

염소주입량과 반응시간에 따른 HAAs 생성과 고도산화처리에 의한 전구물질 제거 영향

김경숙 · 오병수 · 주설 · 강준원[†]

연세대학교 환경공학과

HAAs Formation by Chlorine Dose and Reaction Time and The Removal Effect of Precursors by The Advanced Oxidation Processes

Kyoung-Suk Kim · Byung-Soo Oh · Seul Ju · Joon-Wun Kang[†]

Department of Environmental Engineering, Yonsei University

Abstract : This study investigated the effect of chlorine dose and chlorine reaction time for the formation of haloacetic acids (HAAs). According to the results, HAA formation was highly affected by chlorine dose and chlorine reaction time. HAA formation reached a plateau value at 30 mg/L of chlorine dose and 24 hr of chlorine reaction time. For the speciation of formed HAAs in the test water, the concentration of brominated-HAAs was significantly lower than that of chlorinated-HAAs because of low level of bromide ion concentration in the test water. It also investigated the removal efficiency of HAA precursors by several unit processes, such as ozone alone, UV alone, and combined ozone/UV system. Of them, ozone/UV system was proved as the best process to control the HAAs formation. The increase of the brominated-HAAs was observed during ozonation with and without UV irradiation showing the slight increase of total HAA concentrations.

keywords : Haloacetic Acids, Speciation, Ozone, UV, Ozone/UV

1. 서 론

수중의 다양한 오염물질의 규명과 이들에 대한 인체에 미치는 영향이 알려짐에 따라 먹는 물에 대한 관심이 증가되었다. 따라서 먹는 물을 처리하기 위한 여러 가지 소독제의 사용으로 인해 정수처리 공정에서의 소독제에 대한 안전성 문제가 제기됨으로써 먹는 물 수질기준이 강화가 요구되어지고 있다. 특히 국내에서 뿐만 아니라 선진 외국에서도 오래전부터 사용해오고 있던 염소의 사용은 haloacetic acids (HAAs) 와 trihalomethanes (THMs)와 같은 발암성을 야기시키는 소독부산물질 (Disinfection by-products; DBPs)을 생성시킴으로써 염소소독에 대한 관심을 더욱 부각시켰다(Bryant, 1992). 이미 미국 등 선진 외국에서는 이러한 DBPs에 대한 수질기준을 확립함으로써 먹는 물에 대해 지속적인 관리를 하고 있다. 특히 HAAs에 대한 관심의 증가로 미국 EPA에서는 1994년부터 소독/소독부산물법 (Disinfectants/DBP rule, D/DBPR)을 제정하여 단계별로 DBPs에 대한 기준을 설정하여 관리하여 오고 있는데, stage I에서는 5가지 HAAs 종류에 대해 총 농도를 60 µg/L로 정하고 있으며, 기준이 강화된 stage II에서는 30 µg/L로 정하고 있다(Pontius, 1992). 우리나라의 경우, 2001년 금강수계의 S정수장에서 HAAs의 높은 검출농도로 인하여

염소소독부산물의 제거에 높은 관심이 집중되었고, 이후 오존, 활성탄 등의 고도정수처리 연구가 활발히 진행되고 있다(신, 1999; 채, 2000). 또한 국내 수질기준항목에서도 2003년부터 단계적으로 HAAs에 대해 총 농도 100 µg/L로 기준을 정하여 관리하고 있다.

따라서 본 연구에서는 HAAFP (Haloacetic Acid Formation Potential)가 비교적 높은 S정수장 유입원수를 대상원수로 설정하여 정수처리 공정에서 HAAs 생성을 유발하는 중요한 인자인 염소 농도별 주입량과 반응시간에 따른 HAAs의 특성을 알아보기 하였다. 또한, HAAs 제거를 위한 최적의 처리공정을 제시하고자 오존, UV 및 오존/UV 처리공정을 이용하여 HAA 전구물질(precursors) 제거에 미치는 영향을 살펴보기 하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 실험재료

본 연구에 사용된 원수는 금강수계에 있는 S정수장내 유입 원수를 사용하였다. HAAs의 표준용액은 US EPA 552 halogenated acetic acid mix.(2000 µg/L in MTBE, Supelco사)를 회석하여 사용하였으며, 실험에 사용한 모든 초자류는 메탄올과 산처리 하였으며, NaHCO₃ 및 NH₄Cl는 고온에서 baking 시켜 사용하였다.

[†] To whom correspondence should be addressed.

jwkang@dragon.yonsei.ac.kr

2.2. 실험방법

2.2.1. 일반항목 분석

원수의 성질을 파악하기 위하여 pH, bromide (Br^-), chloride (Cl^-), TOC, UV_{254} , SUVA 값을 분석하였다. pH는 pH meter (Model 420A, Orion)를 사용하였으며, Br^- 와 Cl^- 는 Ion Chromatography (DX-400, Dionex), 총유기탄소 (Total organic carbon; TOC)는 Dohrmann DC-180 analyzer로 분석하였다. UV_{254} 는 UV/VIS spectrophotometer (Varian Cary 3C)를 이용하였으며, SUVA (Specific Ultraviolet Absorbance) 값은 254nm에서의 UV 흡광도 (UV_{254})를 TOC로 나누어($(\text{UV}_{254}/\text{TOC}) \times 100$) 계산하였다. TOC, UV_{254} 및 SUVA는 원수내 유기물 농도 및 HAAs의 전구물질을 평가하기 위하여 측정하였다.

2.2.2. HAAs 분석

HAAs를 분석하기 위하여 US EPA Method 552.2를 변경한 LLE (liquid-liquid extraction)를 이용하였다. 수중에 함유되어 있는 잔류염소를 고정하기 위하여 시료채취 전 NH_4Cl 을 주입하였으며, 시료 40 mL를 MTBE로 추출 후 황산/메탄올로 유도체화 시켜 ECD (electron capture detector)와 DB-1701 칼럼 (0.25mm I.D. x 30m)이 장착된 HP 5890 series II gas chromatography로 정성 및 정량분석하였다. 분석한 HAAs의 종류로는 MCAA (Monochloroacetic acid), DCAA (Dichloroacetic acid), TCAA (Trichloroacetic acid), MBAA (Monobromoacetic acid), DBAA (Dibromoacetic acid)와 BCAA (Bromochloroacetic acid)로서 6종에 대해 조사하였다. HAAFP는 염소요구량 이상으로 과량의 염소를 주입 후 25°C에서 반응시간별 경향을 살펴보았다.

2.2.3. 고도산화처리에 의한 HAAs 전구물질의 제거

HAAs 전구물질을 처리하기 위하여 20 L 반응기를 사용하여 오존, UV, 오존/UV 3가지 방법으로 제거실험을 실시하였다. 오존에 의한 HAAs의 제거경향을 살펴보기 위하여 원수 20 L에 오존가스 유량을 0.6 L/min으로 flow meter에서 일정하게 조절하여 시간별 채수하여 추출하였다. HAAs의 전구물질 (HAAFP)을 제거하기 위하여 3가지 처리방법으로 각각 처리 후, 염소를 10 mg/L로 주입하여 24시간 동안 25°C에서 반응시켰다. 실제 오존 주입량은 30분 동안 1.5~18 mg/L로 반응시켰으며, 반응기에서 배출되는 오존 가스는 2% KI solution으로 trap하였다. UV는 30분 동안 반응시켰으며, 7.8W/L를 사용하였다. 본 실험에서 사용된 semi-batch reactor의 schematic diagram을 Fig. 1에 나타내었다.

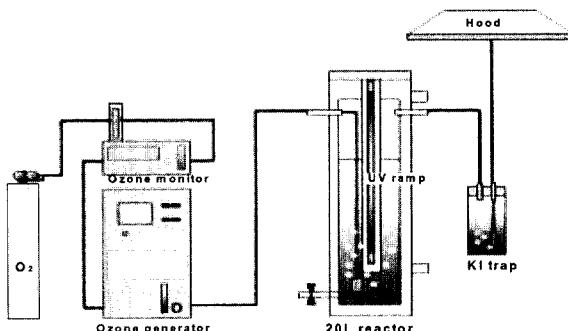


Fig. 1. Water characteristics of raw water.

3. 결과 및 고찰

3.1. 일반적 수질특성

대상원수의 일반적인 수질 특성을 Table 1에 나타내었다. pH는 7.5 정도로 나타났으며, TOC는 약 4 mg/L로 나타났는데 대체적으로 우리나라 하천수에서 나타나는 TOC 농도에 의해 다소 높은 것으로 조사되었다. Br^- 의 경우 약 35~40 $\mu\text{g}/\text{L}$ 로 나타났다. 우리나라의 경우 Br^- 함량을 조사한 결과 불검출~0.1 mg/L인 것으로 조사되었으며(국립연구원, 1997), 우리나라 21개 정수장의 상수원수내 Br^- 함량 조사 결과 불검출~33 $\mu\text{g}/\text{L}$ 로 나타났다(최, 2001). 이는 미국의 경우 지하수에 12~2,200 $\mu\text{g}/\text{L}$, 강에는 불검출~450 $\mu\text{g}/\text{L}$ 로 검출되는 것과 비교하면 S 정수장내 원수에는 Br^- 의 함량이 비교적 낮은 것으로 조사되었다. Cl^- 는 33 mg/L로 우리나라 먹는 물 수질기준인 250 mg/L에 비해 원수내에서 낮게 나타났으며, UV_{254} 는 0.098 cm^{-1} 로 시료중 난분해성 유기물질을 측정할 수 있는 간접적 지표로 사용하였다. SUVA 값은 약 2.8 L/mg·m로 HAAs의 전구물질의 지표로 나타내고자 하였다.

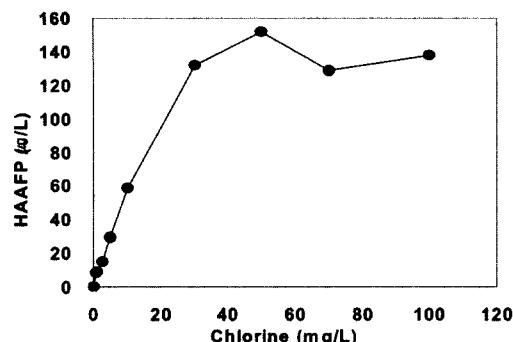
3.2. 염소농도와 반응시간에 따른 HAAs 생성

3.2.1. 염소농도에 의한 영향

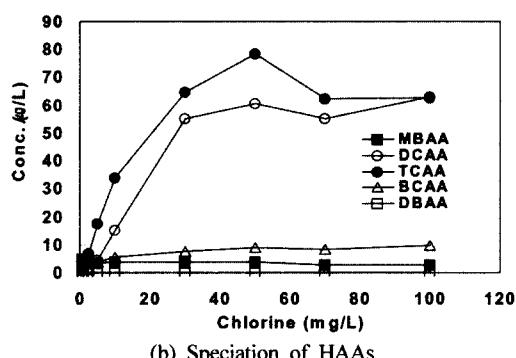
주입된 염소농도에 따른 HAAs의 생성 경향을 Fig. 2에 나타내었다. HAAs의 생성 경향을 파악하기 위하여 0~100 mg/L까지의 염소를 주입하였으며, 25°C에서 24시간 동안 반응시킨 후 HAAFP의 농도를 측정하였다. Fig. 2(a)에서와 같이 염소 주입량의 증가에 따라 생성되는 HAAFP의 농도는 비례적으로 증가하였다. 또한 염소 주입량이 30 mg/L까지 HAAFP의 농도는 약 150 $\mu\text{g}/\text{L}$ 로 급격히 증가하였으며, 이후부터는 감소하거나 일정한 경향이 나타났다. 이러한 결과는 원수내에 존재하는 HAAs 전구물질은 총 유기물 농도에서 일정한 양이 존재하며, 주입된 염소와 반응하는 유기물질은 HAAs 생성에 모두 관여하는 것은 아니며, THMs,

Table 1. Water characteristics of raw water

parameter	pH	TOC (mg/L)	Br^- ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Cl^- (mg/L)	UV_{254} (cm^{-1})	SUVA (L/mg·m)
value	7.5~7.7	3.5~4.3	35~40	33~40	0.098~0.121	2.6~2.8



(a) Chlorine dose



(b) Speciation of HAAs

Fig. 2. Effect of chlorine dose on HAAs formation and HAAs speciation; reaction time = 24 hr, pH = 7.5, Temp. = 25 °C.

CHs (Chloral Hydrates), HANs (Haloacetonitriles) 등과 같은 다른 염소소독부산물질로도 생성이 일어나기 때문에 염소의 농도를 증가하여도 일정한 농도에 이르면 HAAs가 더 이상 증가하지 않는 것으로 사료된다. Fig. 2(b)는 염소 주입량에 따라 생성되는 각 종류별 HAAs의 농도를 살펴보았다. 생성된 대부분의 HAAs의 종류는 DCAA와 TCAA의 chlorinated-HAAs 이었으며, MBAA와 DBAA와 같은 brominated-HAAs는 매우 낮게 생성되었다. 이는 원수중에 포함되어 있는 bromide의 양이 낮게 포함되어 있기 때문인 것으로 판단된다.

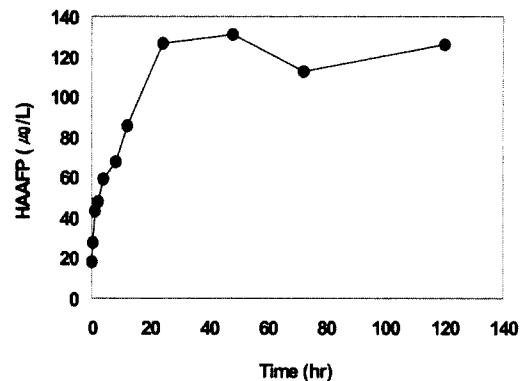
3.2.2 반응시간에 의한 영향

염소와의 반응시간에 따른 HAAs 생성 경향을 Fig. 3에 나타내었다. Fig. 2에서 얻은 결과로부터 최대 HAAFP의 생서 조건에서 실험을 진행하기 위하여 염소 주입량은 30 mg/L로 하였으며, 0분에서 120시간 동안 염소 반응시간을 달리하여 HAAFP 농도를 측정하였다. 처음 염소 주입부터 24시간까지 HAAs가 약 130 µg/L로 급격하게 증가하다가 48시간 이후부터는 감소하거나 일정한 상태를 유지하였다. 생성되는 HAAs의 종류도 주로 DCAA와 TCAA가 대부분 차지하였으며, bromo 계통인 MBAA, DBAA 및 BCAA는 매우 낮게 나타났다.

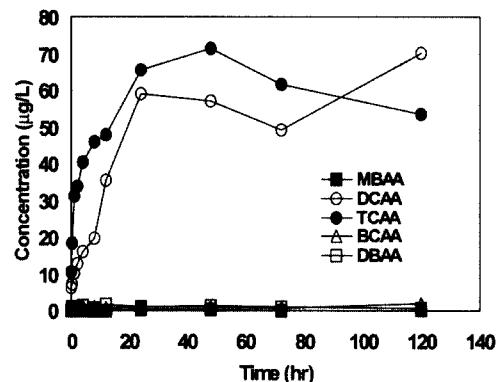
3.3. 고도산화처리에 의한 영향

3.3.1. 처리공정별 UV₂₅₄ 및 SUVA 제거

Fig. 4에서는 각 처리공정별 UV₂₅₄ 및 SUVA의 제거 경



(a) Reaction time



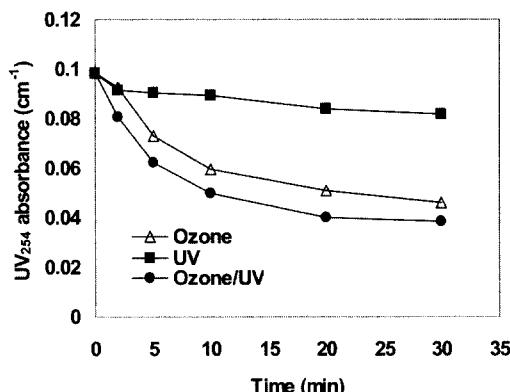
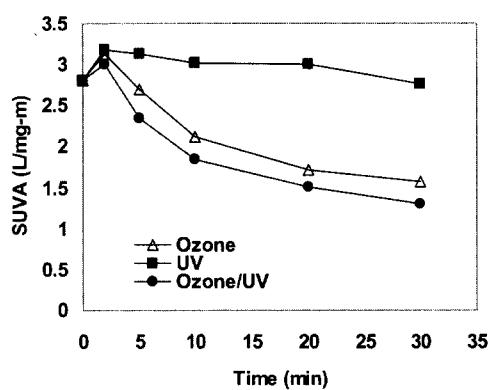
(b) Speciation of HAAs

Fig. 3. Effect of reaction time on HAAs formation and HAAs speciation; reaction time = 24 hrs, pH = 7.5, Temp. = 25 °C.

향을 나타내었다. 처리공정별 UV₂₅₄ 제거에서는 오존/UV 혼합공정이 오존 및 UV의 단독공정보다 가장 좋은 효율을 보였다. UV 공정에서는 30분 동안의 조사에도 불구하고 20% 미만의 제거율을 보였으나, 오존 단독공정이나 오존/UV 공정에서는 처리시간에 따라 UV₂₅₄ 값이 점차적으로 감소하였는데, 특히 오존/UV 공정에서는 OH 라디칼 ($\cdot\text{OH}$)의 생성에 의한 제거 효율 향상으로 인해 다른 공정에 비해 UV₂₅₄의 제거율이 높게 나타난 것으로 판단된다.

처리공정별 SUVA 값의 제거에서도 오존/UV 혼합공정에 의한 제거율이 높게 나타났다. SUVA 값이 4 L/mg·m 이상일 경우, 소수성(hydrophobic)이거나 방향족 또는 고분자 형태의 유기물 형태를 나타내는 반면, 3 L/mg·m 이하일 경우 유기물질의 성질이 주로 친수성(hydrophilic)이거나 저분자 형태를 나타내어 원수내 유기물질의 성질을 간접적으로 평가할 수 있으며(Karanfil, 2002), 이미 여러 연구자에 의해서 SUVA 값과 DBPs 생성과의 매우 높은 상관관계를 보여 주고 있는 것으로 보고되고 있다(Chang, 1991; Singer, 1989).

본 연구에서 사용된 대상원수의 SUVA 값은 약 2.6~2.8 L/mg·m으로 주로 친수성 유기물질로 나타났으며, 각 처리공정에 의해 다소 감소함을 보였다. 특히, 금강원수를 대상으로 채(2000) 등에 의한 연구에 의하면 낮은 DOC라고 하더라도 친수성 유기물질의 HAAs에 대한 생성 반응도

(a) Removal of UV₂₅₄

(b) Removal of SUVA

Fig. 4. Removal of UV₂₅₄ and SUVA by ozone, UV and ozone/UV; pH = 7.5, ozone dose = 0.6 mg/L-min, UV intensity = 7.5 W/L.

가 소수성 유기물질에 비해 높은 것으로 조사되어 높은 HAAs 생성 가능성을 보여주었다. 그러므로 이러한 유기물질을 제거하기 위해서는 기존 정수처리공정으로는 HAAs를 제거하기 어려운 것으로 나타났다. 특히 오존은 강한 산화력을 가지고 있음에도 불구하고 포화탄화수소 계통 등의 일부 유기물과의 반응이 느리기 때문에 효율적인 유기물질의 제거를 위해서는 대부분의 유기물과 빠른 속도로 반응하는 $\cdot\text{OH}$ 의 생성을 증대시키는 방법을 도입하는 것이 효과적인 것으로 사료된다.

3.3.2. 처리공정별 HAA 전구물질의 제거 및 종류의 변화

Fig. 5에서는 오존 및 UV 단독과 오존/UV 공정의 세 가지 공정으로 대상 원수를 처리한 결과를 나타내었다. 일정한 시간 간격으로 샘플을 채취하여 염소 10 mg/L 주입하였으며 25°C에서 24시간의 염소 반응이후 HAAFP의 농도를 측정하였다. 각 처리공정별 HAAFP의 농도는 감소하는 경향을 나타내었는데, 오존의 경우 HAAFP의 초기농도(약 55 $\mu\text{g}/\text{L}$)에서 오존 주입 후 2.5분(오존 주입량= 1.4 mg/L)에서는 약 70 $\mu\text{g}/\text{L}$ 까지 증가하였다가 5분 이후부터는 다시 감소하는 경향을 보였다. 또한 오존 접촉 30분(오존주입량= 18 mg/L)까지 HAAFP의 양은 감소되어 오존에 의해 HAAs의 전구물질이 다소 제거되었음을 나타내었다. 특히,

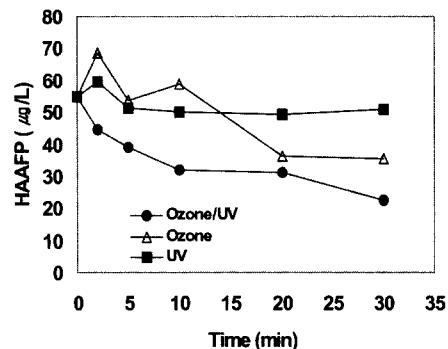
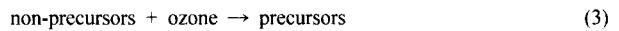
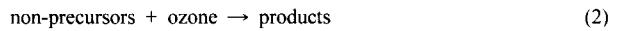


Fig. 5. Removal of HAA precursors with ozone, UV and ozone/UV; pH = 7.5, reaction time = 24 hr, Temp. = 25°C, chlorine dose = 10 mg/L, ozone dose = 0.6 mg/L-min, UV intensity = 7.5 W/L

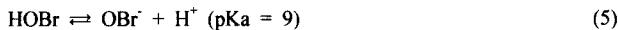
오존 주입시 HAAFP의 농도가 초기에 증가하는 이유는 Glaze 등(1982)의 연구에 의해 규명된 식 (1)~(3)과 같이 일부 유기물질이 오존과 반응하여 쉽게 HAAs를 생성할 수 있는 전구물질로 전환되어 HAAFP의 농도가 높아질 수 있다고 보고 하였다.



UV 조사에 의한 영향을 살펴보면 HAAs의 전구물질 제거가 비교적 낮게 관찰되었다. 일부 유기물들은 UV 조사에 의한 광분해 반응에 의해서도 직접적으로 제거될 수 있는 있지만, Fig. 4에서 보는 바와 같이 UV 조사에 의한 UV₂₅₄ 및 SUVA 값이 거의 변화가 없는 것으로 보아 원수 속의 다양한 유기물질을 제거하기 위해서는 UV 단독 공정은 제한적인 것으로 사료된다. 오존/UV 처리의 경우 30분 동안의 반응시간 동안 HAAFP의 총 농도가 약 20 $\mu\text{g}/\text{L}$ 까지 감소하여 가장 좋은 효율을 보였다. 이러한 결과로부터 오존/UV 공정시 오존(전위차 = 2.07 V)보다 산화력이 높은 $\cdot\text{OH}$ (전위차 = 2.80 V)의 생성으로 인하여 원수내 전구물질의 제거 효율이 증가 되었음을 알 수 있었다. 따라서 $\cdot\text{OH}$ 생성을 주목적으로 하는 오존/UV 공정과 같은 고급산화공정은 HAAs의 전구물질 제거를 위해 효과적인 공정으로 적용될 수 있다고 판단되었다.

Fig. 6에는 각 처리공정에 따라 HAA 전구물질의 제거경향을 chlorinated-HAAs (TCAA + DCAA) 및 brominated-HAAs (MBAA + DBAA + BCAA)으로 구분하여 나타내었다. Fig. 6 (a)에서 UV 처리에 의한 chlorinated-HAAs의 경우 초기에 다소 증가하다 10분까지 급격히 감소하는 경향을 나타내었다. 또한 10분 이후에는 점차적으로 증가하는 경향을 보였다. Brominated-HAAs의 경우는 10분에 약 2배 가량 증가하는 결과를 보였으나, 전체 반응 시간동안 비교적 큰 변화가 나타나지는 않았다. 이러한 결과는 chlo-

minated-HAAAs를 유발하는 전구물질들이 UV 조사에 의해 광분해 될 수 있으나, 비전구물질의 경우 광분해에 의해 HAAAs를 유발할 수 있는 전구물질로 변한다는 사실을 알 수 있었다. Fig. 6(b)와 (c)에서 오존 단독과 오존/UV 공정에 의한 결과를 비교하면, 두 공정 모두에서 chlorinated-HAAAs의 제거가 초기에 매우 빠르게 나타났다. 즉, TCAA와 DCAA를 생성하는 전구물질의 제거는 오존 또는 오존/UV에 의하여 초기 수분안에 매우 효율적으로 감소하였다. 그러나 오존 및 오존/UV 공정에서 brominated-HAAAs가 초기에 높게 증가하는 경향을 나타내었다. 이와 같이 오존 산화시 brominated-HAAAs 농도의 증가는 Gunten과 Hoigne (1994)에 의해 보고된 수중에 존재하는 bromide와 오존의 반응에 의해서 설명될 수 있다. 오존과 Br⁻의 반응에 의한 brominated-HAAAs의 생성을 식 (4)~(6)에 나타내었다.



따라서 오존과 Br⁻에 의해 생성된 hypobromous acid (HOBr)가 수중에 존재하는 유기물질과 반응하여 bromo 계통의 HAAAs가 생성된다고 볼 수 있다. 또한 hypobromite ion (OBr⁻)과 HOBr의 pKa 값이 9이므로 pH가 낮아질수록 [HOBr]_{tot}이 증가하며, pH 7~8 범위에서는 HOBr 형태는 [HOBr]_{tot}의 90% 정도 존재한다(Haag, 1993). 증가된 brominated-HAAAs는 오존/UV 공정에 비하여 오존 단독 공정에서 높게 나타났다. 이러한 이유는 식 (7)과 같이 오존/UV 공정에서는 잔류 오존이 UV조사에 의해 빠르게 분해되며 최종적으로 °OH을 생성한다.



따라서 식 (4)에서의 오존과 Br⁻이온과의 반응은 감소하기 때문에 오존 단독공정과 동일한 오존 주입양에서 brominated-HAAAs의 농도가 적게 나타났다. 따라서 전체 HAA 전구물질의 제거 효율에서 오존/UV 공정에서 오존 단독공정 보다 높은 이유 중 하나는 brominated-HAAAs의 낮은 생성에 기인한다고 설명할 수 있다. 또한 Fig. 5에서 관찰된 오존 단독공정에 의한 초기 HAAFP 농도의 증가 경향을 오존과 Br⁻의 반응에 의한 brominated-HAAAs의 높은 생성으로서 설명할 수 있었다. Joseph등이 수행한 실 규모 (full-scale) 처리장의 오존에 의한 소독부산물의 제어에 관한 연구에서도 오존 처리이후 TCAA와 DCAA의 생성은 크게 줄었으나, brominated-HAAAs의 생성이 증가한 결과를 보였다. 이러한 원인을 본 연구의 결과와 마찬가지로 bromide에 의한 영향으로 밝히고 있다(Joseph, 1989). Glaze의 연구 결과에서도 bromide를 함유한 물을 오존 처리하였을 때 bromoacetic acids의 생성을 확인하였다(Glaze, 1993).

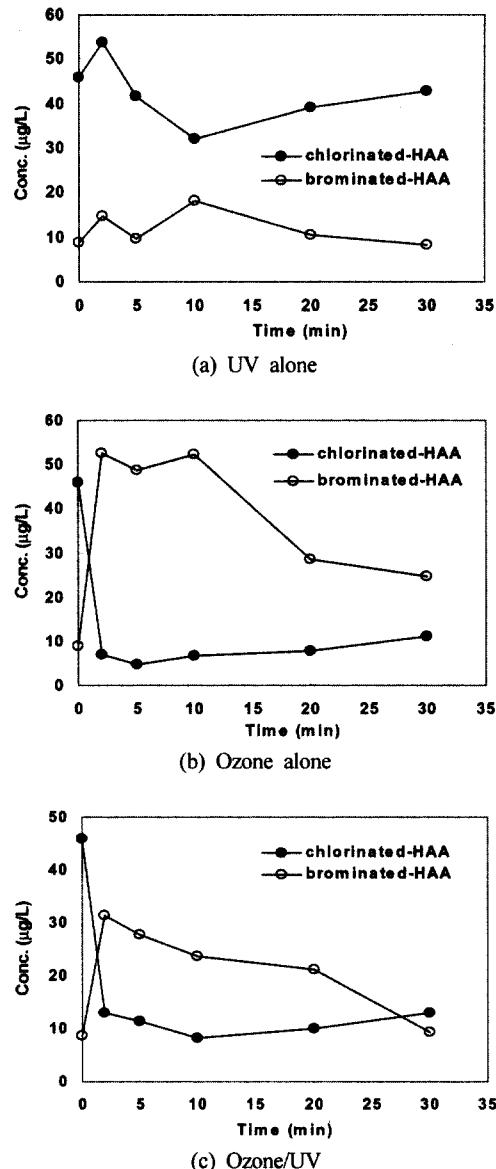


Fig. 6. Removal of HAAAs and HAA precursors with ozone, UV and ozone/UV; pH = 7.5, reaction time = 24 hr, Temp. = 25°C, chlorine dose = 10mg/L, ozone dose = 0.6 mg/L-min, UV intensity = 7.5 W/L

4. 결 론

염소 농도 및 반응시간에 따른 HAAAs 생성과 고도산화처리에 의한 제거에 대한 연구를 수행한 결과, 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- 염소 주입농도 및 반응시간에 따른 HAAAs의 생성경향을 살펴본 결과, 본 연구에서 사용된 대상원수의 경우 염소 주입량의 증가에 따라 생성되는 HAAAs의 양도 증가하였지만 30 mg/L 이후부터는 더 이상 증가하지 않는 일정한 경향이 나타났다. 또한 처음 염소 주입부터 24시간까지 HAAAs가 급격하게 증가하다가 48시간 이후부터는 감소하거나 일정한 상태를 유지하였다. 생성된 대부분의 HAAAs 종류는 DCAA와 TCAA의 chloro 계통이었으며,

- 원수내 bromide의 농도가 낮아 bromo 계통의 HAAs는 매우 낮게 생성되었다.
- 2) 각 처리공정(오존, UV, 오존/UV)별 UV₂₅₄ 및 SUVA의 제거 경향을 살펴본 결과, HAAs의 생성과 높은 상관관계를 보이는 유기물에 대하여 오존/UV 혼합공정이 오존 및 UV의 단독공정보다 높은 제거 효율을 보였다.
 - 3) HAAs 전구물질의 제거 효율은 오존/UV > 오존 단독 > UV 단독 순으로 나타났으며, 오존/UV 공정의 경우 °OH 생성으로 인하여 원수내 HAAs 전구물질의 높은 제거율을 설명할 수 있었다. 따라서 °OH생성을 주목적으로 하는 고급산화공정은 HAAs를 제어하기위한 효과적인 공정으로 제안될 수 있었다.
 - 4) 각 처리공정별 시간에 따른 HAAs의 종류를 조사한 결과, UV 처리에 의해서는 전구물질의 제거로 인해 chlorinated-HAAs가 반응시간에 따라 감소하는 경향을 보였으며, brominated-HAAs의 경우는 거의 변화가 없었다. 또한 오존 및 오존/UV 공정에서는 수중에 존재하는 Br-와 오존과의 반응에 의해 초기의 오존 주입시간에서 brominated-HAAs가 증가하였으며, 특히 오존 단독 공정에서 높은 증가를 보였다.

사사

본 연구는 한국과학재단 목적기초 연구(R01-2002-000-00313-0) 지원으로 수행되었습니다.

참고문헌

1. 국립환경연구원, 고도정수처리시 생성되는 브로메이트에 대한 조사 (1997).
2. 신호상, 박치후, 암모니아가 염소소독력 및 소독부산물 생성에 미치는 영향, *한국물환경학회지*, **15**(4), pp. 489-498 (1999).
3. 최희락, Bromide를 함유한 상수원수의 오존처리시 bromate의 생성특성에 관한 연구, 연세대학교 석사학위논문 (2001).
4. 채선하, 김충환, 조재원, 금강원수를 대상으로 하는 수처리 공정에서 소독 부산물 생성특성 및 제거에 관한 연구, *대한환경공학회지*, **22**(9), pp. 1589-1600 (2000).
5. Bryant, E. A., Fluton, G. P. and Budd, G. C., *Disinfection alternatives for safe drinking water*, Van Nostrand Reinhold, New York, pp.71 USA (1992).
6. Chang, S. D., and Singer, P. C., The impact of ozonation on particle stability and the removal of TOC and THM precursors, *Jour. AWWA*, **83**(3), pp. 11-26 (1991).
7. Glaze, W. H., Peyton, G. R., Lin, S., Huang, R. Y., and Burleson, J. L., Destruction of pollutants in water with ozone in combined with ultraviolet radiation. 2. Natural trihalomethane precursors, *Envir.Sci.Tech.*, **16**, pp. 454-458 (1982).
8. Glaze, W. H., Howard, S. W. and Joseph, E. C., Evaluating the formation of brominated DBPs during ozonation, *J.AWWA*, **93**(1), pp. 96-103 (1993).
9. Haag, W. R., Hoigné, J., Ozonation of bromide containing waters: Kinetics of formation of hypobromous acid and bromate ion, *Envir.Sci.Tech.*, **17**(5), pp. 261-265 (1983).
10. Joseph, G. J., Nancy, L. P., Kevin, M. R., Aieta, E. M., Stuart, W. D. and Michael, J. M., Ozonation:Assessing its role in the formation and control of disinfection by-products, *J. AWWA*, **80**(8), pp. 74-84 (1989).
11. Karanfil, T., Schlautman, M. A. and Erdogan, I., Survey of DOC and UV measurement practices with implications for SUVA determination, *J.AWWA*, **94**(12), pp. 68-80 (2002).
12. Langlais, B., Reckhow, D. A. and Brink, D. R., *Ozone in water treatment: application and engineering*, pp. 11-13, Lewis publishers, Denver. USA. (1991).
13. Pontius, F., Complying with future water regulations, *J.AWWA*, **91**(3), pp. 46-58 (1999).
14. Singer, P. C., and Chang, S. D., *Impact of ozone on the removal of particles, TOC, and THM precursors*, AWWARF, Denver, USA, pp. 4 (1989).
15. von Gunten, U., Hoigné, J., Bromate Formation during ozonation of Bromide-containing waters : Interaction of Ozone and Hydorxyl Radical Reactions, *Envir.Sci.Tech.*, **28**(7), pp. 1234-1242 (1994).