

가정에서의 수돗물 사용과 관련된 휘발성 염소소독부산물에 대한 흡입노출 평가

김 희 갑*, 김 문 숙, 윤 지 현

강원대학교 자연과학대학 환경과학과

Assessment of Inhalation Exposure to Volatile Disinfection By-products Associated with Household Uses of Chlorinated Tap Water

Hekap Kim*, Moonsook Kim and Jihyun Yoon

Department of Environmental Science, Kangwon National University,
Chunchon, Kangwon Do 200-701, Korea

ABSTRACT

Volatile disinfection by-products (DBPs) contained in chlorinated tap water are released into household air during indoor activities (showering, cooking, dish-washing, etc.) associated with tap water uses and may cause adverse health effects on humans. Twenty seven subjects were recruited and their homes were visited during the winter of 2002. Tap water, household air, and exhaled breath samples were collected and analyzed for five volatile DBPs (chloroform, bromodichloromethane, dichloroacetonitrile, 1,1-dichloropropanone and 1,1,1-trichloropropanone). Chloroform was a major DBP found in most samples. Tap water chloroform concentrations were not statistically correlated with its household air concentrations, probably due to individual variability in indoor activities such as showering, cooking, and dish-washing as well as household ventilation. Correlation of breath chloroform concentration with household air chloroform concentration showed its possible use as a biomarker of exposure to household air chloroform. Exposure estimates suggested that inhalation during household stay be a major route of exposure to volatile DBPs and that ingestion of tap water be a trivial contributor to the total exposure in Koreans.

Key words : disinfection by-products, exhaled breath, indoor activity, inhalation, tap water

서 론

염소는 여러 종류의 수돗물 소독제(오존, 클로라민, 이산화염소 등) 중 국내에서 가장 널리 사용되고 있다. 그렇지만 물에 첨가된 염소는 반응성

이 강한 HOCl 및 OCl⁻의 형태로 전환되어 부식산(humic acids) 및 펄빅산(fulvic acids)과 반응하여 일명 염소소독부산물(disinfection by-products: DBPs)이라고 불리는 다양한 종류의 화합물들을 생성하게 된다(Krasner *et al.*, 1989). DBPs 중에서 일반적으로 가장 높은 농도로 검출되는 것은 THMs(trihalomethanes; 트리할로메탄)이기 때문에, 수돗물과 관련된 역학연구는 THMs에 대한 노출

* To whom correspondence should be addressed.

Tel: 033-250-8577, E-mail: kimh@kangwon.ac.kr

과 방광암(McGeehin *et al.*, 1993; King and Marrett, 1996) 및 직장암(Hildesheim *et al.*, 1998; Koivusalo *et al.*, 1998)과 같은 암의 발생과의 연관성에 초점을 맞추어 왔다.

그렇지만, 이와 같은 역학연구에서 가장 큰 문제점은 노출평가에 있어서 많은 불확실성이 잠재해 있다는 것이다. 그 이유는 대부분의 역학연구에서 노출을 분류할 때 가정에 수도물의 공급 유무, 정수장에서 THMs의 농도 등에 기준을 두고 있고, 개인의 활동을 고려하지 않아 실제로 노출되는 수준과는 큰 차이가 나기 때문이다(Relif *et al.*, 1996). 개인이 수도물 중의 DBPs에 노출되는 수준은 수도물 중에서의 농도 뿐만 아니라 개인의 생활 패턴(물 섭취량, 물 가열 시간, 가정에 머무르는 시간, 샤워시 사용되는 물의 온도 및 양/시간, 가정에서의 환기 등)에 의해 좌우되기 때문에 보다 정확한 노출 평가를 위해서는 이러한 점들이 또한 고려되어야 한다.

인간은 섭취 및 피부흡수 뿐만 아니라 공기의 흡입을 통해 휘발성 DBPs에 노출된다. 이러한 화합물들에 대한 노출량은 호기(exhaled breath), 혈액 또는 소변 중에서의 농도를 측정하여 추정할 수 있는데, 이 중에서도 특히 호기 시료는 chloroform에 대한 흡입을 추정하기 위하여 여러 연구자들에 의해 가장 널리 시도되었다(Jo *et al.*, 1990; Weisel and Shepard, 1994; Weisel *et al.*, 1999). 이는 호기 중 휘발성 화합물의 농도가 혈류에서의 농도와 관련이 있으므로 인체 부하(body burden)의 변화를 결정하는데 있어서 대신 활용될 수 있으며, 혈액 시료와 비교할 때 비침투적이고 낮은 수준까지도 충분히 검출할 수 있을 만큼 민감하기 때문이다. 그렇지만 이 방법은 chloroform을 포함한 대부분의 휘발성 화합물의 반감기가 매우 짧기 때문에 마지막 노출이 언제 일어났는지에 대해 추정해야 하는 단점을 가지고 있다.

본 연구에서는 일부 가정을 방문하여 수도물, 실내 공기 및 가정 주부로부터의 호기 시료를 채취하여 휘발성 염소소독부산물에 대하여 분석한 뒤, 호기 중 chloroform의 농도가 흡입을 통한 노출의 생체지표로서 사용가능한지를 평가하고 각 노출 경로별 휘발성 DBPs에 대한 노출량을 추정하여 비교하고자 하였다.

재료 및 방법

1. 시약

본 연구에서 사용된 표준물질인 chloroform (CF), bromodichloromethane (BDCM), dichloroacetonitrile (DCAN) 및 1,1-dichloropropanone (DCP)과 내부 표준물질로 사용된 1-bromo-3-chloropropane (BCP)은 Fluka Chemie, 1,1,1-trichloropropanone (TCP)은 Supelco사의 것을 구입하였다. 또한 추출 용매로 사용된 *t*-butyl methyl ether (MTBE)와 sodium thiosulfate ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$)는 Fluka Chemie의 것을, 그리고 sodium sulfate (Na_2SO_4)는 Junsei의 것을 구입하였으며, 모두 정제하지 않고 그대로 사용하였다.

2. 현장 시료 채취

출근에 거주하고 있는 27명의 가정주부를 연구 대상으로 선정하였으며, 방문 당일에 물 사용(정수기 사용, 마시는 물의 종류, 요리할 때 사용되는 물의 종류, 샤워 및 목욕의 빈도 및 시간, 설거지 빈도 및 시간 등) 뿐만 아니라 환기 정도와 시간, 그리고 지난 24시간 동안 가정에서 보낸 시간 등에 관하여 설문조사를 실시하였다. Fig. 1은 시료 채취 장소를 지도에 표시한 것이다.

설문조사를 실시하는 동안에 거실에서는 휴대용 펌프(SKC)를 사용하여 Tenax TA (20/35 mesh, 70 mg, Alltech)와 Carboxen 569 (20/45 mesh, 130 mg, Supelco)가 충전된 흡착관에 100 mL/min의 유속으로 20~30분 동안에 걸쳐 공기 시료를 채취하였고, 주방의 수도꼭지에서는 약 10 mg의 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 가 들어있는 40 mL 용량의 유리 용기에 수도물을 채취하였다. 설문조사가 끝난 후 연구대상자는 한 쪽 끝에는 휘발성 유기화합물을 제거할 수 있는 필터(North, Part No. 7583P100)가, 다른 쪽 끝에는 15 L 용량의 non-diffusing gas collection bag(Hans Rudolph, Inc.)가 연결된 two-way non-rebreathing T-shaped valve(Hans Rudolph, Inc.)에 클립으로 코를 막은 채 마우스피스를 사용하여 호흡함으로써 백에 호기 시료를 채취하였다(Fig. 2). 백에 채취된 호기 시료는 공기 시료와 같은 방법으로 즉시 흡착관으로 옮겼다.

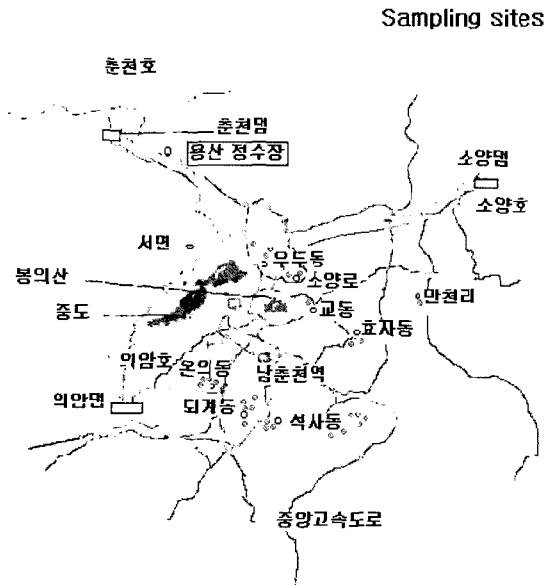


Fig. 1. Location of sampling sites (designated by filled circles).

채취된 시료는 아이스박스에 넣어 실험실로 운반한 후, 물 시료는 약 4°C에서, 공기 및 호기 시료(흡착관)는 약 -18°C에서 분석 전까지 저장하였다가 15일 이전에 분석하였다.

3. 수돗물 시료 분석

수돗물 시료 20 mL를 40 mL 용량의 EPA 유리 용기에 옮긴 후 내부표준물질로 1-bromo-3-chloropropane (BCP)이 함유된 MTBE 2 mL를 넣고 4 g의 Na₂SO₄를 가한 후 orbital mechanical shaker (Maxi-Mix III type 65800, Thermolyne)를 사용하여 1800 rpm에서 5분 동안 흔들어서 주었다. 두 층이 분리된 후 위의 MTBE층 약 1 mL를 4 mL의 작은 용기에 옮긴 후 분석 전까지 냉장 보관하였다.

준비된 분석시료는 기체 크로마토그래프(도남 인스트루먼트)-펄스방전전자포획검출기 (Valco) (gas chromatograph-pulsed discharge electron capture detector: GC-PDECD)를 사용하여 분석하였다. 분리에 사용된 칼럼은 모세관 칼럼인 HP-5 (30 m × 0.32 mm × 0.25 μm)이었으며, 칼럼 운반 기체는 초고순도 He으로 유속은 1 mL/min로 설정하였다. 주입구 및 검출기의 온도는 각각 200 및 300°C이었고, 오븐 온도는 초기에 35°C에서 4분



Fig. 2. The apparatus for collecting exhaled a breath sample from each subject. The subject was asked to close her nose with a clip and breathe (inhale and exhale) via the mouth only. She inhaled air purified through the filter and exhaled breath into the 15 L non-diffusing sampling bag. The collected breath was transferred into an adsorbent tube filled with Tenax TA (20/35 mesh, 70 mg) and Carboxen 569 (20/45 mesh, 130 mg).

동안 머물고 80°C까지 10°C/min로 증가한 후에 40°C/min로 280°C로 승온시켜 7분 동안 머무르도록 하였다. 이러한 조건하에서 CF, BDCM, DCAN, DCP, TCP 및 BCP의 머무름시간은 각각 2.96, 4.34, 4.65, 4.98, 7.74 및 8.26분이었다.

각 분석물질에 대한 검량선은 다섯 농도에 대하여 작성하였는데, 표준물질을 초순도의 증류수에 spike한 후에 시료에 대해서와 같은 절차를 따라 분석하였으며, 이 때 각 화합물에 대한 직선 회귀식의 결정계수(r^2)는 0.997 이상이었다. 각 분석물질에 대한 회수율은 85% 이상이었으며 검량선 작성 시료의 분석과 동일한 절차를 따라 이루어졌으므로 회수율을 고려하여 농도를 보정하지는 않았다.

4. 흡착관 시료의 분석

흡착관 시료 분석을 위해 표준 혼합가스는 2 L 용량의 static dilution bottle (Supelco)에 일정한 부피의 각 표준물질 (CF, BDCM, DCAN, DCP 및 TCP)을 10 L의 microsyringe로 주입한 후 100°C에서 30분 동안 가열하여 휘발시켜 제조하였다. 제조된 가스는 250 μL 용량의 gas-tight syringe로

일정한 부피를 취한 후, 150°C 정도로 가열되고 있는 동안에 고순도 질소(대성산소)가 200 mL/min의 유속으로 흐르고 있는 250 mL 용량의 gas sampling bulb에 septum을 통해 주입하여 5분 동안 방치하여 연결된 흡착관으로 표준가스들이 이동하여 흡착되도록 하였다. 제조된 표준가스 흡착관 시료는 열탈착장치-기체 크로마토그래프(thermal desorber-gas chromatograph: TD-GC)로 분석하여 검량선을 작성하였다. 공기 및 호기 시료는 고순도 질소로 200 mL/min의 유속으로 20분 동안 흘려주어 dry purge(흡착제 중의 수분 제거) 시킨 후 TD-GC로 분석하였다.

TD의 조건은 이수형 등(2002)의 방법을 따랐다. 탈착 온도는 250°C로 설정하였고 탈착 시간은 10분이었으며, 이 때 초고순도 헬륨을 40 mL/min로 흘려주었다. 탈착된 분석물질들은 -30°C 정도로 유지되고 있는 cold trap(Tenax TA 60/80 mesh 100 mg)에 농축되었다가 700°C/min의 속도로 빠르게 가열하여 240~260°C에서 5분 동안 탈착시켜 GC에 주입한 후 분리, 분석하였다.

GC-PDECD의 분석조건은 다음과 같았다. 분리에 사용된 칼럼은 DB-624 (30 m × 0.25 mm × 1.4 μm, J&W Scientific)이었고, 주입구 및 검출기의 온도는 각각 200 및 260°C로 유지하였다. 오븐 온도프로그램은 초기온도 70°C에서 8분 동안 머물고 130°C까지 10°C/min의 경사로 증가한 후 30°C/min로 240°C까지 승온시켜 10분 동안 유지시켰다.

결과 및 고찰

1. 수돗물, 실내 공기 및 호기 중 휘발성 DBPs의 농도 분포

분석 대상화합물 5종 중 CF는 대부분의 시료에서 검출된 반면에, BDCM 및 DCAN은 일부 시료에서만 검출되었다. 이때 CF, BDCM 및 DCAN의 머무름시간은 각각 5.65, 9.31 및 10.7분이었다. 수돗물 중 휘발성 DBPs에 대하여 추정된 방법검출한계(method detection limit: MDL)는 S/N 비 3을 기준으로 CF, BDCM, DCAN, DCP 및 TCP에 대하여 각각 1.2, 0.46, 1.6, 1.6 및 0.49 μg/L이었다. CF와 BDCM은 27개 시료 중 한 곳을 제외한 나머지

26개의 시료에서 검출된 반면에, DCAN은 단지 3개의 시료에서만 검출되었고 DCP와 TCP는 모든 시료에서 검출한계 이하였다. CF의 최소 농도는 1.2(검출한계)이었고 최대 농도는 35 μg/L이었으며, BDCM의 농도는 CF의 농도보다 훨씬 낮아 최저 0.46 최고 3.8 μg/L를 나타내었다(Table 1). CF와 BDCM의 농도 분포는 동일한 지역(춘천)에서 1998년부터 1999년에 걸쳐 측정된 값(CF 0.79~42 μg/L; BDCM 0.31~4.9 μg/L)과 비슷한 양상을 나타냈다(Lee *et al.*, 2000).

실내 공기 중 CF는 하나의 시료를 제외한 나머지 모든 시료에서 검출된 반면에, BDCM은 15개의 시료에서만 검출되었다. CF의 농도 범위는 1.2~35 μg/m³이었고 중앙값은 0.89 μg/m³이었다. 이 중앙값은 1984년 1월에 미국 LA의 24 가정을 대상으로 실시한 조사 결과의 중앙값인 1.6 μg/m³보다는 낮은 수치이지만, 같은 해 5월(23 가정)에 실시한 조사에서 얻은 결과인 0.8 μg/m³과는 매우 유사하였고(Wallace *et al.*, 1988), Contra Costa 지역에서 6월에 실시한 조사에서 얻은 결과인 0.4 μg/m³보다는 다소 높은 농도를 나타내었다(Wallace *et al.*, 1988). 그렇지만, 실내 공기 중 휘발성 유기 화합물의 농도는 배출량 뿐만 아니라 환기 등 여러 가지 인자들에 의해서도 영향을 받으므로 이들에 대한 언급도 동시에 필요하다고 본다. 또한 이러한 연구 결과들은 CF의 실내 공기 중의 농도가 실외 공기 중의 농도보다 유의하게 더 높은 결과를 얻어 CF의 주요 배출원이 실내에 있음을 보여 주었다.

호기 중 CF는 6개의 시료를 제외한 21개의 시료에서 검출된 반면에, BDCM은 모든 시료에서 검출한계 이하였으므로 자료 분석에서 제외하였다(Table 1). 호기 중 CF의 농도는 중앙값이 0.19 μg/m³, 범위는 0.07~1.78 μg/m³이었는데, 이는 1980년에 미국 New Jersey 주민을 대상으로 실시한 연구에서 얻은 중앙값 3.5 μg/m³, 범위 0.09~53.00 μg/m³에 비하면 매우 낮은 값이었다(Wallace *et al.*, 1984).

2. Chloroform의 수돗물 중의 농도와 공기 중의 농도와의 관계

Chloroform (CF)은 공기 중에서 하나의 시료를

Table 1. Descriptive statistics for tap water concentrations (CF and BDCM), household air concentrations (CF and BDCM), and exhaled breath concentrations (CF only)

	Tap water		Home air		Breath
	CF (µg/L)	BDCM (µg/L)	CF (µg/m³)	BDCM (µg/m³)	CF (µg/m³)
Mean	11.0	1.98	1.43	0.13	0.28
Median	10.6	1.81	0.89	0.11	0.19
sd	5.7	0.69	1.50	0.13	0.35
Min.	1.20*	0.46*	0.07*	0.07*	0.07*
Max.	35.0	3.76	6.90	0.54	1.78

*Below the method detection limit.

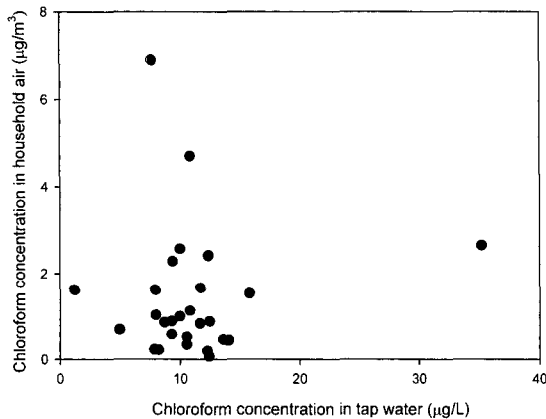


Fig. 3. The plot of chloroform concentration in water vs. chloroform concentration in household air. The two variables were not statistically correlated at the 5% level of significance ($p=0.726$).

제외한 모든 시료에서 검출된 반면에 나머지 화합물들은 일부 시료에서만 검출되어 CF에 대해서만 수도물 중의 농도와 실내 공기 중의 농도와의 관계를 분석하였다. SPSS (version 10.0)를 이용하여 선형 회귀분석을 실시한 결과 5% 유의수준에서 수도물 중의 농도는 공기 중의 농도와 통계적으로 유의한 상관관계를 나타내지 않았다. 두 변수간의 관계는 Fig. 3에 그래프로 나타내었다.

이러한 결과는 수도물 중에 존재하는 휘발성 소독부산물은 가정에서 요리, 설거지, 샤워, 목욕 등의 활동 패턴에 따라 실내 공기 중으로 방출되는 양이 다르며, 또한 환기 정도 및 시간이 농도에 영향을 줄 수 있기 때문이라고 할 수 있다. Andelman (1985)은 휘발성 유기화합물이며 흔한

지하수 오염물질인 trichloroethylene (TCE)에 대해 모델 샤워를 사용하였을 때 공기 중 TCE의 농도는 물 중의 TCE의 농도, 물의 온도 및 물의 낙하 거리에 따라 증가한다는 것을 보여주었고, 실내 공기 모델을 실행한 결과 흡입 노출 경로는 직접적인 경구섭취보다 더 많은 노출을 인체에 가져다 줄 수 있음을 보여주었다. 따라서, 수도물 중 VOCs의 농도가 높다고 해서 반드시 실내 공기 중에서의 농도가 높은 것이 아니라, 여러 가지의 실내 활동이 복합적으로 작용함으로써 가정에서 머무르는 동안에 흡입노출에 영향을 줄 수 있다는 것을 알 수 있다.

3. 공기 중의 농도와 호기 중의 농도와의 관계

호기 중의 농도는 시간에 따라 변하기 때문에 호기 시료의 분석 결과를 생체지표로 사용하고자 할 경우에는 주의를 기울여야 함에도 불구하고, 휘발성 유기화합물에 대한 최근의 환경 및 직업 노출의 결과 증가된 인체부하 (body burden)를 비침투적으로 측정하는 데에 사용되어 왔다 (Weisel et al., 1992; Pleil and Lindstrom, 1997). 이는 호기는 일정한 분배계수 내에서 혈액 중의 농도와 직접적으로 관련이 있기 때문인 것으로 알려져 있다.

가정을 방문하는 동안에 가정주부들은 Fig. 2의 장치를 통해 정확된 공기를 입으로 들이마시고 다시 입으로 내뿜어서 호기 시료를 15L 용량의 백에 채취하였다. 이를 흡착관에 옮겨 분석한 농도와 공기 중의 농도와의 상관관계를 분석한 결과 두 변수간에는 5%의 유의수준에서 통계적으로 유의한 상관관계를 나타내었다 ($p=0.000$; $r^2=$

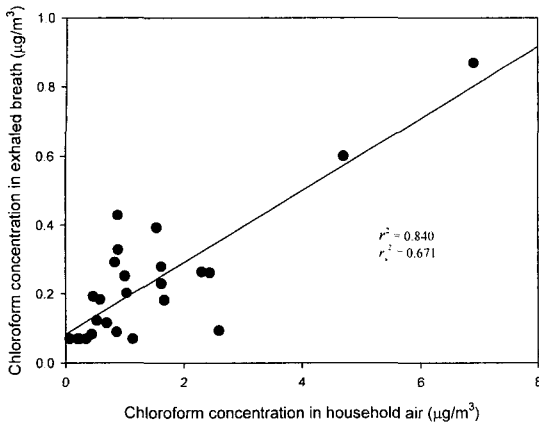


Fig. 4. Relationship between household air chloroform concentration and exhaled breath chloroform concentration. The two variables were significantly correlated with $r^2=0.840$ and $r_s^2=0.671$ at a significance level of 0.05.

0.840; $r_s^2=0.671$). Fig. 4는 두 변수간의 관계를 그래프로 나타낸 것이다.

이와 같은 결과를 토대로 할 때 가정 방문시 호기 중 CF의 농도는 실내 공기에 대한 흡입노출의 생체지표로서 사용하는 것이 가능하다는 것을 제안하고 있다. 그렇지만, CF는 실내 공기의 흡입 이외에도 샤워하는 동안에 피부나 호흡기를 통해 인체에 노출되므로 (Jo *et al.*, 1990) 이와 같은 활동으로부터 비롯되는 인체 부하를 동시에 고려하여 야만 하는 제한점을 가지고 있다.

CF는 주방, 거실 및 침실 등에서 호흡기를 통해서 뿐만 아니라, 샤워나 목욕시 호흡기 및 피부를 통해서도 체내의 내부용량 (internal dose)을 증가시킬 수 있는 것으로 보고되었다 (Andelman, 1985; McKone, 1987; Jo *et al.*, 1990). 그렇지만, 샤워나 목욕이 요리, 설거지, 세탁 등의 기타 활동에 비해 실제로 실내 공기 중의 CF의 농도에 상대적으로 얼마만큼 더 많이 기여하는지에 대한 구체적인 자료는 아직 제시된 바 없다. Jo *et al.* (1990)은 샤워 동안에 피부를 통한 CF의 흡수는 호흡기를 통한 노출과 거의 유사한 수준이라고 보고하였다. 그리고 샤워 동안에 욕실의 공기 중으로 배출된 CF는 욕실 출입시에 추가적인 노출을 가져올 뿐만 아니라, 가정의 다른 공간으로 확산되어 거실 및 침실에 있어서의 농도 증가에 기여하게 되

로 실제로 호흡기를 통한 노출은 단지 샤워하는 동안 뿐만 아니라 가정에서 머무는 동안에도 계속된다고 추측할 수 있다. 게다가 요리, 설거지, 세탁 등의 활동도 실내 공기 중에서의 농도 증가를 가져올 것으로 예상된다. 이와 같은 점들을 고려해 볼 때 CF를 포함한 휘발성 DBPs에 대한 노출은 흡입 노출 이외에도 피부 노출 및 기타 작업장에서의 노출 등을 통해서도 일어날 수 있지만, 대부분의 시간을 가정에서 보내는 경우에는 가정에서의 공기 중 CF에 대한 노출을 잘 반영할 수 있을 것으로 판단된다.

4. 가정에서 경로별 chloroform 노출량과 발암위해도 평가

가정에서 머무는 동안의 흡입노출량은 실내에서 머무는 동안 및 샤워하는 동안으로 나누어 추산하였다. 측정 및 조사 자료는 단일값으로 평균값을 사용하였는데, 가정에서 머무는 시간 및 샤워 시간은 설문조사에서 얻은 결과의 평균값인 18.6시간 (하루 중 78%) 및 10분을, 실내 공기 및 샤워 중 CF의 농도는 1.4 (이 연구에서 얻은 농도의 평균값) 및 14.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (연구자의 미발표 자료로 10분 샤워 중 욕실에서 CF의 농도)을 사용하였으며, 성인의 호흡속도는 18 m^3/day (0.0125 m^3/min), 그리고 성인의 체중은 72 kg을 가정하여 계산하였다 (Gephart *et al.*, 1994). 이 때 사용한 식은 다음과 같았다:

$$D_i = \frac{E_r \times C_a \times R \times T}{BW}$$

여기에서

- D_i = 흡입노출로 인한 CF 용량 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
- E_r = 호흡기계를 통한 CF의 흡수율 (0.77)
- C_a = 공기 중의 농도 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- R = 호흡 속도 (0.0125 m^3/min)
- T = 노출 시간 (18.6 min/10 min)
- BW = 표준 인간의 체중 (72 kg)

위의 식을 이용하여 계산한 CF의 내부용량은 가정에서 머무는 동안에는 0.21 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 샤워하는 동안에는 0.020 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 이었다. 따라서 가정에서 거실이나 침실 등에 머무는 동안에 노출되는 CF의 용량은 샤워하는 동안에 흡입되는 용량의 약 10

배에 이르는 것으로 추정되었다.

또한 Jo *et al.* (1990)에 따르면 샤워하는 동안에 피부를 통한 노출은 흡입을 통한 노출의 93% (0.93) 정도이므로, 피부를 통한 노출량은 다음의 식에 의해 추정하였다.

$$D_d = D_i \times F$$

여기에서

D_d = 피부노출로 인한 CF의 용량 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

F = 흡입노출로부터의 인체부하와 피부노출로부터의 인체부하의 비율 (0.93)

위의 식으로 계산한 피부노출 용량은 $0.019 \mu\text{g}/\text{kg}$ ($0.020 \mu\text{g}/\text{kg} \times 0.93$)으로 평가되었다.

또한 섭취노출량(내부용량)은 수돗물 중 CF의 농도가 $10.7 \mu\text{g}/\text{L}$ (이 연구에서 얻은 값의 평균), 1일 물 섭취량은 1.4L, 섭취한 수돗물 중 가열하지 않고 마시는 비율이 5%, 그리고 위장관에서 CF의 흡수율 100%를 가정하고 다음의 식에 의해 계산하였다:

$$D_{\text{ing}} = \frac{E_i \times C_w \times A_w}{BW}$$

여기에서

D_{ing} = 섭취노출로 인한 용량 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

E_i = 위장관을 통한 CF의 흡수율 (1.0)

C_w = 수돗물 중의 농도 ($\mu\text{g}/\text{L}$)

A_w = 1일 가열하지 않은 수돗물의 섭취량 ($1.4 \text{ L} \times 0.05 = 0.07 \text{ L}$)

BW = 표준 인간의 체중 (72 kg)

위의 식을 이용하여 계산한 CF의 섭취 용량은 $0.010 \mu\text{g}/\text{kg}$ 로 추정되었다.

이와 같은 방법으로 얻은 결과를 기초로 하여 CF의 가정에서 머무는 동안의 흡입노출, 샤워 중 흡입/피부노출 및 수돗물 섭취노출 등에 대한 평생 발암위해도를 추정하였다. CF 노출에 대한 potency slope (q)는 linearized multistage (LMS) model을 이용하여 외삽함으로써 구하였는데, 이는 경구섭취 노출에 대한 모델을 흡입 및 피부 노출까지 확장시켜 평가한 것으로, 그 값은 $0.26 (\text{mg}/\text{kg}/\text{day})^{-1}$ 이었다 (Marty, 1989). 여기에서 발암위해도 평가에 사용된 모델은 다음 식으로 나타낼 수 있다.

$$P_d = q \times D \times 10^{-3}$$

여기에서

P_d = 평생 발암위해도

q = 발암 potency slope [$(\text{mg}/\text{kg}/\text{day})^{-1}$]

D = CF 용량 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)

위의 식을 이용하여 평가한 CF 위해도는 Table 2에 요약하였다. 가정에 머무르고 있는 동안에 호흡기를 통해 CF에 노출된 결과 발암위해도는 62×10^{-6} 으로 평가되었고, 샤워를 통한 노출로 인해서 호흡기와 피부 경로를 통틀어 10×10^{-6} 으로 평가되어, 가정에서 머무는 동안에 호흡기를 통한 노출은 단시간 내에 고농도로 노출되는 경우인 샤워에 못지 않을 만큼(여기에서는 약 6배 높음)의 위해도에 기여하는 것으로 평가되었다. 또한 한국인의 경우 마시는 물의 대부분은 보리차나 옥수수차와 같은 곡차를 끓여 마시거나 일부는 정수기를 사용하여 정화된 수돗물을 마시게 되므로, 대부분의 섭취하는 물에는 CF이 함유되지 않은 것으로 보고되었다(김희갑과 이수형, 1999). 따라서 극히 일부만이(여기에서는 5%라고 가정) 수돗물 자체를 마시게 되므로 경구섭취를 통한 CF 노출량은 매우 작아 발암위해도에 대한 기여는 샤워보다 더 낮음을 알 수 있다.

여기에서 추정한 값은 Jo 등(1990)이 샤워 및 경구섭취에 대해 추정된 값들에 비해 매우 낮은데(샤워 122, 경구섭취 2 L-180; 0.15 L-13), 이는 물 중의 농도 ($24.5 \mu\text{g}/\text{L}$) 및 섭취량 뿐만 아니라, 공기 중의 농도 ($157 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vs. 이 연구 $14.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$)에 있어서 큰 차이를 보이기 때문이다.

이와 같은 발암위해도 평가에 있어서 유의해야 할 점은 계산된 용량이 동계에 얻은 자료를 바탕

Table 2. Chloroform doses and the corresponding lifetime cancer risk estimates based on this study

Exposure type	Lifetime average daily dose ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	Cancer risk (per million)
Household stay (18.6 hr)	0.21	62
Normal shower (10 min)		
Inhalation	0.020	5.2
Dermal	0.019	4.9
Total	0.039	10
Tap water ingestion (0.07 L)	0.010	2.6

으로 한 것이기 때문에 다른 계절에까지 확장시켜 그대로는 적용시킬 수 없다는 것이다. 또한 가정에 따라 물 중에서의 CF의 농도, 활동 정도, 환기 상태 등이 다르기 때문에 일반화시키기 위해서는 더 많은 집단에 대한 연구가 필요하다고 생각된다. 그렇지만 같은 지역 내에서 얻은 자료를 바탕으로 하여 추정된 값이기 때문에 상대적으로 발암위해도에 대한 기여도를 평가하는데는 활용될 수 있을 것으로 판단된다.

결 론

이 연구에서 얻어진 결론을 요약하면 다음과 같다.

수돗물 중 chloroform의 농도가 직접적으로 가정의 공기 중에서의 농도를 결정하는 것은 아니다. 그 이유는 가정에서의 여러 가지 활동(예, 샤워, 설거지, 요리, 세탁 등) 및 환기 정도 등도 함께 농도에 영향을 미치기 때문이다. 또한 대부분의 시간을 가정에서 보내는 경우에서처럼 비록 제한적이기는 하지만 호기 중의 chloroform의 농도는 실내 공기 중의 농도와 상관관계를 나타내기 때문에 흡입을 통한 노출의 생체지표로서 활용될 수 있음을 이 연구에서는 시사하고 있다. 이 연구에서 얻은 자료를 기반으로 하여 추정된 평생 발암위해도는 가정에서의 활동에 의해 실내 공기 중으로 배출된 chloroform과 같은 휘발성 유기화합물들은 가정에 머무는 동안에 계속해서 사람에게 노출되기 때문에 단시간의 고농도 노출인 샤워(흡입 및 피부흡수)나 수돗물의 섭취 노출보다도 오히려 더 높은 것으로 평가되었다.

감사의 글

본 연구는 한국과학재단 목적기초연구(R02-2000-00202) 지원으로 수행되었으며 이에 감사드립니다.

참 고 문 헌

김희갑, 이수형, 조리시 가열에 따른 수돗물 중 염소소독

- 부산물의 농도 변화와 인체 섭취 노출. 한국환경독성학회지 1999; 14: 35-43.
- 이수형, 송희남, 김희갑. 공기 중 휘발성 유기화합물의 측정을 위한 열탈착-분석시스템의 구성 및 평가. 한국환경독성학회지 2002; 17: 63-71.
- Andelman, JB. Inhalation exposure in the home to volatile organic contaminants of drinking water. *Sci. Total Environ.* 1985; 47: 443-460.
- Gephart, LA, Tell, JG and Triemer, LR. Exposure factors manual. *J. Soil Contam.* 1994; 3: 1-71.
- Hildesheim, ME, Cantor, KP, Lynch, CF, Doseneci, M, Lubin, J, Alvanaja, M and Craun, G. Drinking water sources and chlorination by-products: II. Risk of colon and rectal cancers. *Epidemiology* 1998; 9: 29-35.
- Jo, WK, Weisel, CP and Liroy, PJ. Chloroform exposure and health risk associated with multiple uses of chlorinated tap water. *Risk Anal.* 1990; 10: 581-585.
- King, WD and Marrett, LD. Case-control study of bladder cancer and chlorination by-products in treated water (Ontario, Canada). *Cancer Causes Control* 1996; 7: 596-604.
- Koivusalo, M, Pukkala, E, Vartiainen, T, Jaakkola, JJK and Hakulinen, T. Drinking water chlorination and cancer a historical cohort. *Cancer Causes Control* 1998; 8: 192-200.
- Krasner, SW, McQuire, MJ, Jacangelo, JG, Patania, NL, Reagan, KM and Aieta, EM. The occurrence of disinfection by-products in US drinking water. *J. AWWA* 1989; 81: 41-53.
- Lee, S., Park, J., Lee, H. and Kim, H. Variations of disinfection by-products in a chlorinated drinking water distribution system. *J. Environ. Sci.* 2000; 4: 71-78.
- Lin, T-F and Hoang, S-W. Inhalation exposure to THMs from drinking water in South Taiwan. *Sci. Total Environ.* 2000; 246: 41-49.
- Marty, MA. A health risk assessment for airborne chloroform. Presented at the 82nd Annual Meeting of APCA, Anaheim, California, June 1990; 25-30.
- McGeehin, MA, Relif, JS, Beecher, JC and Mangione, EJ. Case-control study of bladder cancer and water disinfection methods in Colorado. *Am. J. Epidemiol.* 1993; 138: 492-501.
- McKone, TE. Human exposure to volatile organic compounds in household tap water: The indoor inhalation pathway. *Environ. Sci. Technol.* 1987; 21: 1194-1201.
- Pleil, JD and Lindstrom, AB. Exhaled human breath measurement method for assessing exposure to halogenated volatile organic compounds. *Clinical Chem.* 1997; 43:

- 723-730.
- Relif, JS, Hatch, MC, Bracken, M, Holmes, LB, Schwetz, BA and Singer, PC. Reproductive and developmental effects of disinfection by-products in drinking water. *Environ. Health Perspect.* 1996; 104 : 1056-1061.
- Wallace, LA, Pellizzari, E, Hartwell, T, Rosenzweig, M, Erickson, M, Sparacino, C and Zelon, H. Personal exposure to volatile organic compounds. I. Direct measurements in breathing-zone air, drinking water, food, and exhaled breath. *Environ. Res.* 1984; 35 : 293-319.
- Wallace, LA, Pellizzari, ED, Hartwell, TD, Whitmore, R, Zelon, H, Perritt, R and Sheldon, L. The California TEAM Study: Breath concentrations and personal exposures to 26 volatile compounds in air and drinking water of 188 residents of Los Angeles, Antioch, and Pittsburg, CA. *Atmos. Environ.* 1988; 22 : 2141-2163.
- Weisel, CP and Jo, W-K. Ingestion, inhalation, and dermal exposure to chloroform and trichloroethene from tap water. *Environ. Health Perspect.* 1996; 104 : 48-51.
- Weisel, CP and Shepard, TA. Chloroform exposure and the body burden associated with swimming in chlorinated pools. In: Wang, RGM (Ed.), *Water Contamination and Health.* Marcel Dekkar, New York, 1994.
- Weisel, CP, Jo, WK and Liou, PJ. Utilization of breath analysis for exposure and dose estimates of chloroform. *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.* 1992; 1 : 55-69.
- Weisel, CP, Kim, H, Haltmeier P and Klotz, JB. Exposure estimates to disinfection by-products of chlorinated drinking water. *Environ. Health Perspect.* 1999; 107 : 103-110.