

암모니아성질소를 함유한 금강중류 하천수의 오존-활성탄처리

Ozone-Activated Carbon Treatment in Middle Keum River containing Ammonia-Nitrogen

김충환, 정상기, *김학성

Chung-Hwan Kim, Sang-Gi Jung, *Hag-Seong Kim

한국수자원공사, *충북대학교 환경공학과

Korea Water Resources Corporation

*Department of Environmental Engineering, Chungbuk National University

Abstract

A demonstration plant was carried out to investigate the removal efficiency of $\text{NH}_3\text{-N}$ and KMnO_4 consumption depending on the existence of pre-chlorination for the ozonation and activated carbon process in the S water treatment plant which is located at the middle of Keum River.

The average removal efficiency of KMnO_4 consumption for O_3/GAC processes with pre-chlorination and O_3/BAC processes without pre-chlorination were 48.6% and 50% respectively. It is similar to removal effect of KMnO_4 consumption for GAC and BAC process depending on the existence of pre-chlorination. Otherwise, the removal of THMFP for GAC and BAC process was 58% and 68% respectively.

$\text{NH}_3\text{-N}$ was not almost removed by sand filter and ozonation, but the average removal efficiency in the BAC process was about 31%. Especially, $\text{NH}_3\text{-N}$ was not almost removed by O_3/BAC processes at the low temperature (below 10°C) in the winter season. O_3/BAC processes have the advantage of removal of organic substance when it is compared to pre-chlorination followed by O_3/GAC processes. Pre-chlorination followed by O_3/GAC processes were required to remove $\text{NH}_3\text{-N}$ in the winter season because the removal of $\text{NH}_3\text{-N}$ was almost ineffective by O_3/BAC process.

1. 서 론

우리나라에서는 겨울철 강수량 부족으로 인하여 중하류 하천수에 높은 농도로 존재하는 암모니아성질소를 제거하기 위하여 파과점염소처리(Breakpoint chlorination)를 실시하고 있으며, 특히 이러한 정수장에서는 과량의 염소주입에 의한 소독부산물 의 발생 등 수질장애를 해소하기 위하

여 기존의 재래식 정수처리공정에 오존/활성탄공정을 추가하고 있다.¹⁻²⁾

선진 외국의 고도정수처리시설에서는 소독부산물의 생성을 최소화하고, 오존장치의 부식을 방지하며 활성탄의 생물처리 효율을 높이기 위하여 전염소처리를 하지 않거나 전염소를 미량으로 주입하면서 고도정수처리시설을 운전하고 있다.³⁻¹⁵⁾ 그러나 우리나라에서 오존/활성탄처리시설을 도입

한 정수장에서는 겨울철 고농도의 암모니아성 질소를 함유한 상수원수가 유입되는 경우 암모니아성 질소의 처리를 위해 염소를 주입하며, 이때에 잔류염소가 오존/활성탄공정으로 유입되어 배오존처리 장치의 부식과 오존의 소비¹⁶⁾ 및 활성탄에서 생물활성의 저해⁸⁾ 등의 문제점을 유발하는 것으로 알려져 있다. 특히 연구 대상으로한 금강중류 하천수에는 8곳의 하폐수 및 분뇨처리장에서 하루 약 80만m³의 오수가 유입되어 높은 농도의 암모니아성 질소 및 유기물질이 존재하며, 이러한 원수를 사용하는 S정수장에서는 겨울철 염소 주입량의 증가 및 봄·여름철 소독부산물의 증가로 재래식공정으로는 수질기준의 유지에 어려움을 겪고 있는 실정이다. 이와 같이 암모니아성 질소 및 유기물질의 농도가 높은 정수장에 적합한 고도정수처리시스템을 선정하기 위하여 오존/활성탄처리를 기본으로하는 실험플랜트를 설치하였다. 본 연구에서는 겨울철의 암모니아성 질소를 처리할 수 있으면서, 생물활성탄을 유지할수 있는 공정을 개발하기 위하여 우선 전염소처리의 유무에 따른 오염물질의 제거특성을 조사하였다.

2. 실험장치 및 방법

유기물과 암모니아성 질소의 제거를 위하여 재래식 정수처리공정(용집/침전/모래여과)에 오존(O₃)/활성탄공정을 근간으로 하는 실험플랜트(Demo Plant)를 금강 중류에 위치한 S 정수장에 설치하였다. 실험장치는 용집/침전/모래여과/오존/활성탄공정으로 구성되어 있으며, 시설용량은 240 m³/d로서 120 m³/d× 2계열로 구성되어 있다. 실험장치의 사양 및 활성탄의 특성은 Table 1 및 Table 2에 나타낸 것과 같다. 2계열 중 1계열(Process A)은 암모니아성 질소를 제거하기 위하여 파괴점염소처리를, 다른 1계열(Process B)은 생물활성탄에 의한 암모니아성 질소의 처리성능을 파악하기 위하여 전염소처리를 실시하지 않았다. 오존처리는 체류시간 16분(접촉조 8분, 체류조 8분)이고, 오존주입률은 2.5-3 mg/L로 하여 잔류오존이 0.2 mg/L정도 유지되도록 운전하였다. 활성탄처리는 A계열의 경우 국내산 석탄계(Sa)활성탄으로 공탐체류시간(EBCT, Empty Bed Contact

Table 1. Specification of O₃ / activated carbon process

Item		Process A : Raw Water→Prechlorination (120m ³ /d) →Coagulation→Sedimentation →Sand filtration→(Ozone)→GAC
		Process B : Raw Water→Coagulation→ (120m ³ /d) Sedimentation→Sandfiltration →Ozone→BAC
		Design Size
Ozone Contactor	Size (m) Volume (m ³) H.R.T (min.)	D0.65m×H4.5m 1.29×4 basin 7.5 min.
Activated Carbon Adsorption Basin	Flow Rate(m ³ /day) Type Size (m) Area (m ²) Basin Bed Heights LV (m/hour) SV (1/hour) EBCT	40 (1Basin) Fixed Bed D0.55×H5.5 0.24 6 - - - -

Table 2. Operation characteristics of activated carbon process

Item	Bed Height	Volume (m ³)	EBCT (min.)	LV (m/hr)	SV (1/hr)	Materials	Iodine Number	Mesh Size	
Process A1 GAC	GAC1	1.75	0.42	15	7	4	Coal	1,050	12×40
	GAC2						Coal	1,137	8×30
	GAC3						Coconut	1,185	8×30
Process A2 O ₃ +GAC	GAC1*	1.16	0.28	10	7	6	Coal	1,137	8×30
	GAC2*	1.75	0.42	15	7	4	Coal	1,137	8×30
	GAC3*	2.31	0.55	20	7	3	Coal	1,137	8×30
Process B O ₃ +BAC	BAC1	1.75	0.42	15	7	4	Coal	1,050	12×40
	BAC2	1.75	0.42	15	7	4	Coal	1,137	8×30
	BAC3	1.75	0.42	15	7	4	Coconut	1,185	8×30

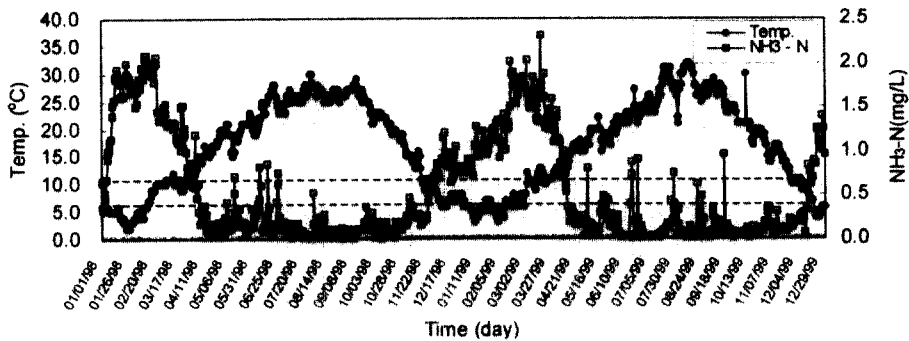


Fig. 1. Variation of temperature and NH₃-N in the raw water

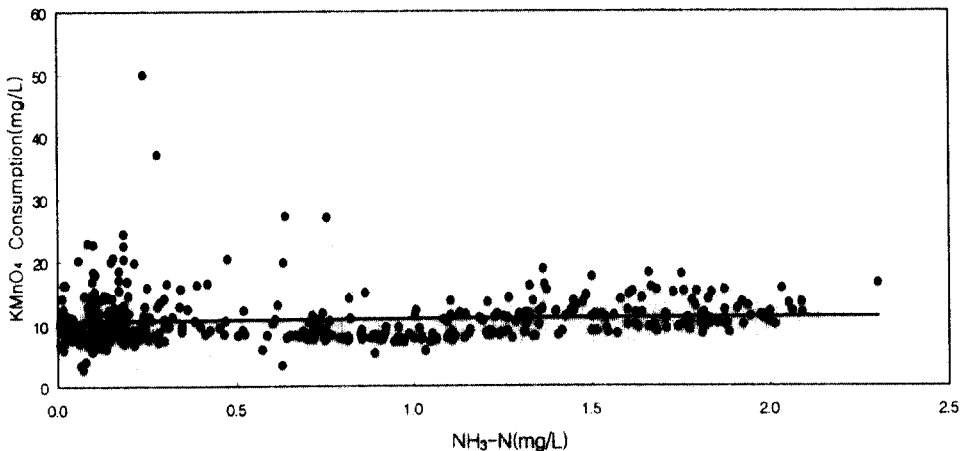


Fig. 2. Relationship between KMnO₄ consumption and NH₃-N in the raw water

Time)이 10분, 15분, 20분이 되도록 충전하였고, B 계열은 EBCT 15분으로 외국산 석탄계 (C사), 국내산 석탄계 (S사) 및 국내산 야자계 (S사)활성탄으로 각각 충전하였다. 특히 Process A는 2년간의 실험중에 초기 1년간은 오존을 주입하지 않았으며 (Process A1), 그후 1년간은 오존을 주입하였다 (Process A2). 수질분석에서 $KMnO_4$ 소비량, NH_3-N , THM은 먹는물 수질공정 시험법, 용존오존은 HACH사제 DR2000으로 분석하였다.

3. 실험결과 및 고찰

3.1 원수수질

실험기간동안 수온 및 NH_3-N 농도의 경시변화는 Fig. 1에 나타난 것과 같이, 수온은 2.0-32.0 °C로서 평균 16.6 °C, 95 %치는 28.5 °C였고, 탁도는 3.5-1,204 NTU로서, 평균 25.5 NTU, 95%치 106NTU였다. 특히 생물처리에 영향을 미치는 것으로 알려진¹⁷⁾ 수온 10 °C이하의 지속시간은 년간에 있어서 1-3월, 11-12월중에 약 100일 이었다.

또한 $KMnO_4$ 소비량 및 NH_3-N 농도의 95 %치는 각각 15.4 mg/L, 1.83 mg/L이었을때, 원수중의 NH_3-N 농도와 $KMnO_4$ 소비량의 관계는 Fig. 2에 나타난 것과 같이 큰 상관 관계는 없었으나 NH_3-N 의 농도가 증가함에 따라 $KMnO_4$ 소비량은 다소 증가하는 경향을 나타내었다. 특히 $KMnO_4$

소비량은 NH_3-N 의 농도가 0.5 mg/L이상이었을 때 5-15 mg/L정도의 범위였다.

3.2 전염소처리가 포함된 오존(O_3)/활성탄공정(Process A)

(1) 유기물질 ($KMnO_4$ 소비량)

$KMnO_4$ 소비량은 수중의 유기물질의 양을 나타내는 지표로서 먹는물 수질기준에 10 mg/L 이하로 규정되어 있다. 실험기간 동안 원수중의 $KMnO_4$ 소비량은 Fig. 3에 나타난 것과 같이 Process A1(GAC)운전기간 동안은 3.9-17.7 mg/L (평균 8.4 mg/L, 95 %치 11.2 mg/L), Process A2(O_3 +GAC)운전기간 동안은 4.0-16.1 mg/L (평균 10.0 mg/L, 95 %치 15.4 mg/L)이었다. GAC공정과 O_3 +GAC공정으로 운전한 활성탄공정의 처리수 농도는 각각 0.2-7.3 mg/L(평균농도 2.5 mg/L, 제거율 70.2%), 0.3-12.7 mg/L(평균농도 1.9 mg/L, 제거율 81%)로 오존 주입에 따라 제거효율이 약 10% 증가하였다. 또한 활성탄 처리수의 평균 수질은 먹는물 수질기준의 10-30% 수준으로, 모래여과수의 40-50%와 비교하여 양호한 수질을 나타내었다.

Process A1의 모래여과공정에서 평균 50%가 제거되었을 때 GAC공정에서 평균 제거율은 GAC1 (석탄계, C사) 55%, GAC2 (석탄계, S사) 40%, GAC3 (야자계, S사) 29%로서 외국산인 GAC1이

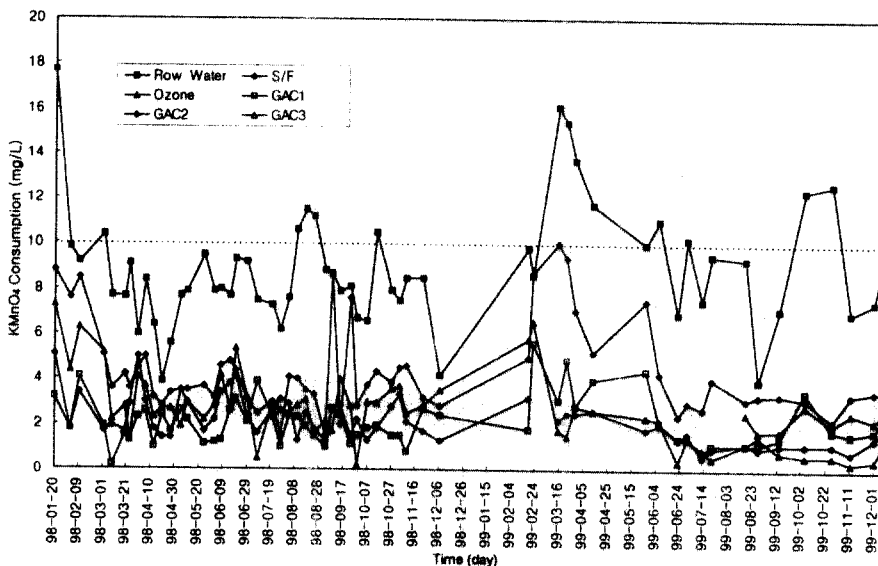


Fig. 3. Variation of $KMnO_4$ consumption on each process of demonstration plant (Process A)

국내산의 GAC2, GAC3보다 평균 제거율이 높았다. 또한 석탄계 활성탄에서는 외국산인 GAC1이 국내산인 GAC2보다 평균제거율이 15% 높았으며, 야자계 GAC3는 석탄계 활성탄보다 제거율이 낮았다.

Process A2의 O₃+GAC 공정에서 활성탄공정에 의한 KMnO₄소비량 제거효율은 오존처리를 하지 않을 때 보다 10% 정도 높았으며, 또한 공탐체류 시간(EBCT)이 10분일때 보다 15분, 20분일 경우 제거효율이 20% 정도 높았다.

(2) THMFP(Trihalomethane formation potential)

Process A1운전기간 동안의 THMFP가 0.079-0.353 mg/L (평균 0.202 mg/L) 일 때 모래여과수는 0.036-0.268 mg/L(평균 0.119 mg/L)로서 평균 제거율은 41%였다.

활성탄 처리수의 THMFP는 GAC1은 0.012-0.116 mg/L, GAC2는 0.017-0.138 mg/L, GAC3는 0.031-0.193 mg/L 범위로서 외국산 석탄계 GAC1이 국내산 석탄계 GAC2 및 야자계 GAC3보다 양호한 수질을 나타내었다. 이러한 결과는 Fig. 3에 나타난 활성탄에 의한 유기물(KMnO₄소비량)의 제거효율과 유사한 경향으로 실험결과는 Fig. 4에 나타난 것과 같다.

Process A2운전기간 동안은 THMFP가 0.014-0.236 mg/L(평균 0.117 mg/L)일 때 모래여과수는 평균 0.075 mg/L로서 40%정도 제거되었으며, O₃+GAC 공정 유출수는 0.000-0.138 mg/L(평균 0.035 mg/L)

로서 오존처리에 의해서는 거의 제거되지 않았으나 활성탄처리에 의해서는 평균 53 %가 제거되었다.

이와 같이 본 실험의 조건에서 THMFP 제거효율은 GAC 공정에서는 GAC1, O₃+GAC 공정에서는 GAC의 EBCT가 클수록 우수하였으나 오존처리에 따른 GAC 공정의 제거효율은 오존처리때가 더 높았다.

(3) THM (Trihalomethane)

전염소처리에 의해 생성된 THM의 모래여과공정 및 활성탄공정 처리수의 농도는 Fig. 5에 나타난 것과 같다. 전염소처리에서 염소주입량은 금강 S정수장과 동일하게 주입하였으며 주입농도는 약 3-27 mg/L 범위였다.

THM 생성량은 수온, pH 및 접촉시간에 따라 차이가 있으나 각각의 활성탄공정의 원수는 동일한 조건이기 때문에 비교할 만하다.

Process A2운전기간 동안 O₃+GAC공정 모래여과수의 THM농도는 0.000-0.099 mg/L(평균 0.033 mg/L, 95%치 0.064 mg/L) 범위로 THM을 오존공정으로 처리하였을 때 평균 0.033 mg/L로 거의 제거되지 않았으나 활성탄공정은 GAC1* 0.000-0.065 mg/L, GAC2* 0.000-0.042 mg/L, GAC3* 0.000-0.035mg/L로서 EBCT가 20분일 경우가 10분, 15분보다 수질이 양호하였으며, 15분에서는 평균 0.018 mg/L로 활성탄에 의해 45 %정도 제거되었다.

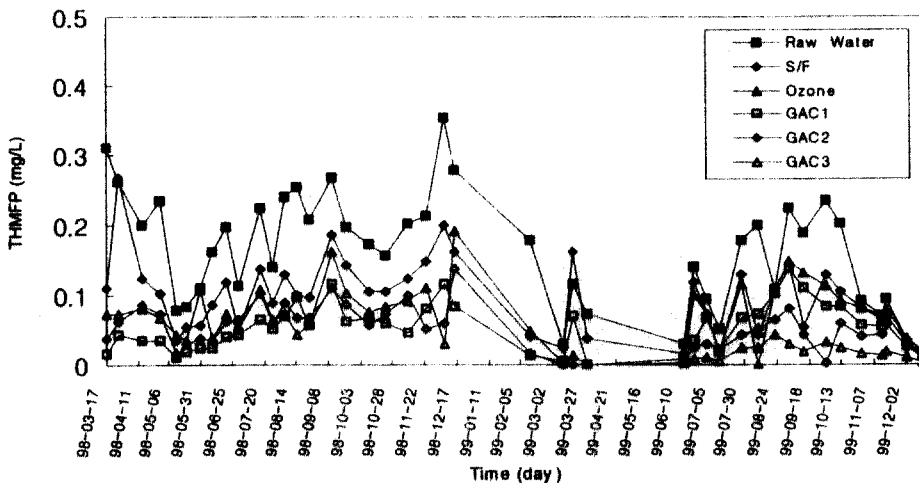


Fig. 4. Variation of THMFP on each process of demonstration plant (Process A)

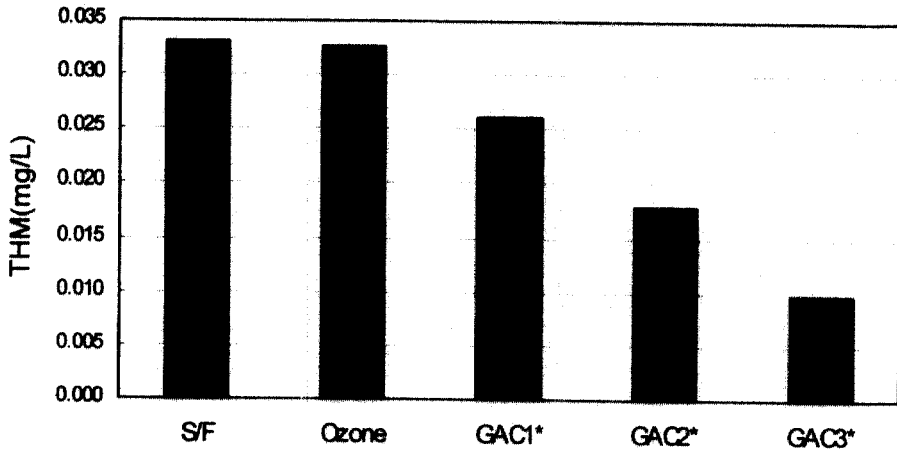


Fig. 5. Variation of average THMs on each process of demonstration plant(Process A2)

3.3 전염소처리가 포함되지 않은 오존(O3)/활성탄 공정(Process B)

(1) 유기물질(KMnO4소비량)

Fig. 6에 나타난 것과 같이 실험기간 동안 원수의 KMnO4소비량 농도가 3.9-17.7 mg/L(평균 8.9 mg/L, 95%치 14.0 mg/L)이였을때, 모래여과처리수의 KMnO4소비량 농도는 1.8-8.7 mg/L(평균 4.6 mg/L, 95%치 8.2mg/L)로 48%정도 제거되었으며, O3+BAC 공정에서 생물활성탄 처리수의 농도는 0.0-8.4 mg/L(평균 2.0 mg/L)로서 평균 77.5% 제거되었다.

활성탄 종류별 평균 제거율은 BAC1 (석탄계, C사) 80.9 %, BAC2 (석탄계, S사) 79.8 %, BAC3 (야자계, S사) 73.0 %로서 석탄계 BAC1과 BAC2의 평균제거율은 거의 같으나 야자계 BAC3는 석탄계 활성탄보다 제거효율이 7%정도 낮았다.

(2) THMFP

Fig. 7에 나타난 것과 같이 실험기간 동안 원수의 THMFP가 0.014-0.353 mg/L(평균값 0.163 mg/L)일 때 모래여과처리수 THMFP는 0.012-0.179 mg/L(평균값 0.086 mg/L)로서 평균 47% 제거되었다. 또한 오존처리수의 THMFP는 0.004-0.690 mg

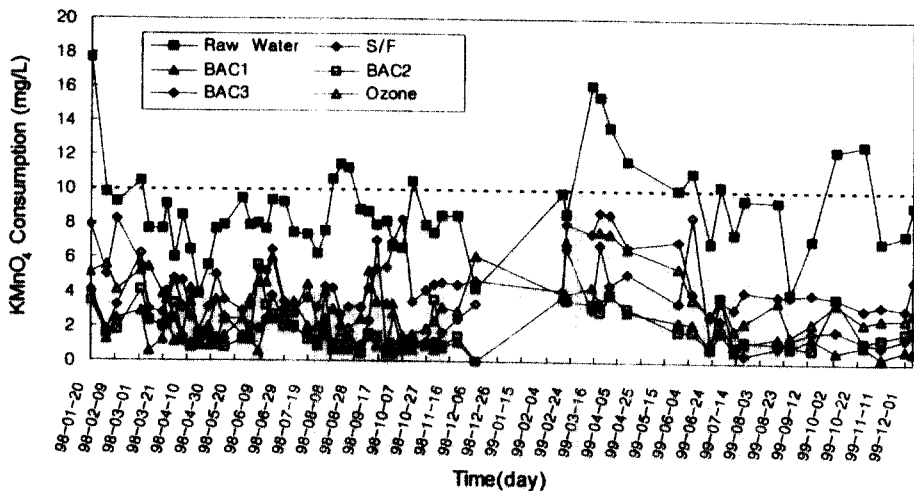


Fig. 6. Variation of KMnO4 consumption on each process of demonstration plant(Process B)

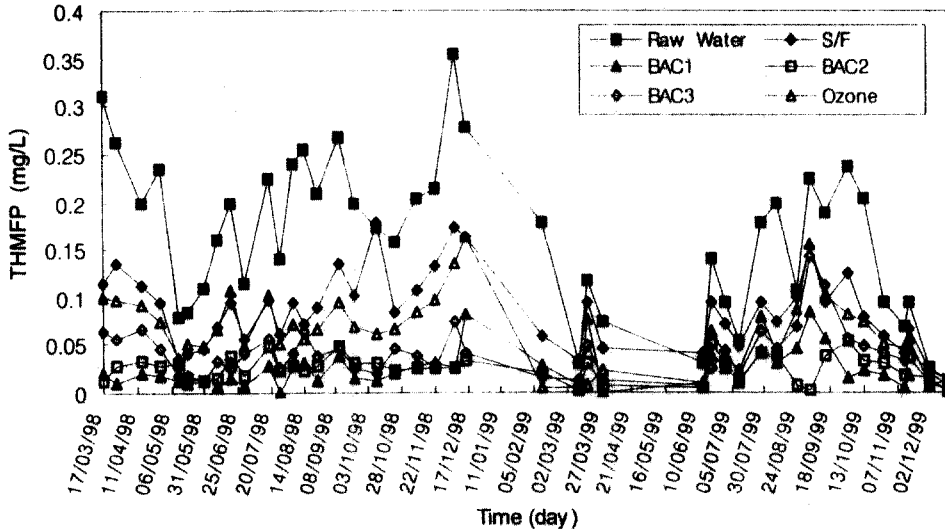


Fig. 7. Variation of THMFP on each process of demonstration plant(process B)

/L(평균값 0.079 mg/L)로서 평균 20 % 제거되었다.

활성탄처리수의 THMFP는 BAC1 0.000-0.084 mg/L (평균 : 0.024 mg/L), BAC2 0.002-0.053 mg/L (평균 : 0.025 mg/L), BAC3 0.008-0.142 mg/L (평균값 : 0.042 mg/L)의 범위로서 외국산 석탄계 BAC1 이 국내산 석탄계 BAC2와 야차계 BAC3보다 양호한 수질을 나타내었다. 이러한 결과는 활성탄공정에서의 $KMnO_4$ 소비량과 유사한 경향을 나타내었다.

(3) 암모니아성질소 (NH_3-N)

실험기간동안 Process A에서는 원수중에 함유되어 있는 암모니아성질소를 제거하기 위하여 암모니아성질소농도의 약 10배의 염소를 주입하여 파괴점염소처리(Breakpoint chlorination)를 하였다. 그러나 Process B에서는 전염소처리를 하지 않고 생물활성탄에 의한 암모니아성질소의 제거 효율을 조사하였다.

Fig. 1에 나타난 것과 같이 원수의 수온이 2-3 $^{\circ}C$ 범위였을 때 암모니아성질소의 농도는

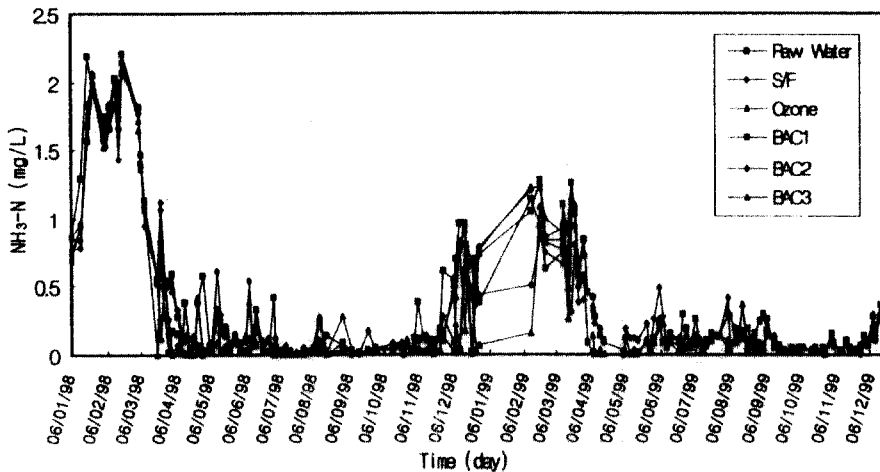


Fig. 8. Variation of NH_3-N on each process of demonstration plant(Process B)

0.00-2.18 mg/L (평균 0.41 mg/L, 95 %치 1.72 mg/L)로서 우리나라의 일반적인 하천수와 비교할 때 상당히 높은 농도를 나타내었다. 암모니아성질소는 모래여과, 오존처리에 의해서 거의 제거되지 않았으나 생물활성탄처리에 의한 평균제거율은 BAC1 27 %, BAC2 32 % 및 BAC3 34 % 였다. 수온이 2-10℃인 1-3월과 12월의 암모니아성질소 농도는 0.49-2.18 mg/L(95% 치 1.52 mg/L)로 겨울철에는 Fig. 8과 같이 활성탄의 종류에 관계없이 제거율이 매우 낮았다. 따라서 1년중 약 100일은 수온이 10℃ 이하이면서 암모니아성질소 농도가 0.49-2.18 mg/L 이므로 생물활성탄공정에 의해 암모니아성질소를 먹는물 수질기준(0.5 mg/L) 이하로 처리할 수 없으므로 파괴점염소처리를 실시하여 제거하고, 수온이 10℃ 이상인 경우에는 암모니아성질소 농도가 0.5 mg/L 내외로 낮고 미생물의 분해활동이 활발하기 때문에 생물활성탄처리에 의해서 먹는물수질기준 0.5 mg/L 이하로 처리가 가능할 것으로 판단된다.

3.4 Process A, Process B의 처리특성 비교

(1) $KMnO_4$ 소비량 및 THMFPP

Process A의 실험에서는 전염소처리를 실시하면서 활성탄공정의 처리효율에 영향을 미치는 인자로 오존처리 여부, 활성탄의 재질, EBCT의 차이에 따른 제거특성을 조사하였고, Process B의 실험에서는 전염소처리를 배제한 상태에서 오존(O_3)/생물활성탄공정에서 활성탄의 재질에 따른 제거특성을 조사하였다. 특히 Process A와 Process B (S사 석탄계, EBCT 15분의 조건)에서 오존처리후 입상활성탄(GAC)과 생물활성탄(BAC)에 의한 $KMnO_4$ 소비량의 평균 제거율은 각각 48.6 %, 50 %로 GAC와 BAC의 제거율이 유사하였으며, THMFPP는 각각 58 %, 68 %로 GAC보다 BAC의 제거율이 높았다. 이와같이 유기물의 제거 관점에서는 Process A의 O_3 +GAC공정보다는 Process B의 O_3 +BAC공정이 다소 유리하였다.

(2) 암모니아성질소

암모니아성질소 제거실험으로 Process A에서는 염소주입에 의한 파괴점염소처리, Process B은 생물활성탄 처리에 의한 각각의 처리특성을 조사하였다. Process A에서는 높은 농도의 암모니아성질

소가 유입되는 동절기에 암모니아성질소 농도의 10배 이상의 염소를 주입하여 파괴점염소처리를 실시하였다. Process B에서는 전염소처리를 하지 않고 생물활성탄에 의한 암모니아성질소의 제거 가능성을 조사하였다. 암모니아성질소는 모래여과 및 후오존처리에 의해서 거의 제거되지 않았을 뿐 아니라 겨울철에는 생물활성탄에 의해서도 거의 제거되지 않았다.

따라서 금강 S정수장 원수의 암모니아성질소 농도가 0.5 mg/L 이상이고 수온이 10℃ 이하인 일수가 연중 100일 정도인 점을 고려하면, 암모니아성질소를 제거하기 위한 방안으로는 생물활성탄에 의해 암모니아성질소 제거를 기대할 수 없는 동절기에만 선택적으로 파괴점염소처리를 실시하는 것이 유리한 것으로 나타났다.

4. 결 론

금강 중류 하천수를 취수하여 정수처리하고 있는 금강 S 정수장에 오존(O_3)/활성탄공정이 포함된 실험플랜트(Demo Plant)를 설치하여 전염소처리의 유무에 따른 오염물질의 제거 특성은 다음과 같다.

1. 실험 기간동안 원수의 수온은 2.0-32.0℃ (평균 16.6℃, 95%치 28.5℃)였고, 특히 생물학적처리에 영향을 미치는 수온이 10℃ 이하인 기간은 1-3월, 12월중에 약 100일 이었으며, 암모니아성질소는 0.00 - 3.72 mg/L이었다.

2. Process A(원수/전염소/웅집/침전/여과/오존/활성탄)과 Process B(원수/웅집/침전/여과/오존/생물활성탄)에서 오존처리후 S사 석탄계, EBCT 15분에서 입상활성탄(GAC)과 생물활성탄(BAC)에 의한 $KMnO_4$ 소비량의 평균 제거율은 각각 48.6 %, 50 %로 GAC와 BAC의 제거율이 유사하였으며, THMFPP는 각각 58 %, 68 %로 GAC보다 BAC의 제거율이 높았다. 이와같이 유기물의 제거 관점에서는 Process A의 O_3 +GAC공정보다는 Process B의 O_3 +BAC공정이 다소 유리하였다.

3. Process B의 생물활성탄처리에 의한 암모니아성질소(NH_3-N)는 모래여과, 후오존처리에 의해서 거의 제거되지 않았으나 BAC에서의 평균제거율은 약 31 % 였고, 동절기 수온이 10℃ 이하인 경우 제거율은 매우 낮았다.

따라서 금강 S정수장 원수의 암모니아성질소 농

도가 동절기에 0.5- 2.1 mg/L이고, 수온이 10 ℃이하인 일수가 년중 약 100일 정도인 점을 고려하면, 수온이 낮아 생물활성탄처리에 의해 암모니아성질소 제거효율이 낮은 동절기에는 파괴점염소처리에 의해 암모니아성 질소를 제거하는 것이 효율적이다.

참고문헌

1. 환경부, 환경백서(1999).
2. 환경부, 고도정수처리시설 운영평가 보고서 (2000).
3. 西鴻涉, 岡田光正, 村上昭彦, 生物活性炭による低濃度有機化合物の分解除去, 水環境學會誌, Vol. 15, 683- 689(1992).
4. 黒尺義乘, 眞柄泰基, オゾンおよび生物活性炭處理による懸濁物質, アンモニア性窒素, 鐵およびマンガンの除去, 水質汚濁研究, Vol. 11, 577-589(1988).
5. 小林敏昭ら, オゾンおよび活性炭による淨水處理, 水道協會雜誌, Vol. 57, No. 6, 15-29(1988)
6. 藤原啓助ら, パイロットプラントを用いた淀川原水中の微量有機物の高度處理實驗(3), 水道協會雜誌, Vol. 56, No. 4, 23-36(1987).
7. 中野重和, 田村知子, 生物活性炭による水處理技術, 工業用水, Vol. 411, No. 12, 41-51 (1992).
8. 谷口元, 村元修一, 東京都金町淨水場の高度淨水處理における生物活性炭處理, 水道協會雜誌, Vol. 62, No. 1, 10-13(1993).
9. 大住旦生ら, 生物, オゾン, 粒狀活性炭の組み合わせによる高度 淨水處理プラント實驗, 水道協會雜誌, Vol. 58, No. 4, 2-13(1989).
10. 社團法人 日本水道協會, ヨーロッパにおけるオゾン・粒狀活性炭處理施設調査報告書, (1992)
11. Shio Suzuki, Yasumoto Magara, Advanced water purification treatment by ozone and biological activated carbon, WATER NAGOYA 89, ASPACIWSA, 483-492(1989).
12. 茂庭竹生, 生物活性炭處理, 水道協會雜誌, Vol. 62, No. 1, 2-9(1993).
13. Bonnet, M.C. et al, Removal of biological dissolved organic carbon on water treatment plant, Water Research, Vol. 26, 1673-1680(1992).
14. William H. G., Control of trihalomethane precursors in drinking water:granular activated carbon with and without preozonation, J. AWWA, Vol. 76, No. 2, 326-331(1978).
15. Mulphy, B. et al ,Ozone-induced conversion of DBP precursors(DOC) to biodegradable dissolved organic carbon(BDOC), Proceedings AWWA, Water Research Washington, 38 (1993).
16. サンユー書房, オゾン利用による水の蘇生技術, 143-162 (1997)
17. 日本水道協會, 高度淨水處理施設 設計資料(生物處理施設)(1988).