

## 국내 상수관로에 대한 THM 발생 예측모델의 적용

# Application of THM Predictive Model in Water Distribution System

이두진<sup>1</sup> · 김영일<sup>1,\*</sup> · 손진식<sup>2</sup>

Lee, Doo-Jin<sup>1</sup> · Kim, Young-Il<sup>1,\*</sup> · Sohn Jin-Sik<sup>2</sup>

1 한국수자원공사 수자원연구원 상하수도연구소

2 국민대학교 건설시스템공학부

(2006년 7월 18일 논문 접수; 2007년 1월 2일 최종 수정논문 채택)

### Abstract

THM models have been developed in several researchers in order to better understand and manage the presence of THMs in water distribution system. Several developed models were demonstrated in this study for estimating THM concentrations in target water distribution system. In order to investigate the performance of developed THM models, lab and field test were investigated. Predicted THM concentrations by all kind of models were showed good correlation with observed values. When the developed models were compared with lab and field test, the Rodriguez model during tested models was most predictive than the other models.

**Key words:** Residual chlorine, Water distribution system, THM predictive model, Disinfection by-product(DBP)

**주제어:** 잔류염소, 상수관로, THM 예측모델, 소독부산물

## 1. 서 론

염소는 정수장에서 미생물을 불활성화시킬 뿐만 아니라, 급배수관망에서 미생물의 재성장을 방지하는데 효율적이고 다른 소독제에 비해 경제적이기 때문에 폭넓게 사용되고 있다. 그러나 수중에 존재하는 천연유기물(natural organic matter, NOM) 등이 염소와 반응을 하게 되면 THMs(trihalomethanes)과 HAAs(haloacetic acids) 등과 같은 소독부산물

(disinfection by-product, DBP)을 생성시킨다(Rook, 1974). 이러한 소독부산물 중에서 THM은 1970년대 처음 검출된 이후 가장 대표적인 소독부산물이며, THM의 생성 메카니즘은 할로젠화합물 생성반응(haloform reaction)으로 친전자성 치환반응의 일종인 methylketone기를 갖는 화합물과 할로젠이 반응하여 할로젠화합물을 생성하는 것으로 알려져 있다(Rook, 1976). 이러한 THM 형성에 중요한 영향을 미치는 인자들은 DOC(dissolved organic carbon), pH, 수온, 브롬 이온, 그리고 운전인자들(염소투입량, 접촉시간

\*Corresponding author Tel: +82-42-870-7510, FAX: +82-42-870-7599, E-mail: yikimenv@empal.com (Kim, Y.I.)

등)이 보고되고 있다(Singer, 1994; Pourmoghaddas and Stevens, 1995; Nikolaou et al., 2004). 이러한 인자들 중에서 DOC는 THM 형성에 매우 중요한 영향을 미치는 인자로서 USEPA에서는 DOC를 소독부산물(disinfection by-product, DBP) 전구물질(precursor)을 측정하는 대용인자(surrogate)로 제안한 바 있다(USEPA, 1999).

세계보건기구(world health organization, WHO)에서는 소독부산물이 공중보건에 미치는 잠재적 위험성을 경고하기 위하여 THMs, HAAs, HANs (haloacetonitriles), 아염소산염(chlorite), 클로랄(chloral hydrate), 포름알데히드(formaldehyde), 그리고 시안화염소(cyanogen chloride) 등을 포함하는 몇 종류의 소독부산물에 대한 음용수 수질기준을 공표하였으며, 특히, THM 물질들의 총합과 THM과의 비가 1이 넘지 않도록 별도의 THM 기준을 제안하였다(WHO, 1993). USEPA에서는 2001년에 THM과 HAA의 MCL (maximum contaminant level)을 80 및 60 $\mu\text{g/L}$ 로 설정하였으며, 2006년 1월에는 보다 강화된 2단계 D/DBP법(stage 2 DBPR)을 공표하였다(USEPA, 2006). 캐나다에서는 지방조례로 THM의 잠정 최대허용 농도를 100 $\mu\text{g/L}$ 로 설정하였으나, 다른 소독부산물에 대한 기준은 설정하지 않았다. 한편, 유럽연합(European Union, EU)은 음용수의 THM 농도기준을 2008년까지 150 $\mu\text{g/L}$ , 그 이후에는 100 $\mu\text{g/L}$ 로 설정하였다(EEC, 1998). 호주와 뉴질랜드(Australian National Health and Medical Research Council, 2004)는 THM의 농도를 250 $\mu\text{g/L}$ 로 가장 높은 값으로 규제하고 있으며, 영국(Office of Public Sector Information, 2000)에서는 100 $\mu\text{g/L}$ 로 규제하고 있다.

이와 같이 공중보건에 미치는 잠재적 위험성 때문에 1970년대부터 음용수에서 DBP 발생에 대한 연구를 주로 수행하였으며, 최근에 와서는 DBP 생성 및 거동을 예측할 수 있는 모델 개발에 주력하고 있다. 일반적으로 THM 생성을 예측하는 모델들은 생성반응이 여러 가지 인자에 의해 복합적으로 영향을 받기 때문에 동역학적 모델보다는, 영향인자와의 상관관계를 분석한 경험적인 모델이 주를 이루고 있다. 지금까지 개발되었던 모델들은 통계학적인 기법을 이용한 맥급수형태의 모델, kinetic을 적용한 모델, 그리고 염

소소모량 또는 UV 저감량을 이용한 모델 등이 제시되고 있다(Amy et al., 1998). 이와 같은 배경을 바탕으로 본 연구에서는 실험실 실험과 현장조사를 통하여 관로에서의 THM 생성특성을 분석하고, 우리나라의 실정에 맞는 THM 예측모델을 찾기 위하여 기존에 개발된 여러 종류의 THM 예측모델에 대한 현장 적용성을 평가하였다.

## 2. 재료 및 실험방법

### 2.1. 실험 대상지역

실제 관로에서의 THM 생성특성을 분석하고, 기존에 개발된 여러 종류의 THM 예측모델을 이용하여 관로 내 THM 변화를 예측하고자 일반적인 정수공정을 사용하고 있는 정수장의 송수관로를 실험 대상지역으로 선정하였다. 실험대상 송수관로는 1개의 라인으로 구성되어 있으며, 관로상에 2개의 가압장을 가지고 있다(Fig. 1 참조). 현장 조사지점은 분기점을 중심으로 현장접근이 용이하고 연속적인 시료 채취가 가능한 지점을 고려하여 선정하였다. Fig. 1에서 A는 정수장, B는 송수관로의 말단, 그리고 C는 배수지를 나타낸 것이다.

### 2.2. 온도변화에 따른 잔류염소 및 THM 동역학 실험

온도에 따른 THM 생성 경향을 알아보기 위하여 Serum bottle(160mL)과 테프론 코팅이 되어있는 실리콘 마개(20mm teflon silicon septa, Wheaton, USA), 그리고 알루미늄 캡(20mm Aluminium seal, Wheaton, USA)을 이용하여 bottle test를 실시하였다. 실험상의 오차를 최소화하기 위하여 실험에 사용한 시료병을 초음파 세척기로 약 1시간 세척한 다음 초순수로 깨끗하게 씻고 105°C에서 건조시킨 다음 사용하였다. 시료는 정수장 여과수를 이용하였으며, 시료병을 대상 시료로 3회 정도 세척한 다음 기포가 발생하지 않도록 시료를 병목까지 가득 채웠다. 온도조건을 7, 20, 25°C로 설정하고 초기 염소농도가 1mg/L 되도록 주입한 후 시간에 따른 잔류염소 및 THM 농도를 측정하였다. 반응시간이 증가함에 따라 잔류염소 감소 및 THM 생성이 완만해지므로 48시간 이전까지는 측정 간격을 짧게 하였으며, 48시간 이후부터는 24시

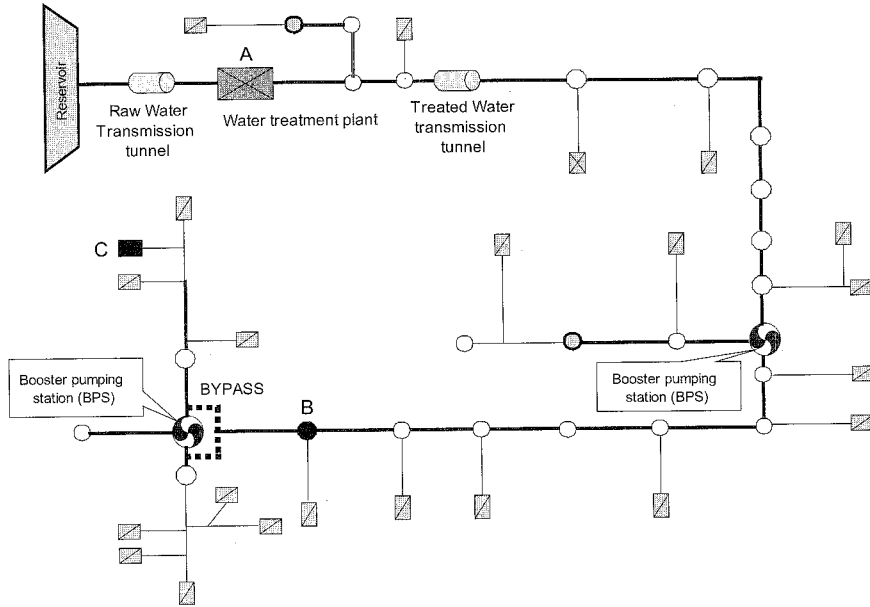


Fig. 1. Water transmission system at target area.

간씩 늘려가면서 최종 168시간까지 잔류염소 및 THM 농도를 측정하였다. 잔류염소는 시료채취 즉시 측정하였으며, THM은 시료 내 존재하는 유기물과 염소와의 반응이 더 이상 일어나지 않도록 아황산나트륨(sodium sulfite,  $\text{Na}_2\text{SO}_3$ ) 일정량을 넣은 후, 분석할 때까지 냉장고에 보관한 다음 GC를 이용하여 분석하였다.

### 2.3. 분석방법

pH와 수온은 pH meter(Orion 210A+, Thermo, USA), DOC는 TOC 분석기(TOC-5000A, Shimadzu, Japan),  $\text{UV}_{254}$ 는 DR4000(HACH, USA), 잔류염소는 Pocket colorimeter(Hach, USA), 그리고 THM은 GC(gas chromatography, GC2010, Shimadzu, Japan)를 이용한 EPA551.1방법으로 분석하였다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 온도변화에 따른 잔류염소 및 THM의 농도 변화

Fig. 2는 온도변화에 따른 잔류염소 및 THM의 농도변화를 나타낸 결과이다. 반응시간이 증가함에 따

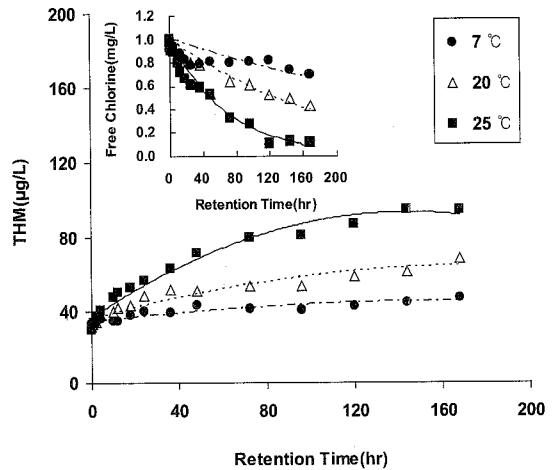


Fig. 2. Variation of THM and free chlorine concentrations at different temperatures.

라 수중에 존재하는 유기물과 염소와의 반응에 의해 잔류염소는 감소한 반면 THM은 증가하였으며, 수온증가에 따라 잔류염소 감소폭과 THM 증가폭이 커지는 경향을 보였다(Elshorbagy, 2000). 특히, 25°C 조건에서 반응시간이 140시간을 넘어서면서 잔류염소는 0.1mg/L 정도까지 감소하였으며, 반대로 THM은 94.7 $\mu\text{g/L}$ 까지 증가하는 경향을 보였다. 대상지역 송수관로의 경우 정수장에서 관말지역인 G지점까지

평균 체류시간이 약 80시간으로 수온이 상승하는 하절기와 일시적으로 물 사용량이 줄어드는 시점에 관말 잔류염소와 THM 농도가 수질기준을 벗어날 것으로 예상됨으로 별도의 관리가 필요할 것으로 판단된다.

### 3.2. 실험대상 송수관로의 THM 농도변화

대상 송수관로의 THM 농도변화 특성을 알아보기 위하여 실험실에서 수행한 bottle test와 현장에서 측정된 THM 농도를 Fig. 3에 나타내었다. 실험실에서 수행한 bottle test 결과는 Fig. 2에 나타낸 결과와 동일한 것이며, 현장실험은 송수관로의 세 지점(A, B, 그리고 C)에서 24시간 동안 2시간 간격으로 시료를 채취하여 THM 농도를 측정한다. 평균값(Fig. 3의 오차막대 참조)을 정수장으로부터 각 현장지점까지 걸리는 체류시간에 따라 나타낸 것이다. 현장에서 24시간동안 THM 농도를 연속 측정한 결과 시간에 따른 THM 농도의 변화폭은 크지 않았으나, 체류시간이 증가할수록 THM이 점진적으로 늘어나는 경향은 뚜렷하게 나타났다. 기존의 연구에 의하면, 관로에서의 THM 생성은 수중에 존재하는 NOM 양, 용해도, pH, 그리고 브롬(Br)이온 등의 수질인자에 의한 영향과 동시에 관벽 반응에 의한 영향이 큰 것으로 알려져 있다(유원희, 2004). 그림에서와 같이 실험실 실험과 송수관로에서 수행한 현장 실험결과가 유사한 경향을 보였는데, 이는 실험대상 송수관로의 관벽 반응이 THM 생성에 크게 영향을 미치지 않는 것으로 추측된다. 실제로 C지점의 경우 현장조사일의 실측 THM 농도가 평균  $52\mu\text{g/L}$ 로 현장조사일의 수온인  $20^\circ\text{C}$ 에서 수행한 bottle test의 결과와 매우 일치하는 것으로 나타났다.

### 3.3. THM 예측모델

본 연구에 적용할 THM 예측모델을 선정하기 위하여 Table 1에 현재까지 문헌에 발표된 THM 예측모델을 요약 정리하였다(Sadiq and Rodriguez, 2004). 대부분의 모델은 통계학적인 기법(다중회귀분석)을 이용한 멱급수형태의 모델, kinetic을 적용한 모델, 그리고 염소소모량 또는 UV 저감량을 이용한 모델이며, 이 중에서 멱급수형태의 모델은 DOC, 브롬(Br)이온, 온도, 그리고 pH 등 다양한 수질에 대하여 시

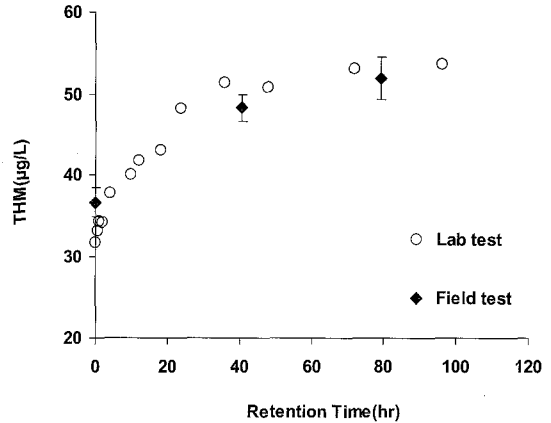


Fig. 3. Variation of THM concentrations at lab and field test.

간변화의 함수로 구성되어 있다. 특히, 이러한 모델들은 현장데이터에 기초한 통계학적 상관관계 모델이기 때문에 데이터가 많을수록 신뢰도가 높아질 수 있으며, 실제 현장적용에 있어서는 수질특성과 운영조건의 변동을 반영할 수 있는 적절한 보정계수를 사용할 수도 있다.

### 3.4. THM 예측모델의 적용

본 연구에서는 대상 송수관로에 적합한 THM 생성모델을 선정하기 위하여 여러 종류의 예측모델 가운데 기초수질 확보가 용이한 Amy model(1998), Sohn(DOC-UV) model(2004), Sohn(UV) model(2004), 그리고 Rodriguez model(2000) 등을 적용하여 보았다. 이들 모델들은 수질자료를 토대로 구축된 통계학적 식이므로 특정 정수장의 처리수에 실제 적용할 경우, 수온 및 pH 등 수질인자에 의한 보정을 통해 모델의 신뢰도를 향상시킬 수 있는 장점이 있다.

Fig. 4와 Fig. 5는 현장에서 확보한 수질자료를 기존에 개발된 네 종류의 THM 예측모델에 입력하여 구한 결과를 각각 실험실 및 현장실험과 비교한 것이다. 그림에서와 같이 대부분의 모델들이 실험실 결과와 현장 측정결과를 유사하게 예측하고 있음을 알 수 있으나, 실험실 결과와 비교해 볼 때 모든 모델들이 반응시간 24시간 이전에는 THM 농도를 정확하게 예측하지 못하였다. 이는 대상 정수장에서 전염소 처리를 시행함으로써 인해 유기물이 초기에 염소와 반응하여 소모됨에 따라 후염소 처리 이후 초기에 실측치

Table 1. A summary of TTHM predictive models

Author/year	Data source	N	r <sup>2</sup>	Output	Unit	Predictive models for chlorinated by-products
1. Minear and Morrow, 1983	Laboratory	40	>0.90	TTHM	µmol/L	$-3.91 + (Br^-)^{0.15} + 0.23(\log(Cl_2) + 0.24(pH) + 10^{(0.0097)}) + 0.26(NVTOC)$
2. Urano et al., 1983	Laboratory	NR	NR	TTHM	µg/L	$0.00082(pH-2.8)(TOC)(D)^{0.25}(t)^{0.36}$
3. Amy et al., 1987a,b*	Laboratory	995	0.90	TTHM	µmol/L	$0.0031(UV\ TOC)(D)^{0.40}(t)^{0.402}(T)^{0.265}(T)^{0.06}(pH-2.6)^{0.715}(Br+1)^{0.036}$
4. Adin et al., 1991	Laboratory	NR	0.90	TTHM	µg/L	$(K_1)(K_2)(TOC)^{1/((K_1+K_3)(K_2+0.19))} + ((1/(K_1+K_3-K_2-0.19)) \times (((1/(K_1+K_3)) \exp^{-(K_1+K_3)(t)}) - (1/(K_2+0.19)) \exp^{-(K_2+0.19)(t)}))]$ where, $K_1 = 4.38 \times 10^{-8}(D)$ ; $K_2 = 11.36 \times 10^{-7}(D)$ ; $K_3 = 7.14 \times 10^{-13}(D)^2$
5. Montgomery Watson, 1993	Laboratory	864	0.88	CHCl3	µg/L	$0.064(TOC)^{0.329}(UV)^{0.674}(Br+0.01)^{0.404}(pH)^{1.161}(D)^{0.561}(t)^{0.269}(T)^{1.018}$
		157	0.80	BDCM	µg/L	$0.0098(Br^-)^{0.181}(pH)^{2.55}(D)^{0.467}(t)^{0.256}(T)^{0.519}$ (for D/Br < 75)
		110	0.92	BDCM	µg/L	$1.325(TOC)^{0.725}(Br^-)^{0.794}(D)^{0.632}(t)^{0.204}(T)^{1.441}$ (for D/Br > 75)
		116	0.82	DBCM	µg/L	$14.998(TOC)^{-1.665}(Br^-)^{1.24}(D)^{0.729}(t)^{0.261}(T)^{0.899}$ (for D/Br < 50)
		99	0.83	DBCM	µg/L	$0.028(UV)^{-1.175}(TOC)^{-1.078}(Br^-)^{1.573}(pH)^{1.926}(D)^{1.072}(t)^{0.2}(T)^{0.586}$ (for D/Br > 50)
		106	0.86	CHBr3	µg/L	$6.533(TOC)^{-2.032}(Br^-)^{1.388}(pH)^{1.603}(D)^{1.057}(t)^{0.136}$
6. Lou and Chiang, 1994	Field	16	NR	TTHM	µg/L	$TTHM_{10} + 7.01(pH-2.3)^{0.11}(NVTOC)^{1.06}(t)^{0.764}(\beta)$
7. Ibarluzea et al., 1994	Field	12	0.82	CHCl3	µg/L	$10.8 + 0.04(FIU) + 1.16(pH) + 0.12(T) + 13.91(C_0)$
8. Zhu, 1995	Laboratory	-	-	TTHM	µg/L	$0.42(UV)^{0.462}(D)^{0.339}(T)^{0.023}(T)^{0.617}(pH)^{1.609}(t)^{0.261}$
					µg/L	$0.283(DOC\ UV)^{0.421}(D)^{0.145}(Br^-)^{0.041}(T)^{0.614}(pH)^{1.606}(t)^{0.261}$
9. Rathbun, 1996a	Laboratory	669	0.98	TTHM	µg/L	$14.6(pH-3.8)^{1.01}(D)^{0.206}(UV)^{0.849}(t)^{0.306}$
Rathbun, 1996b						
Rathbun, 1996c						
10. Chang et al., 1996	Laboratory	120	0.94	TTHM	µg/L	$12.7(TOC)^{0.261}(t)^{0.271}(D)^{-0.072}$
11. Garcia-Villanova et al., 1997a	Field	66	0.86	CHCl3	µg/L	$\exp(0.348 + 0.00059(T)^3 - 0.000023(T)^4 + 0.0237(pH)^2 + (t + \epsilon))$
Garcia-Villanova et al., 1997b						$\exp(0.81Y - 0.16(NF) + 0.00047(T)^2 - 0.00002(T)^4 + 0.0034(pH)^2 + \epsilon)$
12. Clark, 1998*	Laboratory	42	A=0.71 K=0.78	TTHM	µg/L	$(C_1 - \frac{C_1(1-K)}{1 - Ke^{-ut}})$ where, $u = M(1-K)$ and
13. Clark and Sivaganesan, 1998**			M=0.42			
						$A = 4.44 C_1 - 0.44 TOC^{0.63} pH^{-0.29} T^{0.14}$
						$K = 1.38 C_1 - 0.48 TOC^{0.13} pH^{-0.96} T^{0.28}$
						$M = e^{(2.46 - 0.197TOC - 0.14pH + 0.07T + 0.01T^2)}$
14. Goufopoulos et al., 1998	Field	88	0.98	TTHM	µg/L	$13.5 \ln(CHl-a) - 14.5(pH) + 230(Br^-) - 140(Br^-)^2 - 25.3(S) + 1106(Sp) - 6.6(T\ Sp) + 1.48(T\ D)$
15. Amy et al., 1998*	Laboratory	NR	NR	TTHM	µg/L	$0.0412(DOC)^{1.098}(D)^{0.152}(Br^-)^{0.068}(T)^{0.603}(pH)^{1.601}(t)^{0.263}$
						$3.296(DOC)^{0.601}(D)^{0.261}(Br^-)^{0.223}(t)^{0.264}$
16. Nokes et al., 1999	Field	174	0.34	THMs	µg/L	Function of various reaction coefficients of intermediate products
17. Rodriguez et al., 2000	Field	174	0.34	TTHM	µg/L	$1.392(DOC) + 1.092(pH) + 0.531(T) + 0.255$
	Laboratory	1800	0.90	TTHM	µg/L	$0.044(DOC) + 1.030(t) + 0.262(pH) + 1.149(D) + 0.277(T) + 0.968$

Table 1. Continued

Author/year	Data source	N	R <sup>2</sup>	Output	Unit	Predictive models for chlorinated by-products
18. Milot et al., 2000	Field			TTHM		$P = \frac{e^{a(\text{treatment})+b(\text{region})+c(\text{season})+d(\text{source})+e}}{1+e^{a(\text{treatment})+b(\text{region})+c(\text{season})+d(\text{source})+e}}$
19. Clark et al., 2001	Laboratory	17-20	M=0.70 K=0.95	13 DBPs	μmol/L	Where P denotes the probability of exceedence from established (regulatory) TTHM levels; a, b, c, d, e denote the logistic regression coefficients $A_i \left( C_i \frac{(1-K)}{1-Ke^{-u}} \right)$ where, $u = M(1-K)$ and $M = 52.46 e^{(-0.325 Br^{-1})} e^{(0.0145 (Cl_1 pH) C_1^{(2.32)})} e^{(8.46 (P)^{-2.31})} e^{(4t)}$ $K = 6.62 (pH)^{-0.13} (Br^{-1})^{0.10} (Cl_1)^{-0.75}$ $A_i = -G + e^{a_i} (pH)^{b_i} (C_i)^{c_i} (P+G)^d e^{e_i Br^{-f_i}} e^{g_i (Br^{-1})^2 + h_i (Br^{-1})^3}$
20. Gollinopoulos and Arhonditis, 2002	Field	126	0.52	TTHM	μg/L	$-0.26(Chl-a) + 1.57(pH) + 28.74[Br] + 66.72[Br]^2 - 43.63(S) + 1.13(Sp) + 2.62(T S) - 0.72(T D)$
21. Serodes et al., 2003	Laboratory	51-53	0.56-0.92	TTHM	μg/L	Single linear and non-linear regression models for water of each utility (in function of water temperature, TOC, chlorine dose and contact time) $\alpha_1 D (1 - e^{-(kr)t}) (1 - f)e^{-(\alpha_2 t)}$ $75.7(UV)^{0.592} (D)^{0.332} (Br)^{0.060} (t)^{0.264}$ $23.9(DOC UV)^{0.403} (D)^{0.225} (Br)^{0.141} (t)^{0.264}$
22. Gang et al., 2003	Laboratory	NR	NR	TTHM	μg/L	
23. Sohn et al., 2004	Laboratory	NR	NR	TTHM	μg/L	

Adapted from Sadig and Rodriguez (2004) and Sohn et al., 2004

\* More than one model presented; \*\* Time in minutes.

Nomenclature: TTHM=total trihalomethanes; TTHM<sub>0</sub>=initial TTHM concentration; CHCl<sub>3</sub>=chloroform; BDCM=Bromodichloromethane; DBCM=Dibromochloromethane; CHBr<sub>3</sub>=bromofom; UV=UV absorbance at 254 nm(cm<sup>-1</sup>); TOC=total organic carbon(mg/L); NVTOC=non-volatile organic carbon(mg/L); DOC=dissolved organic carbon(mg/L); T=water temperature(°C); FU=fluorescence(%); D=chlorine dose(mg/L); f=fraction of the chlorine demand attributed to rapid reactions; C<sub>0</sub>=residual chlorine at the treatment plant after chlorination(mg/L); C<sub>1</sub>=initial chlorine concentration; C<sub>i</sub>=initial residual chlorine(mg/L); α=parameter depending on location at which chloroform is predicted; α<sub>1</sub>=TTHM yield coefficient; α=parameter depending on location at which chloroform is predicted; α<sub>1</sub>=initial system; kr and ks=the first order rate constants for rapid and slow reactions, respectively; Br=bromide ion(mg/L); t=reaction time (hrs); S=dummy variable(summer); Sp=dummy variable(spring); G=1 for chlorinated compounds and G=0.0001 otherwise; Ch a=chlorophyll-a (mg/m<sup>3</sup>); at, bi, ci, di, ei, fi, gi=dummy variable near or far; Y=Year of sampling expressed by binary numbers; NR=Not reported.

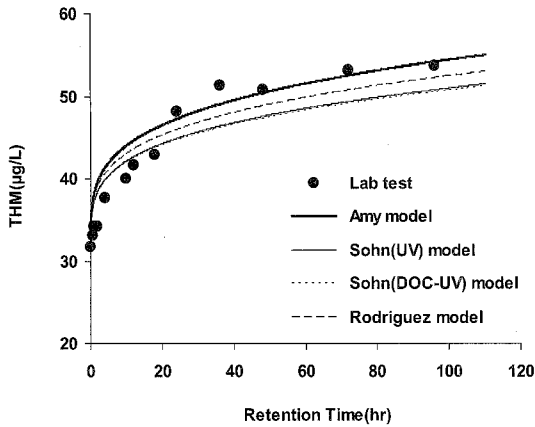


Fig. 4. Comparison of lab test and developed THM models according to retention time.

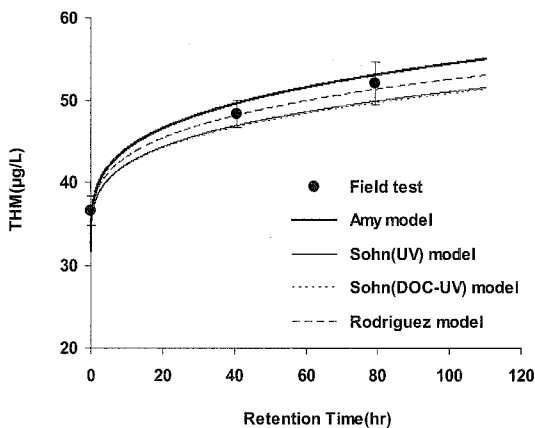


Fig. 5. Comparison of field test and developed THM models according to retention time.

가 예측치에 비해 낮게 나타난 것으로 판단된다. 그러나 현장의 경우 실험대상 시료의 수는 적었으나 실험실 실험에 비해 비교적 잘 예측하는 것으로 나타났으며, 특히, Rodriguez model은 현장 결과를 매우 유사하게 모의하는 것으로 나타났다. Amy와 Shon model에서는 브롬이온이 고려된 반면, Rodriguez model에서는 브롬이온 대신 pH를 고려한 것이 특징적인 차이이며, 적용 대상 시료에서는 브롬이온보다는 pH가 THM 생성에 보다 중요한 영향을 미친 것으로 사료된다. 또한 Rodriguez model은 Table 1에서와 같이 1,800여 개의 다양한 시료를 대상으로 개발되었기 때문에 다른 모델에 비해 잘 예측한 것으로 판단된다.

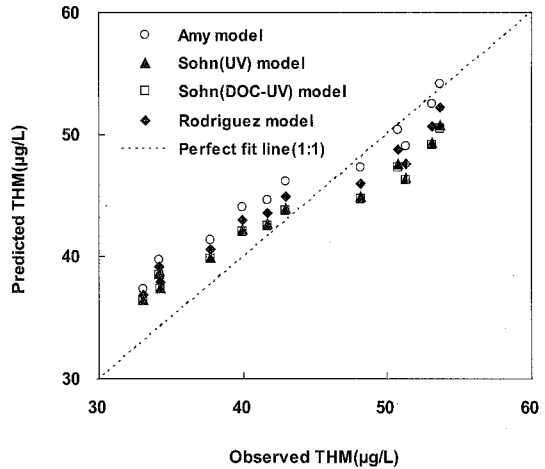


Fig. 6. Correlation of observed THM concentrations by lab test with predicted THM concentrations by several developed models.

Table 2. RMSE of THM models compare with lab and field test

Model	RMSE(root mean squared error)	
	Lab test	Field test
Amy model	3.19	3.02
Sohn(DOC-UV) model	3.16	3.22
Sohn(UV) model	3.22	3.30
Rodriguez model	3.00	2.89

Fig. 6은 실험실 실험에서 구한 THM 농도와 네 종류의 모델을 이용하여 예측한 THM 농도를 비교한 것이다. THM 농도가 45µg/L보다 작은 경우에는 이상적인 추정 값(perfect fit line)에 비해 THM 값들이 모두 과대 예측(overpredicted) 되었으며, 45µg/L보다 큰 경우에는 과소예측(underpredicted) 되는 것으로 나타났는데, 이는 앞서 언급한 바와 같이 전염소 처리가 된 여과수를 대상으로 실험을 수행하다 보니 반응초기에 THM이 적게 생성되었기 때문으로 추정된다. 한편, 실험에 사용한 네 종류의 모델에 의해 구해진 THM 예측결과에 대한 정확성 및 적합성을 비교하기 위하여 모델 예측 값과 실험실 및 현장측정 결과 사이에 제공된 평균 제곱오차(root mean square error, RMSE)를 구하여 요약 정리한 것을 Table 2에 나타내었다. 즉, 실측 값과 추정 값 사이의 RMSE 값이 작을수록 대상 지역의 THM 생성을 정확하게 예

측할 수 있는 적합한 모델이 되는 것이다. 표에서 보는 바와 같이 Rodriguez model의 RMSE 값이 실험실과 현장실험에서 모두 가장 적은 값을 보여 실제 결과를 가장 유사하게 예측하는 것으로 나타났다. 이상과 같이 THM 예측모델이 간단한 수질인자만을 이용하여 관로 내 THM 농도를 모니터링하고 예측하기 위한 도구로서 향후 큰 역할을 할 것으로 기대한다 (Espigares et al., 2003).

#### 4. 결 론

1) 온도변화에 따른 잔류염소 및 THM의 농도변화는 반응시간이 증가함에 따라 수중에 존재하는 유기물과 염소와의 반응에 의해 잔류염소 농도는 감소하고 THM 농도는 증가하였으며, 수온증가에 따른 잔류염소 농도의 감소폭과 THM 농도의 증가폭은 커지는 경향을 보였다.

2) 현장 송수관로에서 24시간 연속 측정된 THM 농도의 변화폭은 크지 않았으나, 체류시간이 증가할수록 THM이 점진적으로 늘어나는 경향은 뚜렷하게 나타났다. 특히, 실험실 실험과 송수관로에서 수행한 현장 실험결과가 유사한 경향을 보였는데, 이는 실험대상 송수관로의 관벽 특성이 THM 생성에 큰 영향을 주지 않는다는 직접적인 결과라 할 수 있다.

3) 실험실과 모델들을 이용하여 예측한 THM 농도가 45 $\mu\text{g/L}$ 보다 작은 반응시간 24시간 이전에는 이상적인 추정 값(perfect fit line)보다 모델에 의해 예측된 값들이 과대 예측(overpredicted) 되었으며, 45 $\mu\text{g/L}$ 보다 큰 경우에는 과소예측(underpredicted) 되는 것으로 나타났다. 이는 대상 정수장에서 전염소 처리를 시행함으로 인해 유기물이 공정내에서 염소와 반응하여 소모됨에 따라 후염소 처리이후 반응초기에 실측치가 예측치에 비해 낮게 나타난 것으로 판단된다.

4) 실험에 사용된 네 종류의 모델들 중에서 Rodriguez model의 제공된 평균 제곱오차가 실험실과 현장실험에서 모두 가장 적은 값을 보여 실제 결과를 가장 유사하게 예측하는 것으로 나타났다. 이는 Rodriguez model이 1,800여 개의 다양한 시료를 대상으로 개발되었기 때문에 다른 모델에 비해 잘 예측한 것으로 판단된다.

#### 사 사

본 연구는 수처리선진화사업단(환경부 ECO-STAR Project, I2WATERTECH 04-3)의 연구비 지원에 의해 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

#### 참고문헌

1. Amy, G., Siddiqui, M., Ozekin, K., Zhu, H-W and Wang, C. (1998) *Empirical based models for predicting chlorination and ozonation byproducts: haloacetic acids, chloral hydrate, and bromate*, EPA report CX 819579.
2. Australian National Health and Medical Research Council (2004) Australian drinking water guidelines, <http://www.nhmrc.gov.au/publications/synopses/eh19syn.htm>.
3. EEC (1998) Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the Quality of Water intended for Human Consumption, *Official Journal of the European Communities*, L330/32, 5.12.98.
4. Elshorbagy, W.A. (2000) Kinetics of THM species in finished drinking water, *J. Water Resour. Plan. Manage.*, **126**(1), pp. 21-28.
5. Espigares, M., Lardelli, P. and Ortega, P. (2003) Evaluating Trihalomethane content in drinking water on the basis of common Monitoring parameters: Regression models, *J. Environmental Health*, **66**(3), pp. 9-13.
6. Nikolaou, A.D., Goufopoulos, S.K., Arhonditsis, G.B., Kolovoyannis, V. and Lekkas, T.D. (2004) Modeling the formation of chlorination by-products in river waters with different quality, *Chemosphere*, **55**(3), pp. 409-420.
7. Office of Public Sector Information (2000) Water supply(water quality) regulations 2000, Water, England and Wales, <http://www.opsi.gov.uk/si/si2000/20003184.htm>.
8. Pourmoghaddas, H. and Stevens, A.A. (1995) Relationship between trihalomethanes and haloacetic acids with total organic halogen during chlorination, *Water Res.*, **29**(9), pp. 2059-2062.
9. Rook, J.J. (1976) Haloforms in drinking water, *AWWA*, **68**(3), pp. 168-172.
10. Rook, J.J. (1974) Formation of haloforms during chlorination of natural waters, *Water Treatment and Examination*, **23**(2), pp. 234-243.
11. Sadiqa, R. and Rodriguez, M.J. (2004) Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review, *Sci. Tot. Environ.*, **321**(1-3), pp. 21-46.



12. Singer, P.C. (1994) Control of disinfection by-products in drinking water. *J. Environ. Engr.*, **120**(4), pp. 727-744.
13. Sohn, J., Amy, G., Cho, J., Lee, Y. and Yoon Y. (2004) Disinfectant decay and disinfection by-products formation model development: chlorination and ozonation by-products, *Wat. Res.*, **38**(10), pp. 2461-2478.
14. USEPA (1999) *Enhanced coagulation and enhanced precipitative softening guidance manual*, EPA 815-R-99-012.
15. USEPA (2006) United States Federal Register, 40 CFR Parts 9, 141 and 142, **71**(2), pp. 388-493.
16. World Health Organization (1993) *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed, Vol. 1, Recommendations.
17. 구윤희 (2004) *배수시스템에서의 수질변동 특성: 잔류 염소와 THMs을 중심으로*, 서울시립대학교 박사학위논문.