산나트륨과 인산으로 전처리한 시료를 head space 시료 주입방법으로 미국 HP사의 GC 6890으로 분석하였다.

활성탄 부착미생물의 양은 BAC 1에서 column 높이별로 설치된 노즐을 통하여 채취한 활성탄을 증류수로 미생물이 탈리되지 않을 정도로 조심스럽게 세척한 후 습건조시켜 증량을 잰다. 이를 생리식염수 10 mL가 채워진 20 mL vial에 넣고 병냉상태에서 초음파 분쇄기(미국 Branson sonifier 250)로 탈리시킨 후 종속영양미생물의 방법으로 분석하였다.

**3. 결과 및 고찰**

**3.1. DOC의 변화**

DOC 변화는 Fig. 2에 나타났다. 이 등(2003a)의 연구에서와 같이 사여과수는 침전과 여과를 거친 후라 총유기탄소(TOC)와 DOC의 차는 거의 없었다. 사여과수(S.F.W.)에서의 DOC 농도는 앞 공정인 혼화, 침전 및 여과공정에서 상당량 제거되므로 그리 높지 않았다. 사여과수나 오존처리수(post ozone)에서 DOC 농도는 8월 이후부터 평균 1.7 mg/L로 별다른 차이를 보이지는 않았지만, 오존처리수에서의 농도가 사여과수에서의 농도에 비해 미세하지만 약간 낮아지는 것을 볼 수 있다. 이것은 오존이 유기물의 일부를 완전산화에 의해 제거하는 것에 기인한다. 반면 BAC처리수의 DOC 평균값은 1.0 mg/L로 사여과수와 오존처리수에 비해 평균 40% 정도 감소하였다. 그러나 운전 후반으로 갈수록 즉,



**Fig. 2.** Change of DOC concentration.

**Table 3.** Operating conditions in ozone contactor and BAC

Unit process	Operating conditions				
	AC packing height (m)	Influent flow rate (L/min)	Influent gas flow rate (L/min)	EBCT* (min)	Ozone conc. (mgO <sub>3</sub> /L)
BAC 1	3.0	70	-	15.5	-
BAC 2	3.0	17	-	12.5	-
BAC 3	3.0	10	-	21.2	-
BAC 4	3.0	13.7	-	15.5	-
Ozone contactor	-	60	8.4	8.05	0.70 ~ 0.80

\*Empty Bed Contact Time

2002년 11월부터 조금씩 상승하는 경향을 보였다.

윤 등(2005)이 지적한 바와 같이 오존의 주된 역할은 완전 산화에 의한 유기물 제거가 아니라, 미생물에 의한 분해가 어려운 난분해성 유기물(nonbiodegradable DOC, NBDOC)을 생분해성 유기물(BDOC)로 분해하는 것이다. 즉, 유기물은 BAC에서 주로 제거되고, 오존접촉조는 BAC에서의 유기물 제거능 향상을 위한 공정 즉, 미생물 분해에 용이한 BDOC 함량 증가와 흡착에 용이한 큰 분자의 분쇄역할을 하는 것으로 판단된다.

BAC에서의 제거능이 DOC 감소의 주된 공정이므로 계절별 영향이 있을 것으로 예상되었다. 특히 겨울철에는 부착미생물의 활동도 저하가 두드러지고, 흡착평형농도도 저하됨과 함께 활성탄에서 흡착유효면적이 GAC에 비해 적어지므로 일정농도 이상의 동일한 유입 유기물 조성을 가정한다면 BAC에서 DOC의 감소율은 기타 계절에 비해 저하될 것이다. 이러한 현상은 극저 농도의 경우에 BAC에서도 상대적으로 충분한 흡착 유효면적을 제공할 가능성이 있으므로 BAC와 GAC의 차이점을 관찰하기 어려울 수 있다.

그림에서 사여과수에서의 DOC 농도는 8월까지 계속 감소하고, 이 후 일정한 값을 유지한다. 한편 BAC처리수의 경우 DOC 농도는 2002년 11월까지 거의 일정한 값을 보여주었다. 이 후 농도가 약간 증가되는 경향을 보이기 시작하였다.

사여과수의 경우 원수 수질 또는 앞 단계 공정에서 처리 효율에 의해 8월까지 계속 감소한 것으로 사료된다. BAC 처리수의 경우 운전 초기에는 부착미생물의 생성이 부족한 상태지만 신규 활성탄의 최대 흡착유효면적으로 인하여 주로 흡착에 의하여 우수한 제거능을 보였다. 이 후 부착미생물의 생성이 완료되면 흡착과 미생물 분해에 의하여 제거가 진행된다. 이 때 계속 진행된 흡착공정에 의해 흡착 유효면적은 계속 감소하게 된다. 또한 2002년 11월부터 2003년 3월까지 수온이 10°C 이하로 낮아져 미생물의 활동도가 급격히 저하된다. 따라서 유기물 제거기구는 주로 흡착에 의하여 진행된다.

유기물이 흡착에 의해서만 제거될 경우, BAC에서의 흡착은 GAC에서와 달리 표면을 감싸고 있는 부착미생물이 유기오염물질의 활성탄 쪽으로 침투하는데 저항으로 작용하게 되어 GAC에 비해 큰 흡착 저항이 작용하게 된다. 즉, 흡착반응공정의 단계는

GAC : mass transfer through external boundary layer of GAC → particle(pore) diffusion → 흡착

BAC : mass transfer through external boundary layer of BAC → mass transfer through external micro-organism layer of BAC → particle(pore) diffusion → 흡착

으로 구별될 수 있다. 또한 미생물이 다시 활성화되는 2003년 3월 이후 미약하지만 계속되는 제거능 저하는 미생물과 흡착의 두 가지 제거기구 중 미생물에 의한 제거능은

계속 일정한 반면, 흡착에 의한 제거능이 점점 감소하는데 기인한다. 흡착 제거능의 저하는 장기간의 활성탄 사용으로 활성탄의 흡착농도가 흡착평형(포화)농도에 근접함에 따라 흡착 유효면적이 감소하는데 따른 것이다. 이러한 영향이 운전 기간 끝부분에서 BAC 처리수 DOC 농도증가의 이유를 설명해준다.

DOC 농도증가가 계속되어 오존처리수의 DOC 농도에 근접하면 BAC의 재생을 검토하여야 한다.

### 3.2. BDOC의 변화

BDOC는 생분해가 가능한 용존유기탄소로 고도정수처리 공정에서 충분히 제거하지 못할 경우 상수도 배수계통에서 박테리아의 재성장을 조장할 수 있고, 배수 전 소독공정에서 발암성 염소화합물을 형성할 수 있다. BDOC의 농도 변화는 Fig. 3에 나타났다. BDOC의 농도는 오존산화의 영향으로 오존처리수 > 사여과수 > BAC 처리수 순으로 나타났다(윤 등, 2005).

운전기간 동안 BDOC의 평균농도는 사여과수, 오존처리수, BAC처리수에서 각각 0.197, 0.321, 0.097 mg/L였다. 오존처리에 의한 BDOC의 평균 생성율은 사여과수 농도에 대하여 111%였고, BAC에서 평균 제거율은 오존처리수 농도에 대하여 72%였다. 전체적으로 오존처리수에 비해 BAC처리수에서의 농도감소는 2002년 10월까지 최소 60%에서 최대 100%에 육박하였지만, 이후 2003년 2월까지 감소율이 저하되는 경향을 보였다.

BDOC는 미생물에 의한 제거뿐만 아니라 흡착에 의해서도 제거될 수 있다. 따라서 BDOC는 미생물의 활동도가 활발한 기간에 유기물이 흡착과 미생물 분해 두 가지 제거기구가 작용하여 BAC에서 매우 효과적으로 제거된 반면, 활동도가 극히 저하되는 기간에는 주로 흡착에 의해 제거되기 때문에 제거능이 약간 저하되었다. 수온이 회복되는 2003년 3월 이후에도 운전 초기의 제거능을 회복하지 못하는 경향을 보이는 것은 흡착유효면적의 감소에 기인하는 것으로 사료된다. 한편 오존처리수에서의 BDOC 농도가 사여과수에 비해 높게 나타나는 것으로부터 오존이 NBDOC의 분해에 유용하였음을 알 수 있다. 측정기간동안에 BAC 처리수에서 BDOC 농도는 평균 0.08 mg/L를 보였다.

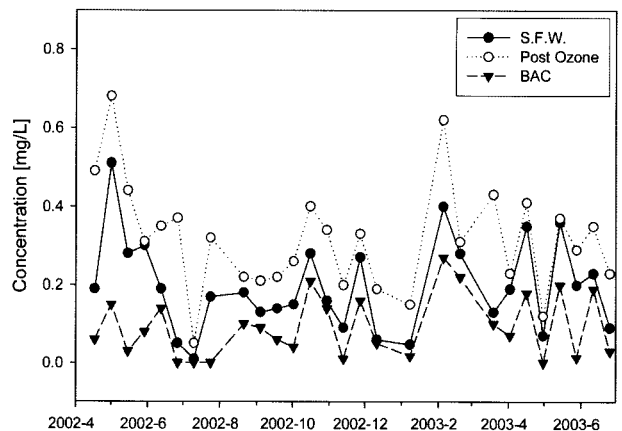


Fig. 3. Change of BDOC concentration.

한편 오존처리수와 사여과수에서 농도의 변화폭이 상당히 컸다. BDOC 생성율이 일정하지 않은 것은 원수 중 유기물 성상이 계속 변화되므로 즉, DOC 농도와 더불어 DOC 중 오존에 의해 산화 가능한 유기물의 함량이 계속 변하기 때문인 것으로 추측된다. 따라서 오존처리수에서 BDOC의 증가는 일정한 경향을 나타내기 어려웠다.

3.3. THMs의 변화

D정수장의 경우 취수장에서 원수 중에 포함되어 유입되는 여러 종류의 박테리아의 수를 감소시키기 위하여 전염소처리를 한다. 이 때 수중에 존재하는 유기물과 박테리아가 분해 및 반응하여 염소소독부산물인 THMs을 생성, 정수장 원수 중에 THMs이 존재하게 된다. 본 시험 공정에서의 THMs의 농도 변화는 Fig. 4에 나타냈다.

운전 중반까지 농도는 사여과수와 오존처리수에서 평균 0.018 mg/L 였고 BAC처리수에서 평균 0.0075 mg/L로 약 58%의 제거를 보였으나 수온이 저하됨에 따라 제거율이 낮아지는 현상을 보였다.

THMs은 주로 활성탄 흡착에 의하여 제거된다(김 등, 1994). 한편 GAC와 BAC에서 THMs의 제거율 비교실험으로부터, BAC의 경우에는 대부분이 흡착에 의하여 제거되고, 일부만이 미생물에 의하여 제거되는 것으로 추정된다(김 등, 2004; 최 등, 2000). 따라서 운전 중반 이후 제거율의 감소는 주로 흡착유효면적의 감소와 수온저하에 따른 흡착평형농도의 변화에 기인하는 것으로 사료된다. 또한 사여과수에서 THMs의 농도 증가도 원인으로 추측된다.

한편 김 등(2002)의 연구결과와 같이 오존처리공정으로 THMs이 거의 제거되지 않았다. 이것은 오존이 THMs을 산화·분해시키지 못하고, BAC에서 흡착 또는 미생물 분해에 의해서만 제거될 수 있다는 것을 설명한다.

겨울철에 사여과수에서의 농도증가는 잔류염소에서 그 원인을 유추할 수 있다. 11월 이후 사여과수에서 잔류염소의 양은 계속 증가하는 경향을 보였다. 이는 취수장에서 겨울철 낙동강 원수 중 증가하는 암모니아성질소에 대응하기 위하여 전염소처리시 염소투입량을 증가시켜 발생한 현상으로 추측된다.

THMs의 농도가 먹는 물 수질기준인 0.1 mg/L 이상을

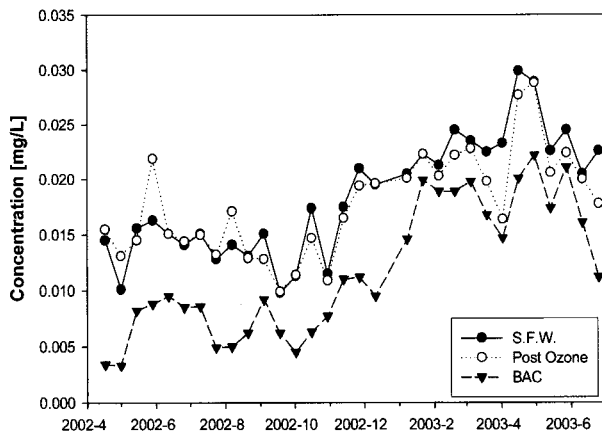


Fig. 4. Change of THMs concentration.

계속 유지할 경우 THMs의 근원적인 제거가 고려되어야 할 것이다. 즉, THMs의 발생원인으로 알려져 있는 전염소처리를 오존산화와 같은 다른 공정으로 교체하거나, 염소주입 포인트를 변경하여 미리 THMs 전구물질을 제거한 이후에 염소처리하는 방법 등에 대한 고려가 필요할 것이다.

3.4. 암모니아성질소의 변화

암모니아성질소의 농도 변화를 Fig. 5에 나타냈다. 실험 기간 동안 BAC처리수의 농도는 0.01 mg/L이하를 나타내어 유입된 암모니아성질소 대부분이 효과적으로 제거되었다.

사여과수에서 농도는 우리나라 먹는 물 수질기준인 0.5 mg/L에 비해 상당히 낮은 농도를 유지하였다. 사여과수와 오존처리수에서의 농도는 5월에서 8월까지 상당히 높아져 최고 0.12 mg/L를 보였고 이후 0.03 mg/L 이하를 유지하였다. 본 실험은 오염원을 어느 정도 제거한 사여과수를 대상으로 하기 때문에 급격한 농도변화는 우기 때의 일시적인 현상으로 볼 수 있다. 즉, 7월부터 8월까지 농도증가는 우기 때 하천으로 유입된 오염물의 증가에 기인하는 것으로 사료된다. 사여과수와 오존처리수에서 농도차는 거의 없었고 BAC처리수에서 암모니아성질소가 매우 효과적으로 제거되는 경향을 보였다.

BAC처리수에서의 암모니아성질소 제거능은 두 가지 mechanism으로 해석될 수 있다. 첫째, 활성탄 표면의 흡착에 의한 제거가 큰 영향을 미친다. 김(1996)은 입상활성탄 흡착에 의한 암모니아성질소의 우수한 제거능을 보고한 바 있다.

두번째로, 미생물의 질산화에 의한 제거가 있다. 이는 nitrogen cycle로부터 설명될 수 있는데 암모니아성질소는 질산화미생물에 의해 nitrate, nitrite 그리고 최종적으로 질소 가스로 변화되어 배출, 제거된다. 따라서 두 가지 제거기구를 사용하는 BAC가 GAC에 비해 우수한 제거능이 보고되고 있다. BAC에서의 제거효율은 겨울철에 비해 미생물의 번식이 활발한 여름철에 우수할 것으로 예상된다. 미생물의 활동도가 급격히 떨어지는 겨울철에는 미생물에 의한 질산화를 통하여 제거되는 암모니아성질소의 양이 거의 없을 것으로 예상되므로, 겨울철 암모니아성질소의 주된 제거기구는 활성탄 흡착에 의한 것으로 판단할 수 있다.

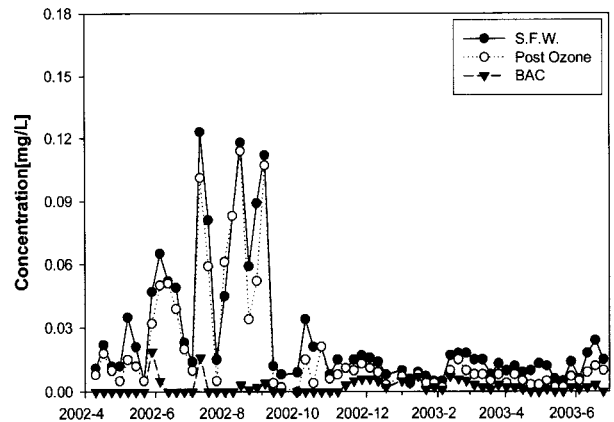


Fig. 5. Change of ammonia nitrogen concentration.

오존접촉 공정에서 암모니아성질소의 농도 감소는 미약하였다. 이는 오존이 암모니아성질소를 질산성질소로 변화시키는 산화반응이 거의 없는 것이 그 이유로 사료된다(김 등, 2002).

수온이 10°C 이하인 겨울철에는 부착미생물의 활성저하로 암모니아성질소의 질산화가 대단히 낮아지고, 강수량 부족과 또는 배출량 증가 등으로 인하여 고농도의 암모니아성질소가 유입되는 경우에 대비하여 현재 운전 중인 고도정수처리시설의 제거능력이 규정되어야 한다(김 등, 2002).

사여과수에서 암모니아성질소의 농도가 0.03 mg/L 이하를 유지하고 있으므로 고농도 조건을 충족시키기 위하여 BAC로 유입되는 오존처리수에 일정량의 암모니아성질소를 주입하였다. 수온에 따른 제거능을 실험하기 위하여 겨울철과 여름철에 실험을 수행한 결과는 Fig. 6과 같다. Y축의 Co는 유입수에서 농도이고, C는 유출수에서 농도이다. 암모니아성질소 주입농도는 1.2 mg/L, 실험 수온은 각각 6.8°C와 21.5°C였다. 파과(breakthrough)가 시작되는 시간은 C/Co=0.05가 되는 시간 기준으로 겨울철에는 15.5분, 여름철 25분이었다. 또한 먹는 물 수질기준인 0.5 mg/L에 도달하는 시간도 겨울철에 44분, 여름철의 77분으로 상당한 차이를 보였다. 여름철에 연장된 파과시간은 미생물의 활성에 의한 제거율 증가에 기인하는 것으로 판단된다.

겨울철의 경우 C/Co는 0.75 까지 계속 증가한 후 평형에 도달하여 대체로 일정한 C/Co를 유지하였다. 이러한 현상은 고농도의 암모니아성질소 투입 초기에는 상대적으로 넓은 활성탄 흡착 유효면적의 영향으로 우수한 흡착력에 의한 제거능을 보이다가 유입농도에 대한 활성탄의 흡착평형에 도달하는 시점에서 평형 C/Co 값에 도달하게 된다. 즉,

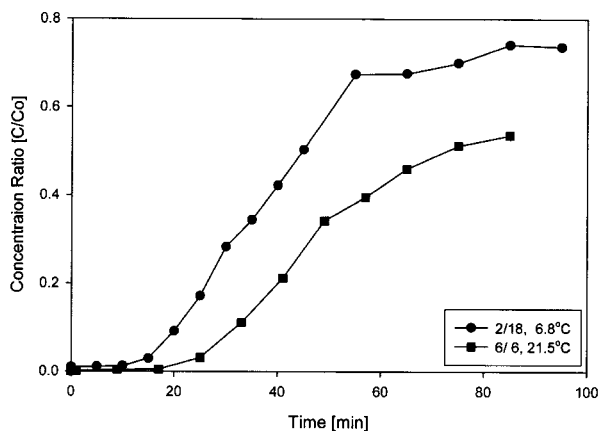


Fig. 6. Breakthrough curve for ammonia nitrogen in BAC 1.

평형에서 25%의 제거능을 보였고, 이는 대부분 흡착에 의해 제거되는 것으로 추측된다. 평형상태에서 유출수에서의 암모니아성질소 농도는 약 1.05 mg/L로 먹는 물 수질기준인 0.5 mg/L을 초과하였다. 겨울철 BAC는 활성탄 표면에 부착미생물이 coating되어 있어 물 속의 암모니아성질소가 활성탄 내부로 전달되는데 장애로 작용할 소지가 있다. 따라서 겨울철의 경우 암모니아성질소의 활성탄 흡착능을 주로 이용하려면 일시적인 GAC로의 운전이 고려될 수 있다.

여름철의 경우 C/Co가 0.52에서 평형에 도달하였다. 암모니아성질소 투입 초기에는 상대적으로 넓은 활성탄 흡착 유효면적의 영향으로 우수한 흡착력과 부착미생물에 의한 질산화로 우수한 제거능을 보이다가 유입농도에 대한 활성탄의 흡착평형에 도달하는 시점에서 평형 C/Co 값에 도달하게 된다. 평형에서 48%의 제거능을 보였는데, 이는 겨울철과 달리 흡착과 미생물 분해가 동시에 일어나는 것에 기인한다.

### 3.5. 활성탄 부착미생물의 변화

BAC에서 활성탄 높이에 따른 부착미생물 양의 변화를 비교 분석하였다. BAC 유입수인 오존처리수가 하향식으로 흐르므로 Table 4와 같이 BAC 하층에서 상층으로 갈수록 많은 개체가 관찰되었다. BAC 유입수에는 미생물의 먹이가 되는 BDOC와 용존산소가 풍부하게 존재하여 상층부에 존재하는 부착미생물은 하층에 비해 빠르게 성장하게 된다. 따라서 일반적으로 상층에서 하층으로 내려갈수록 부착미생물의 양이 저하되는 경향을 보인다. 이와 같은 결과는 Servais 등(1991) 및 박 등(2001)의 결과와 일치한다.

Table 4는 BAC 1에서 5월, 7월, 10월 및 11월에 각각 채취된 활성탄 시료로부터 부착미생물을 분석한 결과이다. 시료는 활성탄의 높이에 따라 채취하여 비교하였다. 부착미생물의 양은 채취시점에 따라 상당한 차이를 보였는데, 이는 첫째, 부착미생물의 성장기간의 차이로부터 발생하는 것으로 생각할 수 있다. 즉, 채취시점 5월 1일의 경우 운전 시작 30일 경과 시료이고, 7월 26일은 116일 경과 시료이다. 계절에 따른 차이는 있지만 평균적으로 부착미생물이 변하지 않는 고정량에 도달하는 시간 즉, 정상상태(steady state)로 성장하는데 걸리는 시간은 4 ~ 8주 정도로 보고되고 있다. 이를 감안하면 운전경과시간이 8주가 넘는 시료가 정상상태에 도달한 시료라 볼 수 있고, 다른 시료는 성장 중에 있는 시료로 생각될 수 있다. 따라서 운전기간으로 보면 5월 1일 시료는 부착미생물이 정상상태에 도달하지 못한 상태이고 7월 26일 시료는 정상상태에 도달한 이후의

Table 4. Amount of attached biofilm on activated carbon in BAC 1

Test Date	Temp. (°C)	Unit	Distance from the bottom of BAC 1(cm)					
			25	75	125	175	225	275
2002/5/01	18.3	× 10 <sup>7</sup> [CFU/mL]	2.8	2.3	2.9	6.5	12	15
2002/7/26	25.5		3.4	3.2	5.6	13.4	30	67
2002/10/01	21.0		0.24	0.26	0.31	0.30	2.7	14
2002/11/28	7.0		0.10	0.25	0.30	0.15	2.2	4.3

시료라 할 수 있다.

둘째로, 채취시점에서의 수온에 의한 부착미생물의 활동도의 차이에 의한 것으로 생각될 수 있다. 이는 수온이 높은 여름철로 갈수록 부착미생물의 활동도가 높아 부착미생물의 성장이 빠른 반면, 수온이 낮아지는 겨울철로 갈수록 부착미생물의 활동도가 저하되어 부착미생물의 성장이 저하 또는 정지하게 되는데 기인한다. 즉, 7월 26일은 10월 1일과 11월 28일에 비해 수온이 상당히 높아 미생물의 활동도가 활발한 시점이다. 알려진 바로는 10°C 이하의 수온에서는 부착미생물의 활동도가 매우 낮아 거의 정지상태가 되는 것으로 알려져 있다. 따라서 7월의 분석결과가 가장 많은 부착미생물 함량을 보였고, 수온이 가장 낮은 11월에 가장 적은 부착미생물 함량을 나타냈다.

셋째로, 역세척 전·후 부착미생물 양의 차이를 생각할 수 있다. 이는 역세척과정 중 탈리된 부착미생물이 배출되어 역세척 후에는 부착미생물의 양이 감소되게 된다.

### 3.6. BAC에서 EBCT의 영향

본 pilot plant에는 4기의 BAC가 운전되었다. BAC 1은 본 pilot plant의 주 접촉조로서 D정수장의 BAC 설계 사양과 동일한 사양을 가지며 설계 운전조건으로 운전되었다. BAC 2, 3, 4는 BAC 1과 달리 원통형 구조를 가지며 실 plant 설계 조건과 다른 운전조건을 시험하기 위하여 설치되었다.

BAC 2, 3, 4에서는 핵심 운전조건인 EBCT의 영향이 시험되었다. EBCT는 BAC에서 유입수의 유속으로 환산될 수 있으며, 오염물질의 제거능에 큰 영향을 미친다. 즉, EBCT를 증가시키면 접촉조에서의 체류시간이 커져 활성탄 및 부착미생물과 오염물질과의 접촉시간이 증가된다. 이는 유출수에서의 오염물질 농도에 긍정적인 영향을 줄 수 있다. 반면 증가된 체류시간은 접촉조에서의 물 생산량을 감소시키므로 동일한 생산량을 얻기 위하여 접촉조의 크기가 증가되어야 한다. 반대로 EBCT를 감소시키면 체류시간의 감소로 물 생산량은 증가될 것이지만, 오염물질의 제거능이 저하되어 처리수 중 오염물질의 함량의 증가가 예상된다. 이것은 공정설계에 있어 경제성에 영향을 주는 주요 인자이므로 최적 설계 또는 최적 운전조건 선정에 반영되어야 한다.

최적 EBCT의 선정은 어떤 유입수에 대하여 유출수에서의 수질분석결과가 허용 한계농도 이하를 유지하는 조건 중 최대 유속을 선정하면 가장 경제적인 조건이 된다. 그렇지만 유입수의 수질은 계절별로 변화하므로 적어도 1년간의 시험기간 중 가장 나쁜 수질을 기준으로 선정하는 것이 타당하다. 또한 예상치 못한 고농도 오염물의 갑작스런 유입에 대한 BAC의 성능도 고려되어야 할 것이다.

BAC 2, 3, 4에서의 운전조건은 Table 3과 같다. BAC 4는 BAC 1과 같은 EBCT이다. 동일한 오존처리수에 대하여 EBCT별 처리능은 DOC를 비교하여 최소 값을 나타내는 EBCT를 제안하였다. Table 5는 BAC 처리수별 DOC 분석 결과이다.

Table 5. DOC concentration in BAC effluents

		Ozone treated water	BAC2	BAC3	BAC4
DOC (mg/L)	Test1	1.67	0.43	0.22	0.44
	Test2	2.37	1.00	0.48	0.93

DOC 분석결과에서 EBCT가 가장 높은 즉, 유입수의 유속이 가장 낮은 BAC 3에서 가장 우수한 DOC 제거능을 보였다. 이는 낮은 유속으로 인한 체류시간 증가에 의해, 오염물질이 부착미생물 및 활성탄과의 접촉시간 증가에 기인된 것이다. 한편 BAC 2와 4에서의 유출수 중 DOC는 유사한 값을 보였다. 물생산량 측면을 고려하면 유입수의 유속이 높은 BAC 2의 운전조건이 설계조건인 BAC 4에서의 조건에 비해 우수하다.

따라서 EBCT 15.5분을 동일한 DOC 제거능을 보이는 12.5분으로 감소시켜 운전하는 것이 추천된다. 이러한 운전조건의 변화는 생산량 측면에서 보면 동일한 접촉조를 가지고 EBCT 15.5분에서 19.7 ton/일을 12.5분에서 24.5 ton/일로 24.4%의 생산량 증대 효과를 갖는다.

## 4. 결론

Pilot 크기의 오존-BAC 공정에서 BAC의 성능이 암모니아성질소, DOC, BDOC, THMs의 농도변화로 평가되었고, 계절에 따른 부착미생물의 변화와 EBCT의 영향이 실험되었다. 그 결과는 다음과 같다.

- 1) DOC는 대부분 BAC에서 제거되어 평균 40% 제거율을 보였고, 겨울철에는 부착미생물의 활동도 저하로 흡착으로만 제거되어 제거율이 감소하였다. 또한 장기간의 운전은 활성탄의 흡착유효면적의 감소를 유발하여 제거율이 감소하였다.
- 2) 오존산화로 농도가 증가한 BDOC는 흡착과 미생물에 의한 분해가 동시에 작용하여 제거되었다. 겨울철에 비해 수온이 높은 기간에 우수한 제거능을 보였다.
- 3) THMs는 오존처리공정으로 제거되지 않았고, BAC에서 58%의 제거율을 보였다. 흡착유효면적의 감소와 흡착평형농도의 변화로 DOC와 같이 겨울철과 운전 말기에 제거율이 저하되었다.
- 4) 암모니아성질소는 오존처리공정으로 거의 제거되지 않았고, 흡착과 미생물에 의한 질산화로 제거되었다. 1.2 mg/L의 유입농도에서 여름과 겨울에 상당한 제거율의 차이를 보였고, 파과시간은 각각 25분과 15.5분이었다. 따라서 고농도의 암모니아성질소 유입이 우려되는 겨울철에는 미생물의 역할이 대단히 낮아 GAC로의 운전이 추천된다.
- 5) BAC에서 활성탄 충전높이별 부착미생물의 양은 BDOC와 용존산소가 풍부하게 유입되는 상층부가 하층부에 비해 많은 양이 존재하였다. 또한 미생물의 활동도에 대한 수온의 영향으로 겨울철에서 여름철로 갈수록 그 양

이 증가하였다.

- 6) DOC제거율은 EBCT가 길수록 높았고, 정수장 BAC 설계기준 EBCT보다 낮은 12.5분에서의 제거율은 설계기준인 15.5분에서의 제거율과 거의 같았다.

### 참고문헌

- 김동식, 임종주, 조영상, 활성탄을 이용한 트리할로메탄 혼합물의 제거, *대한환경공학회지*, **16**(3), pp. 371-370 (1994).
- 김동윤, 덕산정수장 고도정수처리시 타당성 조사 및 기본계획 보고서, 부산광역시 상수도사업본부 (1996).
- 김영진, 임용성, 신판세, 현길수, 상수처리에서 염소소독부산물 현황과 제어에 관한 연구, *수처리기술*, **12**(1), pp. 75-82 (2004).
- 김충환, 정상기, 김학성, 암모니아성질소를 함유한 금강중류 하천수의 오존-활성탄처리, *한국물환경학회지*, **18**(4), pp. 355-363 (2002).
- 박흥기, 나영신, 정종문, 류동춘, 이상준, 홍용기, 낙동강 하류 상수원수의 생물활성탄에 의한 수질개선 및 세균특성, *한국환경과학회지*, **10**(2), pp. 105-111 (2001).
- 서연태, 정동환, 임성균, 박규홍, 막분리를 이용한 정수처리공정의 생산원가에 관한 고찰, *한국물환경학회지*, **17**(3), pp. 283-297 (2001).
- 윤태경, 이강춘, 노병일, 고도정수처리공정에서 오존의 유기물 분해능, *한국환경과학회지*, **14**(3), pp. 327-333 (2005).
- 이상운, 문순식, 신종철, 최광근, 심상준, 박대원, 이진원, 오존처리와 생물활성탄 공정에 의한 상수원수 중의 용존유기물 제거, *한국생물공학회지*, **18**(3), pp. 211-216 (2003a).
- 이성우, 이현동, 한명호, 광동희, 김충환, *고도상수처리 -원리 및 응용-*, 동화기술, 서울, pp. 71-85 (2003b).
- 최정우, 현길수, 강용태, 정수수질 개선을 위한 입상활성탄과 생물활성탄의 처리특성, *한국물환경학회지*, **16**(2), pp. 191-198 (2000).
- 한무영, 강창호, 생물활성탄(Biological Activated Carbon, BAC)공정과 이 공정의 음용수처리에서의 사용, *상하수도학회지*, **7**(1), pp. 77-103 (1993).
- 환경부 수도정책과, 고도정수처리 설치사업, 환경부 환경관리분야 자료목록 (2003).
- 宗宮 功 편저, 강준원, 구자용, 최승일, 정재춘, 육운수 공역, *오존을 이용한 수처리기술*, 동화기술, 서울, pp. 115-142 (2002).
- Clark, R. M. and Lykins, Jr., B. W., *Granular Activated Carbon: Design, Operation and Cost*, Lewis Publishers, Inc., U.S.A. pp. 205-233 (1998).
- Servais, P., Billen, G., Ventresque, C. and Bablon, G. P., Microbial Activity in GAC Filters at The Choisy-le-roi Treatment Plant, *J. AWWA*, **83**(2), pp. 62-68 (1991).