

ORIGINAL ARTICLE

상수관망에서 생물막에 의한 Haloacetic Acids 생물분해 특성 평가

손희종 · 김도환 · 한영립¹⁾ · 최영익^{1)*}

부산광역시 상수도사업본부 수질연구소, ¹⁾동아대학교 환경공학과

Evaluation of Biodegradation Characteristics of Haloacetic Acids by a Biofilm in a Drinking Water Distribution System

Hee-Jong Son, Do-Hwan Kim, Young-Rip Han¹⁾, Young-Ik Choi^{1)*}

Water Quality Institute, Water authority, Busan 614-854, Korea

¹⁾Department of Environmental Engineering, Dong-A University, Busan 604-714, Korea

Abstract

Haloacetic acids (HAAs) concentrations have been observed to decreased at drinking water distribution system extremities. This decrease is associated with microbiological degradation by pipe wall biofilm. The objective of this study was to evaluate HAAs degradation in a drinking water system in the presence of a biofilm and to identify the factors that influence this degradation. Degradation of monochloroacetic acid (MCAA), dichloroacetic acid (DCAA) and trichloroacetic acid (TCAA) was observed in a simulated distribution system. The results obtained showed that different parameters came into play simultaneously in the degradation of HAAs, including retention time, water temperature, biomass, and composition of organic matter. Seasonal variations had a major effect on HAAs degradation and biomass quantity (ATP concentration) was lower by 25% in the winter compared with the summer.

Key words : Drinking Water Distribution System, Biofilm, Biomass, Haloacetic Acids, Biodegradation

1. 서론

정수처리 공정에서 소독제로 사용되는 염소는 수중에 잔존하는 천연유기물질(natural organic matter, NOM)과 반응하여 다양한 종류의 소독부산물(disinfection by-products, DBPs)을 생성시킨다(Bellar 등, 1974). 현재까지 500여 종 이상의 염소 소독부산물들이 알려져 있으며(Richardson 등, 2002) 대표적으로 trihalomethanes (THMs), haloacetic acids (HAAs), haloacetonitriles

(HANs), halo ketones (HKs) 등이 있다(Chen과 Weisel, 1998). 이들은 발암 및 돌연변이를 유발할 가능성이 높은 물질들로 분류되어 있다(Richardson, 2003). 염소 소독부산물의 생성에 영향을 미치는 인자들로 수중의 NOM 농도, 염소 투입농도, 브롬이온 농도, pH, 수온 및 접촉시간 등이 있다(Son 등, 2007; Son과 Yoo, 2009).

배·급수관망에서 염소 소독부산물들의 농도변화 특성을 조사한 여러 연구결과들에서 THMs는 체류시간이 길어질수록 그리고 관말에 가까워질수록 증가하는 경향

Received 19 June, 2014; Revised 18 August, 2014;

Accepted 16 September, 2014

*Corresponding author: Young-Ik Choi, Department of Environmental Engineering, Dong-A University, Busan 604-714, Korea
Phone: +82-51-200-7675
E-mail: youngik@dau.ac.kr

© The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.

© This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

을 나타낸 반면 HAAs의 경우는 증가하였다가 체류시간이 길어질수록 그리고 관말에 가까워질수록 감소하는 경향을 나타내는 것으로 보고되었다(Chen과 Weisel, 1998; Rodriguez 등, 2004). 배·급수관망에서 검출되는 HAA 종들은 dichloroacetic acid (DCAA)와 trichloroacetic acid (TCAA)가 대표적이며(Sérodès 등, 2003), TCAA에 비해 DCAA가 관망에서의 감소폭이 더 큰 것으로 보고되었다(Rodriguez 등, 2004).

일반적으로 HAAs의 경우, 특정 환경에서 화학적 분해가 유발되기도 하지만(Hozalski 등, 2001; Wang과 Zhu, 2010), 배·급수관망의 관말에서 낮은 농도로 검출되는 것은 다양한 종류의 박테리아들에 의한 생물분해 메카니즘과 연관이 있다(Tung과 Xie, 2009). Son 등(2008)은 정수처리 공정 중 생물활성탄(biological activated carbon, BAC) 공정에서 5종의 HAAs의 생물분해 특성을 조사한 결과, 5종의 HAAs는 쉽게 생물분해되는 것으로 보고하고 있으며, 할로젠족 원소의 개수가 적을수록 생물분해능이 큰 것으로 보고하고 있다. 또한, 생물막(biofilm)이 부착된 유리 알갱이(glass bead)들을 컬럼에 충전하여 6종의 HAAs의 생물분해능을 조사한 Bayless와 Andrews(2008)의 연구결과에서도 Son 등의 연구결과(2008)와 유사한 결과를 보고하고 있다.

배·급수관망에서 생물막(biofilm)의 형성단계는 관 내부에 유기물과 미생물이 부착되는 유도 단계(induction phase), 부착 미생물이 성장하는 축적 단계(accumulation phase) 및 미생물의 성장과 사멸이 안정화되어 일정한 생물막의 두께를 유지하는 안정화 단계(plateau phase)와 같이 3 단계로 구분할 수 있다(Belkhadir 등, 1988). 생물막 형성에 영향을 미치는 인자들로는 관의 재질, 수온, 수압 및 수중의 유기물질과 미네랄 등이 있으며(Gallardo-Moreno 등, 2004; Lehtola 등, 2004; Melo와 Vieira, 1999; Song과 Leff, 2006), 관망을 모의한 반응기내에서 생물막은 7일 이내에 안정화 단계에 도달할 정도로 매우 빨리 형성될 수도 있으며(Manuel 등, 2007) 실제 배·급수관망에서 생물막이 형성되어 안정화 단계까지 도달하는 기간은 몇 달에서 몇 년으로 보고되기도 한다(Delanoue 등, 1999). 배·급수관망에 형성된 생물막의 생체량은 10~108 cells/cm² 범위로 보고되고 있으며(Baribeau 등, 2005; Lehtola 등, 2004; Manuel 등, 2007; Niquette 등, 2000), 배·급수관망 내에 적정 잔류

염소 농도의 유지만으로 생물막의 형성을 억제하기는 어렵고(LeChevallier 등, 1996), 또한, 관 내벽의 표면에 형성된 생물막은 수중의 잔류염소를 소모시킨다(Hallam 등, 2002).

현재까지 몇몇 연구에서 배·급수관망 내의 생물막에 의한 HAAs 생분해 특성을 평가하였으나, 계절변화에 따른 수온의 영향을 함께 평가한 연구결과는 없는 실정이다(Baribeau 등, 2005; Grigorescu와 Hozalski, 2010). 본 연구에서는 pilot 규모의 모의 관망을 이용하여 운전 초기부터 생물막의 부착 특성과 HAAs 생분해 특성을 계절변화에 따라 수온의 영향과 함께 평가하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. Pilot 규모의 모의 관망 및 운전

철 및 아연과 같은 금속성 재질의 관은 생물막 형성과는 무관하게 HAAs의 화학적 분해를 유발시킬 수 있다(Hozalski 등, 2001; Wang과 Zhu, 2010). 따라서 본 실험에 사용된 모의 관망의 관 재질은 HAAs와 반응성이 없는 플라스틱 재질(Hallam 등, 2002)의 내경이 12 mm 인 HDPE(high-density polyethylene)를 사용하였다. Fig. 1에는 pilot 규모의 모의 관망도를 나타내었다. 관망의 길이는 총 85 m이고, 유입수는 수돗물을 저류조(reservoir)에 저류시킨 다음 peristaltic pump (Masterflex, Cole-Palmer, USA)를 사용하여 관망으로 이송하였으며, 관망 내에서의 유속은 0.67 m/min으로 고정하여 일정하게 운전하였다. Pilot 규모의 모의 관망의 운전 전에 50 mg/L 농도의 NaClO (Junsei chemical, Japan) 용액으로 24시간 동안 관망 내부를 소독한 후 잔류된 소독제를 순수로 충분히 세척한 후 사용하였다.

관망의 생물막 형성을 위하여 유입수가 관망으로 유입되기 전에 잔류염소를 Na₂S₂O₃(Junsei chemical, Japan) 희석액으로 제거한 후 모의 관망으로 유입시켰으며, 유입수는 관망을 한번 순환한 후(체류시간 2 시간) 유출되는 시스템으로 3개월간 생물막을 부착시킨 후에 실험을 진행하였다.

모의 관망에서 실험을 위한 운전은 유입수가 관망으로 유입되기 전에 잔류염소를 제거한 다음 3종의 HAAs (MCAA (monochloroacetic acid), DCAA 및 TCAA; Sigma-aldrich, 95% ≥)를 각각 20 µg/L 정도가 되도록

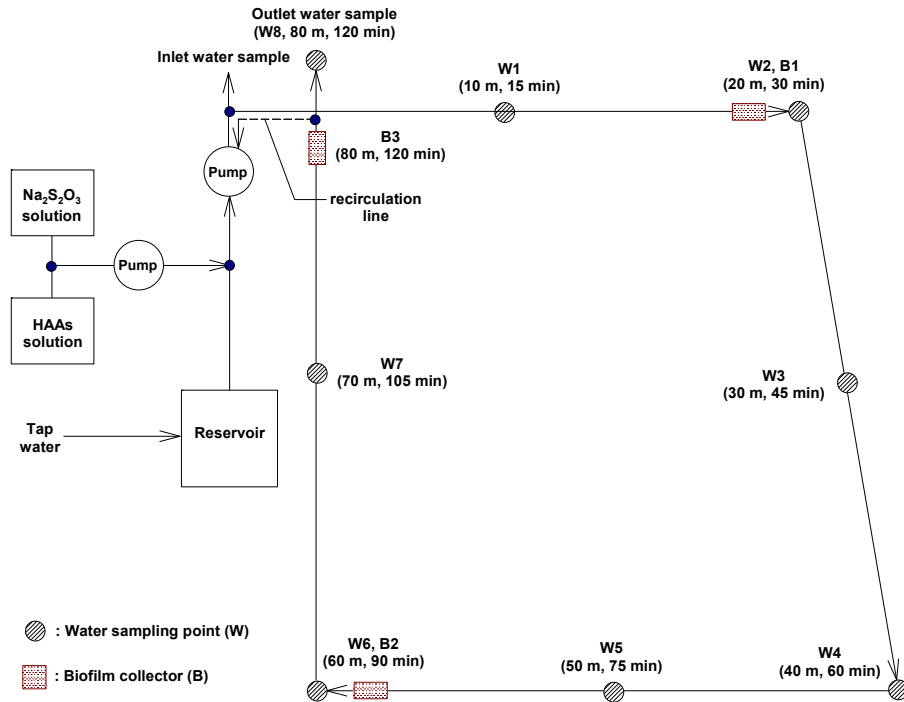


Fig. 1. Schematic diagram of pilot water distribution system.

조절하여 투입하였으며, 모의 관망으로 유입된 시료수는 정수장에서 생산된 수도물이 각 가정으로 공급되는데 걸리는 시간과 유사하게 하기 위하여 재순환시켜 최대 체류시간 24시간 동안 운전하면서 관망내에서의 HAAs 생물분해 특성을 평가하였다.

시료수의 채수는 관망으로 유입되기 전의 유입수, 관망 유입 이후에는 시료수 채수지점(W1~W8)을 10 m (체류시간 15분) 간격으로 설치하여 시료수를 채수하였으며, 생물막의 채집은 관망 유입 이후에 20 m(체류시간 30분) 간격으로 pipe와 동일한 재질의 HDPE 쿠폰(10 mm×10 mm)들을 설치하여 생물막 형성 특성을 관찰하였다.

2.2. 분석

모의 관망의 유입수로 사용된 수도물의 계절별 특성을 살펴보기 위하여 수온, 잔류염소 농도(Pocket Colorimeter™ II, HACH, USA), pH(Seven multi, Mettler-toledo, Switzerland), 탁도(2100N, HACH, USA), 용존 유기탄소(Sievers 5310C, GEAI, USA),

UV₂₅₄(2401PC, Shimadzu, Japan), 3종의 HAAs(7890 GC/ECD, Agilent, USA)를 측정하였다. 수중의 용존 유기탄소(dissolved organic carbon)와 UV₂₅₄는 0.45 μm 멤브레인 필터(Millipore, USA)로 여과한 여액을 분석하였다.

생물막 부착 특성 평가를 위한 유출수에서의 heterotrophic plate count (HPC)를 측정하였으며, HPC 법은 시료수를 채수하여 R₂A agar (Difco, USA) 평판 배지에 시료 1 mL를 단계적으로 희석 도달한 후 25℃ 배양기에서 7일간 배양하여 시료수 1 mL당 colony 형성 세균수(colony forming unit, CFU)로 표시하였다.

관망 내에 형성된 생물막의 생체량(biomass) 측정은 운전 시작 전에 미리 설치한 HDPE 쿠폰(10 mm×10 mm)들을 채집하여 HDPE 쿠폰에 형성된 생물막을 37 kHz, 190 W로 3분 동안 초음파 처리(DHA 1000, Branson, USA)하여 탈리시켜 Velten 등(2007)이 제시한 방법을 이용하여 전처리한 후 분석하였으며, ATP standard(Promega, USA)를 이용하여 ATP 농도 검량

Table 1. Characteristics of average drinking water for the distribution system under study

Parameters		Biofilm formation		HAAs biodegradation		
		Spring (Apr. ~Jun. 2013)	Summer (Jul. 2013)	Fall (Oct. 2013)	Winter (Jan. 2014)	Spring (May. 2014)
Water temp.	(°C)	13.4~17.9	25.2	14.5	4.2	15.8
pH	(-)	6.8~7.1	6.8	7.1	7.4	7.0
Residual chlorine	(mg/L)	0.36~0.50	0.22	0.14	0.47	0.46
Turbidity	(NTU)	0.07~0.08	0.08	0.09	0.09	0.10
DOC	(mg/L)	1.18~1.52	1.36	1.03	1.11	1.17
UV-254	(cm ⁻¹)	0.012~0.014	0.013	0.008	0.008	0.017
SUVA	(L/mg·m)	0.79~1.19	0.96	0.78	0.72	1.45
MCAA	(µg/L)	ND~2	ND	ND	1	ND
DCAA	(µg/L)	1~4	ND	3	2	1
TCAA	(µg/L)	1~7	2	4	3	4

선을 작성하였고, luminometer(Victor3, PerkinElmer, USA)를 이용하여 활성탄 부착 박테리아들의 ATP 농도를 측정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 운전기간에 따른 모의관망 내의 생물막 형성

잔류염소를 제거한 수돗물을 모의관망으로 유입시킨 후 모의관망 내에서의 생물막 형성 특성을 평가하기 위하여 유출수 중의 종속영양성 박테리아(HPC) 농도와 모의관망의 끝 부분(80 m)에 설치한 biofilm collector 내의 HDPE 재질의 쿠폰들에 부착된 생물막의 ATP 농도를 운전시작일로부터 분석하여 각각의 변화 특성을 Fig. 2에 나타내었다.

유출수 중의 종속영양성 박테리아(HPC) 농도변화를 살펴보면 유출수에서의 HPC 농도는 통수 직후부터 지속적으로 상승하여 통수 25일 후에 5×10^4 CFU/mL를 나타내었으며, 그 이후에는 유출수에서의 HPC 농도는 소폭으로 변화하면서 일정하게 유지되는 추세를 나타내었다. Fig. 2에는 나타내지 않았으나 운전기간 중의 유입수의 HPC 농도는 4~54 CFU/mL의 범위로 평균 11 CFU/mL를 나타내었다.

모의관망의 끝 부분(80 m)에 설치한 biofilm collector 내의 HDPE 재질 쿠폰들에 부착된 생물막의 ATP 농도 변화를 살펴보면 운전기간이 증가함에 따라 관내에 부착

된 생물막의 ATP 농도는 운전 시작 12일 경에 42 pg/cm²으로 나타났고, 운전기간이 45일 및 78일로 증가할수록 생물막의 ATP 농도도 각각 290 pg/cm² 및 324 pg/cm²으로 증가하였다.

유출수에서의 HPC 농도의 증가는 관 내부에 생물막 형성시 미생물이 부착하여 성장과 사멸이 동시에 유발되며, 이 때 탈·부착이 지속적으로 발생하기 때문에 관 내부의 생물막의 농도가 증가할수록 탈착되어 유출되는 미생물의 농도도 함께 증가하기 때문이다(Belkhadir 등,

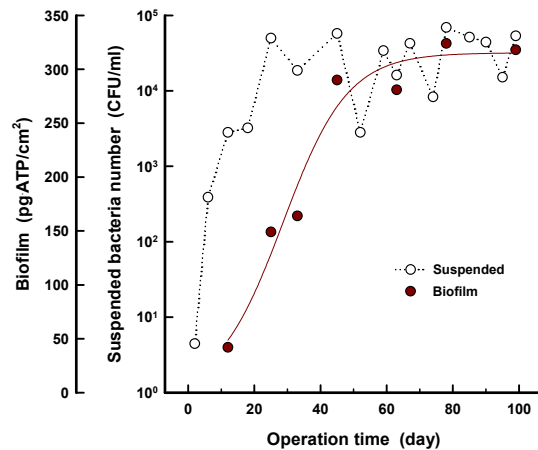


Fig. 2. Variations of suspended cells in outlet water and formation of biofilms on inner surfaces of HDPE pipe of pilot scale distribution system.

1988). 또한, 유출수에서의 HPC 농도(Fig. 2(a))의 경우는 운전 시작 20일 이후에 안정화 단계에 도달하는 것으로 나타났으나, Fig. 2(b)의 생물막의 ATP 농도는 운전 시작 40일 이후에 안정화 단계에 도달하는 것으로 나타났다. 이는 HPC의 경우는 배양가능한 박테리아(cultivable bacteria)를 측정하는 방법으로 비교적 성장이 느리거나 배양이 불가능한 박테리아들은 측정이 불가능하나 ATP 농도 측정법은 박테리아들의 성장속도나 배양가능 여부와 관계없이 ATP를 가진 박테리아들을 모두 측정하는 방법이다. 이러한 영향으로 인해 ATP 농도로 평가한 관망 내의 생물막의 안정화 단계로의 진입이 유출수의 HPC 농도 보다 더 느리게 진행되는 것으로 판단된다.

3.2. 계절 변화에 따른 HAA 3종의 생분해 특성

HDPE 재질의 모의관망 내의 생물막이 안정화 단계에 도달한 후에 계절 변화(수온 변화)에 따른 3종의 HAAs 생분해 특성을 함께 평가한 것을 Fig. 3에 나타내었다. 2013년 여름부터 2014년 봄까지 4계절의 변화 특성을 평가하였으며, 3종의 HAAs 제거율은 유입수 대비 유출비의 농도로 평가한 것이며, 관망 내에서의 체류시간은 2시간으로 하여 운전하였다.

Fig. 3에 나타낸 HAAs 3종의 생물분해율을 살펴보면 3종의 HAAs 모두 수온이 높은 여름(Jul. 2013)에는 생물분해율이 MCAA, DCAA 및 TCAA가 각각 평균 100%, 76% 및 31%로 가장 높은 생물분해율을 나타낸 반면 수온이 낮은 겨울(Jan. 2014)에는 생물분해율이

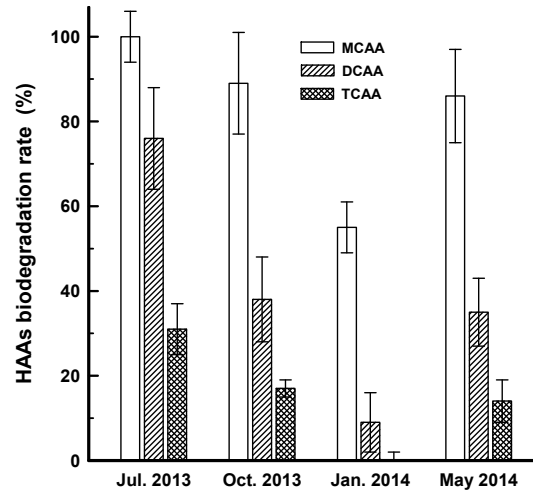


Fig. 3. Seasonal variations of average biodegradation rates of 3 HAAs in pilot scale distribution system (retention time : 2 hr).

MCAA, DCAA 및 TCAA가 각각 평균 55%, 9% 및 0%로 생물분해율이 가장 낮았다. 봄(May 2014)과 가을(Oct. 2013)에는 MCAA, DCAA 및 TCAA가 각각 평균 86%~89%, 35%~38% 및 14%~17%로의 생물분해율을 나타내었다. 생물활성탄 공정에서 체류시간과 수온의 변화에 따른 HAAs류의 생물분해 특성을 평가한 Son 등(2008)의 연구에서도 수온 저하에 따른 HAAs류의 생물분해율의 급격한 감소를 보고하고 있으며, 생물분해율은 할로겐족 원소의 개수가 적은 물질일수록 높은 것으로 보고하였다. 본 연구에서도 TCAA가 가장 낮은

Table 2. Seasonal variations of average biodegradation rates of 3 HAAs according to changes of retention times in pilot scale distribution system

Retention time (hr)	MCAA			DCAA			TCAA		
	Summer ¹⁾	Fall ²⁾	Winter ³⁾	Summer ¹⁾	Fall ²⁾	Winter ³⁾	Summer ¹⁾	Fall ²⁾	Winter ³⁾
2	100%	76%	31%	86%	35%	14%	55%	9%	1%
4	100%	97%	57%	100%	67%	25%	93%	27%	7%
6	100%	100%	86%	100%	91%	36%	100%	37%	11%
9	100%	100%	99%	100%	100%	65%	100%	64%	26%
12	100%	100%	100%	100%	100%	80%	100%	78%	36%
18	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	61%
24	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	81%

¹⁾ Jul. 2013 (aver. water temp. : 25.2 °C), ²⁾ Oct. 2013 (aver. water temp. : 14.5 °C), ³⁾ Jan. 2014 (aver. water temp. : 4.2 °C)

생물분해율을 나타내었으며, 다음으로 DCAA와 MCAA 순으로 나타나 Son 등(2008)의 연구결과와 동일한 결과를 나타내었다.

HDPE 재질의 모의관망에서 계절변화에 따라 체류시간 증가에 따른 HAA 3종의 생물분해 특성을 평가한 것을 Table 2에 나타내었다. 체류시간은 관망내의 유속을 변화시키지 않고 유출수를 재순환시켜 관망내에서의 체류시간을 최고 24시간까지 변화시켜 실험하였다.

실험에 사용된 3종의 HAA 중에서 생물분해율이 가장 낮은 TCAA는 여름에는 모의관망 내에서 6시간 정도 체류할 경우 100% 생물분해되었고, 가을에는 18시간 이상 체류할 경우에 100%의 생물분해율을 나타내었다. 그러나 수온이 낮아지는 겨울에는 24시간 정도의 체류시간에서도 81% 정도 생물분해되는 것으로 나타났다. 또한, 관망 내에서 DCAA와 MCAA가 완전 생물분해에 걸리는 체류시간은 여름, 가을 및 겨울에는 각각 2시간, 6시간, 12시간 및 4시간, 9시간, 18시간으로 나타나 수온이 저하됨에 따라 HAAs의 생물분해율은 감소하는 것으로 나타났다.

HDPE 재질의 모의관망에서 계절 및 수온변화에 따른 관내 생물막 생체량의 농도변화를 Table 3에 나타내었다. 생물막 생체량의 농도가 가장 높은 하절기(2013년 7월)에는 352 pg-ATP/cm²으로 나타난 반면 동절기(2014년 1월)의 경우는 263 pg-ATP/cm²으로 나타나 하절기에 비해 생물막의 생체량이 약 25% 정도 감소한 것으로 나타났다. 따라서, 계절변화에 따른 3종의 HAAs의 생물분해율의 변화는 유입수의 수온변화에 따른 관망 내에 부착된 생물막 생체량의 변화가 주요한 원인으로 나타났다. Son 등(2008)은 수온변화에 따른 BAC 공정에서의 부착 박테리아의 생체량 변화를 조사한 결과에서 수온이 20℃에서 5℃로 낮아질 경우, BAC 부착 박테리아의 생체량이 17%~20% 정도 감소한 것으로 보고하였다.

3.3. 생물막에 의한 HAA 3종의 생물분해 동력학 평가

Fig. 4와 같이 속도 모델식에서 $\ln(C/C_0)$ vs. time이 직선식으로 나타날 경우 pseudo-first order rate로 표현 가능하다. 계절별 수온변화에 따른 각각의 체류시간에서의 HAA 3종의 생물분해율을 이용하여 각각의 조건에서의 생물분해 속도상수(biodegradation rate constant, k_{bio})를 식 (1)로 구하였다.

$$C/C_0 = \exp(-k_{bio} \cdot t) \quad \text{----- (1)}$$

여기서 절편값은 반응시간 후 농도인 C와 초기 농도인 C_0 가 같을 때의 값이므로 1이고, k_{bio} 는 생물분해 속도상수, t는 체류시간(retention time)이다. 식 (1)을 이용하여 여러 조건에서 도출된 결과를 회귀분석하여 생물분해 속도상수 k_{bio} 를 구하였다. 또한, HAA 3종이 50% 생물분해되는 시점인 반감기(half-life, $t_{1/2}$)를 식 (2)로 구하였다.

$$t_{1/2} = 0.693 / k_{bio} \quad \text{----- (2)}$$

모의관망에서 계절(수온) 변화에 따른 HAA 종에 대한 생물분해 속도상수(k_{bio})와 반감기($t_{1/2}$)를 나타낸 Table 4를 보면 MCAA의 경우 7월에는 생물분해 속도상수(k_{bio})와 반감기($t_{1/2}$)를 산정할 수가 없었으며, 수온이 저하되는 10월과 1월에는 k_{bio} 와 $t_{1/2}$ 이 각각 1.0016 hr⁻¹과 0.4968 hr⁻¹ 및 0.692 hrr과 1.395 hr로 DCAA와 TCAA 보다 비교적 쉽게 생물분해되는 것으로 나타났으며, 수온이 25.2℃에서 14.5℃ 및 4.2℃로 저하될수록 HAA 3종의 k_{bio} 가 각각 45%~59% 및 80%~84% 정도 감소하여 수온 저하에 따른 HAAs의 생물분해율의 감소가 두드러진 것으로 나타났다.

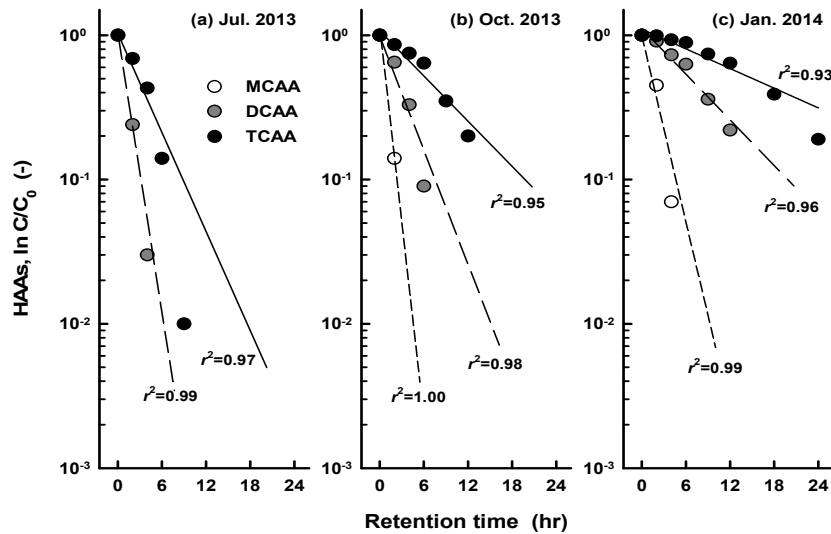
Table 3. Seasonal variations of average ATP concentrations of biofilms on inner surfaces of HDPE pipe of pilot scale distribution system

Parameters	Summer (Jul. 2013)	Fall (Oct. 2013)	Winter (Jan. 2014)	Spring (May. 2014)
Water temp. (°C)	25.2	14.5	4.2	15.8
ATP concentration (pg/cm ²)	352	334	263	297

Table 4. Seasonal variations of biodegradation rates (k_{bio}) and half-lives ($t_{1/2}$) of 3 HAAs according to changes of retention times in pilot scale distribution system

	MCAA			DCAA			TCAA		
	Summer ¹⁾	Fall ²⁾	Winter ³⁾	Summer ¹⁾	Fall ²⁾	Winter ³⁾	Summer ¹⁾	Fall ²⁾	Winter ³⁾
k_{bio} (hr ⁻¹)	-	1.0016	0.4968	0.7397	0.3045	0.1195	0.2649	0.1198	0.0523
$t_{1/2}$ (hr)	-	0.692	1.395	0.937	2.276	5.799	2.616	5.785	13.250

¹⁾ Jul. 2013 (aver. water temp. : 25.2°C); ²⁾ Oct. 2013 (aver. water temp. : 14.5°C); ³⁾ Jan. 2014 (aver. water temp. : 4.2°C)

**Fig. 4.** Pseudo-first-order reaction plot of 3 HAAs for 3 seasons (water temp.: (a) 25.2°C; (b) 14.5°C; (c) 4.2°C) in pilot scale distribution system.

4. 결론

모의관망을 이용하여 생물막 부착 특성과 3종의 HAAs 생물분해 특성을 평가하여 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. 계절 변화에 따른 모의관망 내에 형성된 생물막 농도는 여름에 352 pg·ATP/cm²로 가장 높았고, 겨울에는 273 pg·ATP/cm²로 가장 낮았다.

2. 생물막이 형성된 모의관망 내에서 MCAA, DCAA 및 TCAA는 생물분해 되었으며, MCAA의 생물분해율이 가장 높았으며, 다음으로 DCAA와 TCAA 순이었다.

3. 계절별 HAAs 3종의 생물분해율은 수온이 높은 여름철에 가장 높았고, 수온이 저하될수록 HAAs 3종의 생물분해율은 점진 감소하였으며, 생물분해 속도상수(k_{bio})의 경우도 하절기에 비해 동절기에는 80%~84% 정도

감소하였다.

4. 계절변화에 따른 수온의 변화는 생물막의 농도에 영향을 미치며, 동절기의 생물막 농도는 하절기에 비해 25% 정도 감소하였다.

감사의 글

본 연구는 동아대학교 교내연구비 지원에 의하여 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

Baribeau, H., Krasner, S. W., Chinn, R., Singer, P. C., 2005, Impact of biomass on the stability of HAAs and THMs in a simulated distribution system, J. Am. Water Works Assoc., 97(2), 69-81.

- Belkhadir, F. R., Capdeville, B., Roques, H., 1988, Fundamental descriptive study and modelization of biological film growth, *Water Res.*, 22(1), 59-69.
- Bellar, T. A., Lichtenberg, J. J., Kroner, R. C., 1974, The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water, *J. Am. Water Works Assoc.*, 66(12), 703-706.
- Chen, W. J., Weisel, C. P., 1998, Halogenated DBP concentrations in a distribution system, *J. AWWA.*, 90(4), 151-163.
- Delanoue, A., Holt, D. M., Anderson, H. A., McMath, S. M., Smith, S. E., Woodward, C. A., Fraser, A. R., Roe, M., 1999, Analysis of material (biofilm) present on the internal surfaces of a drinking water distribution system, In *Biofilms in the Aquatic Environment*, Edited by Keevil, C. W., Godfree, A., Holt, D., Dow, C., Royal Society of Chemistry, Cambridge, U.K.
- Hallam, N. B., West, J. R., Forster, C. F., Powell, J. C., Spencer, I., 2002, The decay of chlorine associated with the pipe wall in water distribution systems, *Water Res.*, 36, 3479-3488.
- Hozalski, R. M., Zhang, L., Arnold, W. A., 2001, Reduction of haloacetic acids by Fe0: implications for treatment and fate, *Environ. Sci. Technol.*, 35(11), 2258-2263.
- Gallardo-Moreno, A. M., Gonzalez-Martin, M. L., Perez-Giraldo, C., Bruque, J. M., Gomez-Garcia, A. C., 2004, The measurement temperature: an important factor relating physicochemical and adhesive properties of yeast cells to biomaterials, *J. Colloid Interface Sci.*, 271(2), 351-358.
- LeChevallier, M. W., Welch, N. J., Smith, D. B., 1996, Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water, *Appl. Environ. Microbiol.*, 62(7), 2201-2211.
- Lehtola, M. J., Miettinen, I. T., Keinänen, M. M., Kekki, T. K., Laine, O., Hirvonen, A., Vartiainen, T., Martikainen, P. J., 2004, Microbiology, chemistry and biofilm development in a pilot drinking water distribution system with copper and plastic pipes, *Water Res.*, 38(17), 3769-3779.
- Manuel, C. M., Nunes, O. C., Melo, L. F., 2007, Dynamics of drinking water biofilm in flow/non-flow conditions, *Water Res.*, 41(3), 551-562.
- Melo, L. F., Vieira, M. J., 1999, Physical stability and biological activity of biofilm under turbulent flow and low substrate concentration, *Bioprocess Eng.*, 20, 363-368.
- Niquette, P., Servais, P., Savoie, R., 2000, Impact of pipes material on densities of fixed bacterial biomass in a drinking water distribution system, *Water Res.*, 34(6), 1952-1956.
- Richardson, S. D., 2003, Disinfection by-products and other emerging contaminants in drinking water, *Trends Anal. Chem.*, 22(10), 666-684.
- Richardson, S. D., Simmons, J. E., Rice, G., 2002, Disinfection by-products: the next generation, *Environ. Sci. Technol.*, 36(9), 198A-205A.
- Rodriguez, M. J., Sérodes, J. B., Levallois, P., 2004, Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system, *Water Res.*, 38(20), 4367-4382.
- Sérodes, J. B., Rodriguez, M. J., Li, H., Bouchard, C., 2003, Occurrence of trihalomethanes and haloacetic acids in chlorinated waters of the Quebec City area (Canada), *Chemosphere*, 51, 253-263.
- Son, H. J., Roh, J. S., Bae, S. D., Choi, Y. I., Jung, C. W., 2007, Evaluation of the characteristics of THM formation by chlorination in extracted humic acid from Nakdong river water, *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, 29(4), 412-418.
- Son, H. J., Yoo, P. J., 2009, The removal characteristics of THM formation potential according to the changes of bromide concentration of influent water in BAC process, *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, 31(5), 378-381.
- Son, H. J., Yoo, S. J., Yoo, P. J., Jung, C. W., 2008, Effects of EBCT and water temperature on HAA removal using BAC process, *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, 30(12), 1255-1261.
- Song, B., Leff, L. G., 2006, Influence of magnesium ions on biofilm formation by *Pseudomonas fluorescens*, *Microbiol. Res.*, 161, 355-361.
- Tung, H., Xie, Y., 2009, Association between haloacetic acid degradation and heterotrophic bacteria in water distribution systems, *Water Res.*, 43, 971-978.
- Wang, W., Zhu, L., 2010, Effect of zinc on the transformation of haloacetic acids (HAAs) in drinking water, *J. Hazard. Mater.*, 174, 40-46.