

음용수 중 유해 화학 물질에 대한 위험성 평가에 관한 연구 - I. 발암성 화학 물질을 중심으로 -

정 용 · 신동천 · 김종만 · 박성은 · 양지연
이자경 · 황만식 · 박연신

연세대학교 환경공학 연구소

Study on Health Risk Assessment of Carcinogenic Chemicals in Drinking Water

Yong Chung, Dong-Chun Shin, Jong-Man Kim, Seong-Eun Park,
Ji-Yeon Yang, Ja-Koung Lee, Man-Sik Hwang and Yeon-Shin Park

The Institute for Environmental Research, Yonsei University(IERY)

ABSTRACT

The purpose of this research is to assess the health risk of pollutants in drinking water and recommend the guidelines and management plans for maintaining good quality of drinking water. This study has been funded as a national project for three years from 1992 to 1995.

This study(the second year, 1993~1994) was conducted to monitor 32 species of carcinogenic chemicals such as volatile organic compounds(VOCs), polynuclear aromatic hydrocarbons(PAHs), pesticides and heavy metals of drinking water at some area in six cities of Korea, and evaluate health risk due to these chemicals through four main steps of risk assessment in drinking water.

In hazard identification, 32 species of carcinogenic chemicals were identified by the US EPA classification system. In the step of exposure assessment, sampling of raw, treated and tap water from the public water supply system had been conducted from 1993 to 1994, and 32 chemicals were analyzed. In dose-response assessment, cancer potencies, unit risk estimates and virtually safe doses of carcinogens were obtained by TOX-RISK (Version 3.1). In risk characterization of detected chemicals, health risk due to carcinogens such as vinyl chloride, carbon tetrachloride, dichloromethane, 1, 2-dichloromethane, chloroform, benzene and arsenic of tap water in several cities exceeded 10^{-5} level. We suggest that non-regulated chemicals which exceed 10^{-5} excess cancer risk level, such as vinyl chloride, carbon tetrachloride and 1, 2-dichloroethane, should be monitored periodically and be regulated by the Drinking Water Management Act, and database for exposure parameter of our own situation should be established.

서 론

식수원으로 사용하고 있는 호수나 하천이 날로 오염되어 매일 마시는 물조차 우리의 건강을 위협하고 있는 실정이다. 더욱이 최근에 일어난 일련의 수질오염 사건은 사회적으로 큰 관심의 대상이 되었을 뿐만 아니라 국민의 불신을 부채질하는 계기가 되었다.

세계보건기구에서는 음용수에서 발생 가능한 오염물질을 대상으로 건강 위해성 평가(Health Risk Assessment)를 통해 100여종의 물질에 대한 권고치를 마련하고 있다.²⁾ 미국 환경보호청(Environmental Protection Agency; EPA)의 경우 정책적으로 위해성 평가 결과에 의거하여 약 250여종의 물질에 대한 음용수질기준 목표치인 MCLGs(Maximum Contaminant Level Goals)와 우리나라의 음용수질기준에 해당하는 MCLs(Maximum Contaminant Levels)를 제시하고 있다.³⁾ 일본 후생성의 경우는 85종의 수질오염 물질에 대해 감시하고 있다.⁴⁾

우리나라에서 음용수의 안전성에 대한 우려는 1970년대부터 시작되어 1974년 한강 오염으로 인해 수원지를 팔당으로 옮기게 되었고, 그 후 지난 1986년에 처음으로 수질기준이 보완되었다. 그 이후 trihalomethanes, 농약류, tetrachloro-ethylene, trichloro-ethylene 등이 계획적으로 추가되었고 1995년에는 알루미늄('95년 1.1일 이후 시행)에 이어 dichloromethane, benzene, toluene, xylene 및 ethylbenzene과 같은 화발성 유기오염 물질 5종을 1995년 7월 1일 이후 시행할 예정이다.⁵⁾

과거의 수질오염 평가는 주로 유해화학 물질을 새로운 분석 기법을 통해 검출하고 오염도를 측정하고 계절적, 지역별 비교 등을 통해 오염 양상을 파악하여 생태계 및 인체 건강 피해에 대한 잠정적인 추론을 내리는 것을 결론으로 맺었다. 반면, 현재에는 사회적으로 환경 의식이 고조되면서 오염도 평가에만 국한되는 것이 아니라, 특정 유해화학 물질에 노출됨에 따라 발생 가능한 인체 영향에 대한 계량적인 정보와 이를 정보를 토대로 허용 가능한 오염 수준을 규명하는 합리적인 결과가 요구되고 있다. 따라서 위해성 평가를 통한 수질관리대책이 필요한 시점에 와 있다.

이와 같은 위해성 평가는 수질오염으로 인한 인체 영향에 대해 종합적이고 계량적인 정보가 제공될 수 있기 때문에 국민, 정부, 기업 등의 각 주체간에 의사 교환이 수월해지고, 국민의 신뢰 회복에 기여할 수 있

으며, 수질 등 오염 물질에 대한 합리적 기준을 제시 할 수 있고, 이에 따른 공학적 처리 기술의 목표 설정을 가능케 하는 큰 이점을 가지고 있다.⁶⁾ 따라서 이 연구의 목적은 인체 건강을 유지하는데 가장 기본적인 요소인 안전한 음용수를 제공할 수 있도록, 음용수내 발암성 유해 화학 물질로 인한 건강 위해성 평가 연구를 통해 정책 결정의 중요한 기본 자료를 제공하는데 있으며, 각 세부 목적은 다음과 같다.

첫째, 음용수내 발생 가능한 오염물질중 연구대상 물질을 선정하여 인체 위험성을 확인하고,

둘째, 발암성 물질에 대한 음용수내 오염 농도를 측정하여 인체 노출 평가를 실행하며,

셋째, 용량-반응 평가를 통한 인체 노출과 유해 영향 사이의 관련성을 예측하여 현 노출 상황에서 인체 발암 위험도를 예측하고, 허용 가능한 오염 수준을 제시하며,

넷째, 이들 결과를 토대로 우선적으로 감시되어야 할 미규제 수질오염 물질을 선정한다.

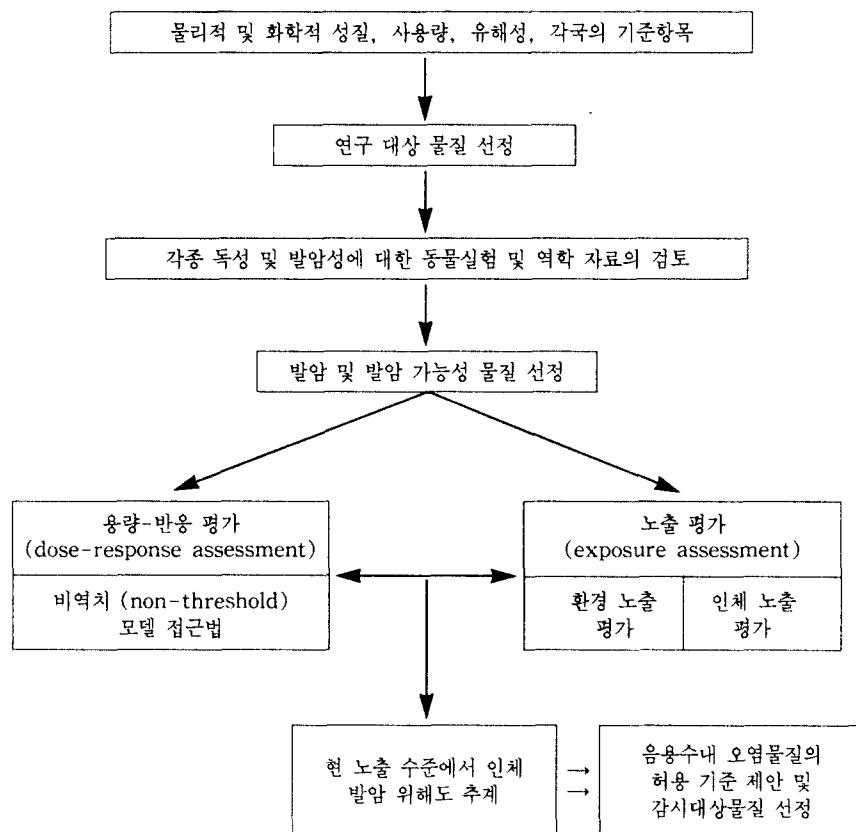
내용 및 방법

음용수내 검출 가능한 화학 물질을 대상으로 사용량, 유해성 및 각국의 기준설정항목과 비교하여 연구 대상 물질을 선정한 후 위해성 평가를 수행하여 현 노출에 따른 인체 위해성을 예측하고 허용 기준을 권고한다. 연구내용의 전체적인 틀은 다음 그림과 같다.

1. 연구대상 물질 선정 및 위험성 확인

이 연구에서의 대상 항목은 1993년에 진행한 1차년도⁷⁾ 연구대상 물질을 중심으로 선진 각국의 우선관리 대상 물질, 국내 유통량, 기타 역사적으로 문제지되었던 경우를 주요 근거로 하여 총 89종의 연구대상물질 중 32종의 발암성 물질을 선정하였다.

- 다환방향족 탄화수소류(7항목): benzo(a)pyrene, benz(a)anthrathene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, chrysene, dibenz(a,h)anthracene, indeno(1,2,3-cd)pyrene
- 유기오염물질류(15항목): vinyl chloride, dichloromethane, 1,1-dichloroethane, 1,2-dichloroethane, 1,1,2-trichloroethane, 1,1,1,2-tetrachloroethane, bromoform, 1,1,2-tetrachloroethane, benzene,



trichloroethylene, tetrachloroethylene, bromodichloromethane, dibromochloromethane, carbon tetrachloride, chloroform,

- 중금속(3항목): As, Be, Pb
- 염소계폐놀류(2항목): 2, 4, 6-trichlorophenol, pentachlorophenol
- 농약류(5항목): aldrin, dieldrin, heptachlor, heptachloroepoxide, parathion

이 연구에서는 연구 대상 물질들에 의한 인체 발암성 정도를 결정하기 위해서 IRIS(Integrated Risk Information System, 1993),⁷⁾ IRP-TC(International Register of Potentially Toxic Chemicals, 1994),⁸⁾ TOMES plus(Toxicology Occupational Medicine and Environmental Series, 1992),⁹⁾ TOXLINE(1993),¹⁰⁾ Health Advisorries(1990)¹¹⁾ 등을 포함한 다양한 연구 논문을 통해 자료를 수집하였다.

수집된 자료들을 중심으로 동물실험 결과 및 역학적

연구 결과를 검토한 후 보조적으로 단기 검사 결과를 활용하였다. 얻어진 증거를 종합하여 미국 환경보호청(EPA)의 분류체계¹²⁾에 입각하여 발암성 물질을 A(인체발암물질), B₁, B₂(유력한 인체발암물질) 및 C(가능한 발암물질) 그룹으로 세부 분류하였다.

2. 노출 평가

1) 환경 노출 평가

발암성 유해 물질 대상 환경 오염도를 파악하기 위하여 6개 대도시(A~F) 대상으로 각 도시중 급수 인구가 가장 큰 정수장을 선택하였다(표 1). 시료는 각각의 정수장에 해당하는 원수 및 처리수를 각각 1회 채취하였고, 가정수의 경우는 각 관할의 3지점을 선택하여 채취하였다. 시료의 채취 시기는 1994년 3월과 6월에 2회에 걸쳐 채취하였다. 시료의 대표성을 보완하기 위해서 1일 약 12시간 동안 각각의 시료에 대해 2회 내지 3회를 분취하여 총 시료로 하였다. 이 연구에서 유기오염 물질류는 Purge and Trap/GC-MSD

Table 1. Exposure population size of individual study area.
(Unit: persons)

City system	Water supply population	Exposure
A	A1	2,719,706
	A2	2,168,986
	A3	1,391,052
	Total	6,279,744
B	B1	1,019,895
C	C1	703,092
D	D1	1,159,000
E	E1	2,095,150
F	F1	986,000

Source: Ministry of Environment (1994), Korea

를 이용하여 측정하였고,¹⁴⁾ 다환방향족 탄화수소류는 GC/FID를 이용하여 측정하였다.¹⁴⁾ 반면, 무기물질류는 한국화학연구소에서, 또한 농약류 및 염소계 폐놀류는 한국과학기술연구원의 도평콘트롤센터(KIST DCC)에서 분석하였으며, 그 결과를 이용하였다.¹⁵⁾ 그리고 조사 대상 지역에 해당하는 급수 인구를 잠정적인 노출 인구로 가정하였다(표 1). A 지역의 경우는 3개 정수장에 대한 급수인구를 모두 합한 수치이다. B, C, D, E, F 지역은 그 지역에서 각각 급수인구가 가장 큰 하나의 정수장을 대상으로 한 수치이다.

2) 인체 노출 평가

이 연구에서는 음용수로 인한 직접적인 섭취 노출만을 고려하였을 때, 발암성 물질에 임의의 농도로 오염된 음용수를 70kg의 건강한 성인이 70년 평생 동안 하루 2 L씩 마심으로 인해 섭취될 수 있는 인체 노출량을 산출하였다. 음용수 섭취를 통한 위장관계 흡수율은 100%로 가정하였고, 노출기간 및 기대수명은 각각 70년으로 가정하였다.

섭취 인체 노출량

(mg/kg/day)

$$= \frac{\text{현 오염도 수준}(\text{mg/L}) \times 2(\text{L/day}) \times \text{노출기간}(70 \text{ years})}{70(\text{kg}) \times \text{기대수명}(70 \text{ years})}$$

3. 발암성 물질의 용량-반응 평가

발암성 물질의 용량-반응 곡선(dose-response curve)은 역치(threshold)를 전제로 하지 않는다. 즉 역치가 존재하지 않는다는 것은 아주 저농도에서도 유해한 반응이 발생할 가능성이 존재한다는 것이다.

이러한 근거는 “일반적으로 회복이 불가능한(irreversible) 손상은 단지 단일 용량 투여 후에 따르는 단일 체세포내 돌연변이(mutation)로 부터 발생된다”는 사실에 입각한다. 그러나 발암물질이 대사를 통해 무독화되거나 또는 발암물질에 의해 손상된 DNA가 DNA 수복체계(repair system)에 의해 복구되는 기전 때문에 발암성 물질의 역치의 유무에 대해 많은 논란이 되어져 왔으나, 암은 일단 발생하면 회복이 불가능하므로, 절대적인 안전은 노출이 없어야 가능하다는 이론을 전제로 발암성 물질의 경우는 비역치 모델(nonthreshold model)을 적용해 왔다.¹⁶⁾¹⁷⁾

따라서 이 연구에도 발암성 물질의 용량-반응 평가를 위해 비역치 모델을 적용하였다. 우선 실험 동물을 대상으로 한 발암성 실험에서의 용량-반응 결과를 통제학적인 기법을 이용하여 사람으로 적용해야 하며, 이때 두 가지 외삽과정이 필요하다. 첫번째는 고용량에서 저용량으로의 외삽이다. 일반적으로 동물 발암성 연구에 있어서는 최대 내성 용량(Maximum Tolerated Dose; MTD)이하의 고농도에서 실험이 진행되는데, 우리가 추정하고자 하는 영향은 환경중 저농도에서의 장기 노출에 의한 것이므로 고농도에서 저농도로의 외삽이 필요하며, 이때 비역치에 입각한 수학적 모델이 사용되게 된다.

또 다른 하나의 과정은 사람에 있어 용량에 따른 반응을 추정하기 위해서는 동물실험에서 사용된 용량을 사람에 해당하는 용량(human equivalent dose)으로 전환하는 과정(dose scaling)이 필요하다(그림 1). 이때는 체표면적에 입각하여 용량을 전환하는 것이 일반적이며, 용량에 대한 반응은 사람이나 동물이나 동일 용량에 대해서는 동일한 영향(equipotent)을 나타내는 것을 가정으로 한다.¹⁸⁾

이러한 과정을 통해 궁극적으로 얻고자 하는 모수는 결국 인체 위해도 추정과 관련된 발암 잠재력(carcinogenic potency), 단위위해도 추계치(unit risk estimate) 및 실제안전용량(virtually safe dose)이다(그림 1).

따라서, 이 연구에서는 고용량에서 저용량으로의 외삽 및 용량 전환의 계산에는 TOX-RISK(Ver. 3.1) package¹⁹⁾을 이용하였다. TOX-RISK를 이용하여 비역치에 입각한 4가지의 수학적 모델에서 각 물질에 대한 발암력, 단위위해도 추계치 및 실제안전용량을 산출하였다. 그리고 유용한 용량-반응 자료가 없는 benzene, arsenic, dieldrin은 IRIS(1993) 정

보를 이용하였다.

반면 다환방향족 탄화수소류는 일반적으로 complex mixtures(다양한 PAHs류의 복합성분)로 존재하며, 이중 benzo(a)pyrene만이 독성학적으로 잘 규명되어져 있을 뿐 그 외 다른 PAHs에 대한 발암 정보는 부족하므로 이들의 용량반응 관계를 평가하기는 어렵다. 따라서 PAHs에 대한 전반적인 발암성을 평가하기 위해 발암성/독성상대계수(Toxic Equivalency Factor, TEF) 접근법²⁰⁾을 이용하였다. 이 접근법은 발암성이나 PAH-DNA adducts 정량 등에 있어, benzo(a)pyrene에 기인한 영향을 "1"로 고정시킬 때 다른 PAHs에 대한 TEF는 benzo(a)pyrene에 기인한 영향에 대해 상대적인 크기에 따라 결정된다.

임의의 PAH의 TEF

$$\text{임의의 PAH에 의한 유해 영향의 크기} \\ = \frac{\text{benzo(a)pyrene에 의한 유해 영향의 크기}}{\text{benzo(a)pyrene에 의한 유해 영향의 크기}}$$

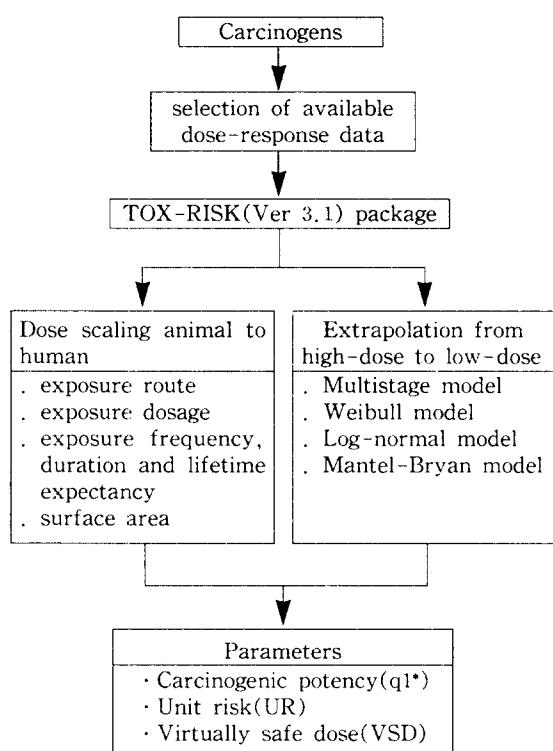


Fig 1. Frame for dose-response assessment of carcinogens.

이와 같이 산출된 TEFs를 이용하여 이미 TOX-RISK에서 계산된 benzo(a)pyrene의 발암력 또는 단위위해도 추계치에 곱해, 다른 PAHs에 대한 발암력 또는 단위위해도 추계치를 산출하였다.

임의의 PAH의 단위위해도 추계치

$$= \text{BaP의 단위위해도 추계치} \times \text{임의의 PAH의 TEFs}$$

4. 초과 발암 위해도 결정

초과 발암 위해도(risk characterization)은 노출 평가와 용량-반응 평가의 결과를 조합하여 실행하였다. 용량-반응 평가를 통해 TOX-RISK의 4가지 모델에서 산출된 단위위해도 추계치 중 가장 보수적인(conservative; 동일 용량에서 더 높은 위해도를 나타내는 또는 동일 위해도에서 더 낮은 농도를 추정하는) multistage 모델에서 산출된 값을 이용하여 현 노출 수준에서의 초과 발암 위해도를 산출하였다. 여기서 multistage 모델을 선택한 이유는 발암 기전을 수학적으로 잘 반영하고 있으며, 초과 암발생의 예방적인 측면에서 규제 기준 설정 시 더 낮은 농도를 제공하기 때문이다.

초과 발암 위해도(Excess cancer risk)

$$= \text{현 오염도 수준} (\mu\text{g/L}) \times \text{단위 위해도 추계치} [(\mu\text{g/L})^{-1}] \\ = \text{인체노출량} (\text{mg/kg/day}) \times \text{발암력, q1*} [(\text{mg/kg/day})^{-1}]$$

인구집단 위해도 계산시에는 개인 위해도에 노출인구를 감안하여 계산하였다. 그러나 이 때 노출인구는 급수인구로 가정을 하였으며, 급수인구는 본 연구에서 측정한 평균농도로 동일하게 노출된다고 가정하였다.

결과 및 고찰

1. 위험성 확인

32종의 연구대상물질중 인체발암물질(A), 9.4%, 유력한 인체발암물질(B), 71.9% 및 가능한 인체발암물질(C), 18.7%로써 유력한 인체발암물질(B)이 대부분을 차지하였다(표 2).

화학 물질 특성별로 보면 PAHs와 염소계 폐놀류는 모두 유력한 인체발암물질(B)로 분류되었으며, 유기 용매 및 휘발성 유기오염물질류 중 vinyl chloride, benzene이, 중금속류에는 비소가 역학적 연구에서 확인된 인체발암물질(A)로 분류되었다.

Table 2. Hazard classification of selected chemicals.

Classification	Human carcinogen (A)	Probable human carcinogen (B)	Possible human carcinogen (C)
PAHs (7 species)		Benzo(a)pyrene Benzo(a)anthracene Benzo(b)fluoranthene Benzo(k)fluoranthene Chrysene Dibenz(a, h)anthracene Indeno(1, 2, 3-cd)pyrene	
VOCs & Solvents (15 species)	Benzene Vinyl chloride	1, 2-dichloroethane Carbon tetrachloride Trichloroethylene Tetrachloroethylene Chloroform Bromodichloromethane Bromoform Dichloromethane	Dibromochloromethane 1, 1-dichloroethane 1, 1, 2-trichloroethane 1, 1, 1, 2-tetrachloroethane 1, 1, 2, 2-tetrachloroethane
Chlorophenols (2 species)		2, 4, 6-trichlorophenol Pentachlorophenol	
Heavy metals (3 species)	Arsenic	Beryllium Lead	
Pesticides (5 species)		Aldrin Dieldrin Heptachlor Heptachlor epoxide	Parathion

2. 노출 평가

1) 환경 노출 평가

6개 대도시(A~F)의 정수장에서 공급되는 가정수에서 유기오염물질, 다환방향족 탄화수소류, 무기물류, 농약류 및 염소계 폐놀류^[14]를 측정하였다.

농약류 및 염소계 폐놀류는 전지역에서 불검출되었다. 유기오염물질류는 대부분 기준을 초과하지는 않지만 일부지역에서 일부 물질의 경우는 미국 EPA, WHO 또는 우리나라 기준을 초과한다. 미국 EPA 기준을 초과하는 경우는 C, D와 E지역에서 vinyl chloride, B, C, E와 F지역에서 dichloromethane, F지역에서 1, 2-dichloroethane이었고, 미국 EPA/WHO 기준을 초과하는 경우는 E지역에서 carbon tetrachloride이었고, 그리고 미국 EPA/WHO/우리나라 기준을 초과하는 경우 E지역에서 benzene이었다(표 3). 중금속류는 비소가 전 지역에서 극미량으로 검출되었고, 남아 A지역에서 미량으로

검출되었으며, 베릴륨은 전 지역에서 불검출되었다(표 3).

2) 인체 노출 평가

각 지역에서 오염물질에 의한 인체 노출량은 A지역의 경우 각 3개의 정수장에서 송수하는 가정수들의 평균 오염도를 이용하여 일일 평균 인체 노출량을 산정하였다(표 4).

전반적인 경향을 보면 다른 지역에 비해 C지역과 E지역이 일일 평균 인체 노출량이 비교적 큼을 알 수 있다. 즉 현재로서 위해도가 크다고는 말할 수 없고, 질정적으로 다른 지역에 비해 노출되는 정도가 크고 위해도는 노출량과 비례 관계에 있으므로 지역별 상대적인 발암 위해도가 높다고는 말할 수 있다.

3. 발암성 용량-반응 평가

발암성 물질에 대한 인체 위해도를 추계하기 위해 TOX-RISK(Ver. 3.1)를 운영하여 Multistage.

Table 3. Mean concentrations and stands or guidelines of drinking water for carcinogenic chemicals.

Organics	Standard/Guideline			Mean concentration(Min, Max), $\mu\text{g/L}$					
	EPA	WHO	KOREA	A	B	C	D	E	F
vinyl chloride	2.0	5.0		0.50 (ND, 1.97)	1.89 (ND, 3.93)	2.61 (ND, 6.09)	1.89 (ND, 4.25)	3.38 (ND, 4.81)	3.84 (ND, 7.32)
dichloromethane	5.0	20.0	20.0	3.64 (2.19, 4.71)	8.72 (2.81, 18.90)	13.08 (4.79, 24.51)	3.34 (ND, 4.91)	15.29 (5.43, 27.60)	10.73 (4.86, 19.31)
1, 1-dichloroethane	-	-	-	3.00 (ND, 5.02)	3.67 (2.37, 5.14)	4.07 (2.50, 4.91)	3.00 (1.06, 5.01)	3.33 (2.48, 5.00)	3.58 (ND, 4.89)
chloroform	100 (THNs)	200	100 (THNs)	19.05 (ND, 58.94)	3.25 (ND, 6.49)	119.09 (ND, 435.06)	7.98 (ND, 15.99)	27.30 (ND, 94.81)	41.15 (ND, 90.48)
1, 2-dichloroethane	5	30	-	0.07, 4.76 (0.07, 4.76)	0.21, 4.61 (0.21, 4.61)	0.22, 4.79 (0.22, 4.79)	0.07, 5.74 (0.07, 5.74)	0.22, 5.54 (0.22, 5.54)	0.28, 83.59 (0.28, 83.59)
benzene	5	10	10	0.89 (ND, 1.93)	2.74 (0.30, 6.16)	5.44 (3.12, 9.74)	0.74 (ND, 4.94)	2.74 (0.29, 53.11)	17.67 (ND, 6.50)
carbon tetrachloride	5	2	-	1.19 (0.61, 1.87)	0.47 (ND, 7.35)	1.36 (ND, 3.68)	0.47 (ND, 0.93)	1.125 (ND, 33.73)	1.05 (ND, 2.23)
trichloroethylene	5	70	3	0.03 (ND, 0.18)	0.72 (ND, 1.45)	1.28 (ND, 1.45)	0.67 (ND, 1.40)	1.20 (ND, 2.71)	2.93 (ND, 2.68)
bromodichloromethane	100 (THNs)	60	100 (THNs)	2.76 (ND, 13.80)	2.19 (ND, 9.18)	25.07 (ND, 86.05)	1.81 (0.57, 4.27)	37.38 (ND, 110.32)	13.70 (ND, 32.46)
1, 1, 2-trichloroethane	5	-	-	ND	ND	1.16 (ND, 2.31)	ND (ND, 0.02)	0.96 (0.02, 73.01)	ND (ND, 2.31)
dibromoethane	100 (THNs)	-	100 (THNs)	0.88 (ND, 8.44)	ND	11.08 (ND, 37.26)	0.01 (ND, 0.02)	23.39 (ND, 0.02)	9.02 (ND, 24.67)
tetrachloromethane	5	40	10	0.34 (ND, 6.12)	ND	0.12 (ND, 0.37)	ND (ND, 0.02)	0.23 (ND, 0.73)	0.16 (ND, 0.36)
1, 1, 1, 2-tetrachloroethane	-	-	ND	0.03 (ND, 0.29)	0.82 (ND, 9.27)	ND (ND, 2.35)	1.08 (ND, 0.29)	0.98 (ND, 3.67)	0.98 (ND, 2.19)
bromoform	100 (THNs)	100	(THNs)	ND	0.02 (ND, 0.02)	ND (ND, 0.08)	ND (ND, 0.29)	ND (ND, 18.32)	5.67 (ND, 7.83)
1, 1, 2, 2-tetrachloroethane	-	-	-	ND	ND	ND (ND, 0.08)	ND (ND, 0.29)	ND (ND, 18.32)	3.48 (ND, 7.83)
As*	0.05	0.01	0.05	0.00077 (ND, 0.003)	0.001 (ND, 0.002)	0.0003 (ND, 0.002)	0.0028 (ND, 0.002)	0.0048 (ND, 0.011)	0.001 (ND, 0.002)
Be*	0.04	-	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pb*	0.015	0.01	0.1	0.0009 (ND, 0.015)	ND	ND	ND	ND	ND

* mg/L, Korea Chemical and Technology Institute (P) : proposed, ND : not detected, Min : Minimum value, Max : Maximum value

Table 4. Lifetime average daily exposure of chemicals of drinking water in several cities.

(Unit: mg/kg/day)

Chemicals	A	B	C	D	E	F
vinyl chloride	1.43×10^{-5}	5.40×10^{-5}	7.46×10^{-5}	5.40×10^{-5}	9.66×10^{-5}	1.10×10^{-4}
dichloromethane	1.04×10^{-4}	2.49×10^{-4}	3.74×10^{-4}	9.54×10^{-5}	4.37×10^{-4}	3.07×10^{-4}
1, 1-dichloroethane	8.57×10^{-5}	1.05×10^{-4}	1.16×10^{-4}	8.57×10^{-5}	9.51×10^{-5}	1.02×10^{-4}
chloroform	5.44×10^{-4}	9.29×10^{-5}	3.14×10^{-5}	2.28×10^{-4}	7.80×10^{-4}	1.18×10^{-3}
1, 2-dichloroethane	6.66×10^{-5}	6.80×10^{-5}	6.91×10^{-5}	7.71×10^{-5}	7.83×10^{-5}	5.05×10^{-4}
benzene	2.54×10^{-5}	7.83×10^{-5}	1.55×10^{-4}	4.94×10^{-5}	6.18×10^{-4}	8.37×10^{-5}
carbon tetrachloride	3.40×10^{-5}	1.34×10^{-5}	3.89×10^{-5}	1.34×10^{-5}	3.21×10^{-4}	3.00×10^{-5}
trichloroethylene	8.57×10^{-5}	2.06×10^{-5}	3.66×10^{-5}	1.91×10^{-5}	3.43×10^{-5}	3.43×10^{-5}
bromodichloromethane	7.89×10^{-5}	6.26×10^{-5}	7.16×10^{-4}	5.17×10^{-5}	1.07×10^{-3}	3.91×10^{-4}
1, 1, 2-trichloroethane	NA	NA	3.31×10^{-5}	NA	2.74×10^{-5}	NA
dibromochloromethane	2.51×10^{-5}	NA	3.17×10^{-4}	2.86×10^{-5}	6.68×10^{-4}	2.58×10^{-4}
tetrachloroethylene	9.71×10^{-6}	NA	3.43×10^{-6}	NA	6.57×10^{-6}	4.57×10^{-6}
1, 1, 1, 2-tetrachloroethane	NA	NA	2.34×10^{-5}	NA	3.09×10^{-6}	2.80×10^{-5}
bromoform	NA	4.43×10^{-5}	7.74×10^{-5}	4.29×10^{-6}	1.62×10^{-4}	9.94×10^{-5}
1, 1, 1, 2-tetrachloroethane	NA	NA	5.71×10^{-7}	NA	NA	NA
Arsenic(As)	0.00002	0.00003	0.00001	0.00008	0.0001	0.00003
Beryllium(Be)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Lead(Pb)	0.00003	NA	NA	NA	NA	NA

ND: not detected, NA: not available

Weibull, Mantel-Bryan 및 Log-normal 모델로부터 발암잠재력 및 단위위해도 추계치의 최대가능 추정치(Maximum Likelihood Estimates; MLE)와 95% 상한값을 산출하였다(표 5).

대체적으로 동물자료에 대한 각 모델의 적합도(goodness of fit)는 매우 양호하였으나 1ppb 수준에서 너무 낮은 위해도를 나타내어 예측이 불가능한 모델은 제외하고 저용량 예측이 가능한 모델은 Multistage와 Weibull 모델이었다. 즉, MantelBryan과 Log-normal 모델은 저용량에서 아래로 꺾인 곡선을 나타낼 수 있으므로 저용량에서 다른 모델보다 낮은 위해도를 나타내는 것으로 생각된다. 따라서 이 연구에서는 모든 물질에 적합하고 저용량에서 보다 높은 위해도치를 제공하는 Multistage 모델로 부터 산출된 값을 이용하였다.

표 6에 제시한 값은 Multistage 모델로 부터 산출된 실제안전용량으로써, 10^{-6} 위해도에 해당하는 농도이다. 10^{-6} 인체위해 수준은 무시해도 무방한 미미한 위해도이다. 미국 EPA의 경우, 발암물질의 최대 허용농도 목표치(Maximum Contaminant Level Goals; MCLGs)는 “0”로 정하고 있어, 발암물질의 경우는 실제로 노출이 없어야 안전하다는 원리에 입각

한 것이다. 반면 음용수질 기준치에 해당하는 최대 허용 농도(Maximum Contaminant Levles; MCLs)는 10^{-6} 의 위해도에 해당하는 농도에 가능한 근접할 수 있도록 설정하고 있으며, 일반적으로 $10^{-5} \sim 10^{-6}$ 의 위해도 범위에서 설정하고 있다. 그러나 MCL은 현실성을 고려한 기준치이므로 일부 물질의 경우는 분석적이고 공학처리기술적인 문제 때문에 10^{-5} 위해도 이상에서 설정하기도 한다.

Benzene 및 As와 같은 오염 물질류는 동물실험보다 역학적 연구를 통해 발암성이 잘 입증되는 물질이다. 따라서 IRIS(Integrated Risk Information System, 1993)⁷⁾에서 역학 자료를 이용하여 산출된 발암력, 단위위해도 추계치 및 실제안전용량을 인용하였다(표 7). Dieldrine의 경우는 실험 동물의 용량-반응 자료를 구할 수 없었으므로 역시 IRIS의 정보를 이용하였다. 다환방향족 탄화수소류는 발암성/독성상 대계수(TEF) 접근법을 이용하여 발암력, 단위위해도 추계치 및 실제안전용량을 산출하였다(표 8).

4. 유해 영향의 정량화

각 조사지역에서 발암성 유기오염 물질의 노출에 따른 초과 발암 위해도를 보면, A지역이 $10^{-8} \sim 10^{-5}$ 의

Table 5. Carcinogenic potencies and unit risk estimates of carcinogens.

E P A	chemical	mathematical model	carcinogen potency (mg/kg/day) ⁻¹		unit risk(µg/L) ⁻¹	
			MLE	95% UCL	MLE	95% UCL
A	vinyl chloride	Multistage	1.9043	2.3244	5.4406×10^{-5}	6.6410×10^{-5}
		Weibull	1.9164	2.3248	5.4751×10^{-5}	6.6420×10^{-4}
		Mantel-Bryan	3.1846×10^{-1}	4.8137×10^{-1}	7.3995×10^{-5}	1.5014×10^{-4}
		Log-normal	3.1846×10^{-1}	4.8137×10^{-1}	7.3995×10^{-5}	1.5014×10^{-4}
		Multistage	1.4759×10^{-1}	2.1487×10^{-1}	4.2169×10^{-6}	6.1392×10^{-6}
	carbon tetrachloride	Weibull	1.4759×10^{-1}	2.1487×10^{-1}	4.2169×10^{-6}	6.1392×10^{-6}
		Mantel-Bryan	1.9642×10^{-2}	4.3579×10^{-2}	1.7674×10^{-7}	9.3145×10^{-7}
		Log-normal	1.9642×10^{-2}	4.3579×10^{-2}	1.7674×10^{-7}	9.3145×10^{-7}
		Multistage	3.2652×10^{-3}	7.1434×10^{-3}	9.3290×10^{-8}	2.0410×10^{-7}
		Weibull	4.8645×10^{-4}	7.0894×10^{-3}	4.8328×10^{-9}	2.0255×10^{-7}
B	chloroform	Mantel-Bryan	1.1925×10^{-4}	1.9861×10^{-4}	2.5795×10^{-13}	1.2845×10^{-12}
		Log-normal	1.6900×10^{-5}	1.8877×10^{-4}	1.1269×10^{-20}	2.0971×10^{-12}
		Multistage	1.6054×10^{-4}	7.8132×10^{-2}	2.1017×10^{-11}	2.2324×10^{-6}
		Weibull	1.7929×10^{-5}	7.3662×10^{-2}	3.9012×10^{-17}	2.1046×10^{-6}
		Mantel-Bryan	1.4848×10^{-3}	3.0125×10^{-3}	4.5105×10^{-10}	2.9677×10^{-9}
	bromodichloromethane	Log-normal	4.4445×10^{-6}	1.9172×10^{-3}	2.8284×10^{-78}	9.0042×10^{-10}
		Multistage	3.1422×10^{-5}	1.3113×10^{-2}	8.0598×10^{-13}	3.7466×10^{-7}
		Weibull	3.8772×10^{-6}	9.7402×10^{-3}	5.0191×10^{-19}	2.7647×10^{-2}
		Mantel-Bryan	2.7432×10^{-4}	5.2756×10^{-4}	3.4617×10^{-12}	2.4290×10^{-11}
		Log-normal	9.3554×10^{-7}	7.1015×10^{-5}	8.4040×10^{-97}	5.4330×10^{-16}
dichloro-methane	bromoform	Multistage	1.9012×10^{-2}	3.6102×10^{-2}	5.4320×10^{-7}	1.0315×10^{-6}
		Weibull	2.9025×10^{-2}	4.0765×10^{-2}	8.2927×10^{-7}	1.1647×10^{-6}
		Mantel-Bryan	2.9025×10^{-2}	4.0765×10^{-2}	8.2927×10^{-7}	1.1647×10^{-6}
		Log-normal	6.5753×10^{-4}	1.4957×10^{-3}	4.5990×10^{-11}	4.6013×10^{-10}
		Multistage	4.2990×10^{-2}	6.3261×10^{-2}	1.2283×10^{-6}	1.8075×10^{-6}
	1,2-dichloro-ethane	Weibull	4.2990×10^{-2}	6.3261×10^{-2}	1.2283×10^{-6}	1.8075×10^{-6}
		Mantel-Bryan	1.6849×10^{-3}	3.0954×10^{-3}	6.3591×10^{-10}	3.1844×10^{-9}
		Log-normal	1.6849×10^{-3}	3.0954×10^{-3}	6.3591×10^{-10}	3.1844×10^{-9}
		Multistage	8.7037×10^{-3}	1.9543×10^{-2}	2.4867×10^{-7}	5.5840×10^{-7}
		Weibull	3.4198×10^{-3}	1.9546×10^{-2}	1.9411×10^{-8}	5.5847×10^{-7}
2,4,6-tri-chlorophenol	trichloroethylene	Mantel-Bryan	8.8454×10^{-4}	1.7927×10^{-3}	9.2163×10^{-11}	6.3806×10^{-10}
		Log-normal	4.4633×10^{-3}	1.5856×10^{-3}	0.0000	4.4569×10^{-10}
		Multistage	1.8526×10^{-2}	2.4665×10^{-2}	6.0259×10^{-7}	6.1902×10^{-7}
		Weibull	1.9301×10^{-2}	2.4882×10^{-2}	1.7438×10^{-7}	2.2482×10^{-7}
		Mantel-Bryan	1.6903×10^{-3}	2.9188×10^{-3}	6.3495×10^{-10}	2.6973×10^{-9}
	tetrachloroethylene	Log-normal	1.6903×10^{-3}	2.9188×10^{-3}	6.3495×10^{-10}	2.6973×10^{-9}
		Multistage	1.5703×10^{-2}	2.2533×10^{-2}	4.4865×10^{-7}	6.4379×10^{-7}
		Weibull	1.6549×10^{-2}	2.2643×10^{-2}	4.7284×10^{-7}	6.4694×10^{-7}
		Mantel-Bryan	1.1889×10^{-3}	2.2972×10^{-3}	2.4491×10^{-10}	1.4578×10^{-9}
		Log-normal	4.0313×10^{-4}	2.2936×10^{-3}	2.3977×10^{-12}	1.4516×10^{-9}
pentachlorophenol	benzo(a)-pyrene	Multistage	7.2977×10^{-2}	1.3820×10^{-1}	2.0850×10^{-6}	3.9485×10^{-6}
		Weibull	5.7450×10^{-3}	3.0181×10^{-2}	2.7954×10^{-8}	6.3854×10^{-7}
		Mantel-Bryan	5.0971×10^{-3}	1.0414×10^{-2}	1.1004×10^{-8}	6.4107×10^{-8}
		Log-normal	4.4575×10^{-5}	3.7764×10^{-4}	3.3777×10^{-47}	1.4415×10^{-23}
		Multistage	7.9144×10^{-3}	2.4665×10^{-1}	1.4499×10^{-8}	7.0469×10^{-6}
	benzo(a)-pyrene	Weibull	1.3700×10^{-2}	6.3294×10^{-2}	2.6254×10^{-7}	2.0732×10^{-6}
		Mantel-Bryan	8.2722×10^{-3}	1.4449×10^{-2}	2.8067×10^{-8}	1.1327×10^{-7}
		Log-normal	9.5229×10^{-6}	4.6546×10^{-4}	0.0	9.6178×10^{-22}

Table 5. continued.

E* P A	chemical	mathematical model	carcinogen potency (mg/kg/day) [†]		unit risk(μg/L) [‡]	
			MLE	95% UCL	MLE	95% UCL
B	aldrine	Multistage	7.1247	1.4174×10^{11}	2.0358×10^{-4}	4.0484×10^{-4}
		Weibull	1.3018	1.4294	4.9265×10^{-5}	4.0831×10^{-4}
		Mantel-Bryan	1.0688	2.1527	5.0100×10^{-4}	1.4049×10^{-3}
	heptachlor	Log-normal	5.0359×10^{-7}	1.8891	5.7364×10^{-11}	1.1399×10^{-3}
		Multistage	1.1890×10^{-1}	$1.7382 \times 10^{+1}$	9.1736×10^{-5}	4.9663×10^{-4}
		Weibull	2.9443×10^{-2}	2.9669	1.8865×10^{-5}	1.2156×10^{-4}
heptachlor- epoxide	heptachlor- epoxide	Mantel-Bryan	2.9822	5.8860	2.3028×10^{-3}	5.5857×10^{-3}
		Log-normal	1.0959×10^{-1}	4.1813×10^{-1}	2.5064×10^{-12}	7.0691×10^{-10}
		Multistage	7.5311	$1.5106 \times 10^{+1}$	2.1526×10^{-4}	4.3148×10^{-4}
	beryllium	Weibull	1.1048	5.0431	3.5592×10^{-5}	2.0539×10^{-4}
		Mantel-Bryan	2.2791	4.2822	1.3564×10^{-3}	2.9490×10^{-3}
		Log-normal	1.1711×10^{-1}	3.5917×10^{-1}	1.5193×10^9	2.2177×10^{-6}
lead	beryllium	Multistage	5.8288	$1.3510 \times 10^{+1}$	1.6650×10^{-4}	3.8588×10^{-4}
		Weibull	5.8902	$1.3511 \times 10^{+1}$	1.6826×10^{-4}	3.8591×10^{-4}
		Mantel-Bryan	1.7668×10^{-1}	6.0198×10^{-1}	2.2661×10^{-5}	6.3335×10^{-5}
	lead	Log-normal	1.7668×10^{-1}	6.0198×10^{-1}	2.2661×10^{-5}	2.0028×10^{-4}
		Multistage	7.1394×10^{-3}	8.0489×10^{-2}	2.0391×10^{-7}	2.2997×10^{-6}
		Weibull	2.5914×10^{-4}	4.8105×10^{-3}	1.0723×10^{-10}	7.2195×10^{-8}
dibromochloro- methane	dibromochloro- methane	Mantel-Bryan	6.1491×10^{-3}	1.0425×10^{-2}	1.8076×10^{-8}	6.4803×10^{-8}
		Log-normal	4.3585×10^{-6}	1.4123×10^{-5}	3.4654×10^{-9}	2.2919×10^{-11}
		Multistage	9.5638×10^{-5}	8.8422×10^{-2}	2.7323×10^{-7}	2.5264×10^{-6}
	1, 1-dichloro- ethane	Weibull	2.2153×10^{-1}	8.8422×10^{-2}	1.0912×10^{-10}	2.5264×10^{-6}
		Mantel-Bryan	2.1888×10^{-3}	4.5323×10^{-3}	1.2823×10^{-6}	8.4449×10^{-9}
		Log-normal	8.2671×10^{-6}	3.7743×10^{-3}	5.2477×10^{-45}	5.3057×10^{-9}
1, 1, 2-tri- chloroethane	1, 1, 2-tri- chloroethane	Multistage	6.8132×10^{-6}	3.0844×10^{-1}	3.7915×10^{-11}	8.8125×10^{-8}
		Weibull	4.0814×10^{-7}	5.6306×10^{-4}	0.0	4.9336×10^{-9}
		Mantel-Bryan	4.7895×10^{-3}	1.0859×10^{-4}	1.2595×10^{-11}	1.8576×10^{-13}
	1, 1, 2-tetra- chloroethane	Log-normal	1.2888×10^{-1}	2.4090×10^{-5}	5.5114×10^{-36}	2.8723×10^{-19}
		Multistage	8.1361×10^{-3}	7.3770×10^{-2}	2.3244×10^{-7}	2.1077×10^{-6}
		Weibull	1.2616×10^{-4}	4.2720×10^{-2}	2.6259×10^{-11}	1.2311×10^{-8}
1, 1, 1, 2-tetra- chloroethane	1, 1, 1, 2-tetra- chloroethane	Mantel-Bryan	6.3240×10^{-3}	1.1098×10^{-2}	1.9370×10^{-8}	7.5128×10^{-8}
		Log-normal	1.8334×10^{-6}	1.7696×10^{-5}	4.8098×10^{-95}	1.5954×10^{-52}
		Multistage	9.2281×10^{-4}	3.0131×10^{-2}	2.6331×10^{-8}	8.6088×10^{-7}
	1, 1, 1, 2-tetra- chloroethane	Weibull	3.9963×10^{-5}	3.0131×10^{-2}	1.7144×10^{-12}	8.6088×10^{-7}
		Mantel-Bryan	1.6656×10^{-3}	2.9779×10^{-3}	6.6141×10^{-10}	2.8800×10^{-9}
		Log-normal	9.9545×10^{-7}	2.1339×10^{-5}	4.1842×10^{-94}	3.0297×10^{-25}
1, 1, 1, 2-tetra- chloroethane	1, 1, 1, 2-tetra- chloroethane	Multistage	1.5575×10^{-1}	2.8073×10^{-1}	4.4500×10^{-6}	8.0209×10^{-6}
		Weibull	6.8889×10^{-3}	2.8073×10^{-1}	1.1533×10^{-7}	8.0209×10^{-6}
	1, 1, 1, 2-tetra- chloroethane	Mantel-Bryan	4.8444×10^{-2}	8.4229×10^{-2}	1.9914×10^{-6}	6.1544×10^{-6}
		Log-normal	6.0176×10^{-6}	1.8221×10^{-4}	4.0704×10^{-71}	4.0576×10^{-19}

MLE : maximum likelihood estimates 95% UCL : 95% upper confidence level *EPA classification system

위해도 범위를 나타내고 있으며, B, C와 F지역이 $10^{-8} \sim 10^{-5}$, D지역이 $10^{-10} \sim 10^{-4}$, E지역이 $10^{-7} \sim 10^{-3}$ 의 위해도 범위를 나타내었다. A지역이 다른 지역에 비해 양호하였으며, E지역의 경우가 다른 지역에 비

해 높은 위해도를 나타내었다(표 9). 우리가 통상적으로 허용 가능한 위해도 수준은 $10^{-5} \sim 10^{-6}$ 정도의 위해도라 할 때 10^{-5} 이상의 위해도 범위에 해당하는 물질을 지역별로 살펴보면, 전 조사지역

Table 6. Virtually safe dose of carcinogens calculated by Multistage model* (unit: $\mu\text{g}/\text{L}$)

Chemicals	MLE	95% LCL
Vinyl chloride	1.84×10^{-2}	0.015
Benzo(a)pyrene	4.42	0.014
1, 2-dichloroethane	8.14×10^{-1}	0.553
Carbon tetrachloride	2.37×10^{-1}	0.163
Trichloroethylene	4.02	1.79
Tetrachloroethylene	1.89	1.42
Chloroform	$1.07 \times 10^{+1}$	4.90
Bromodichloromethane	2.18×10^{-2}	44.8
Bromoform	1.11×10^{-3}	2.67
2, 4, 6-trichlorophenol	2.23	1.55
Pentachlorophenol	4.79×10^{-1}	0.253
Beryllium	6.00×10^{-3}	0.0003
Lead	4.90	0.435
Aldrine	4.92×10^{-3}	0.0002
Heptachlor	2.94×10^{-1}	0.0002
Heptachlor epoxide	4.66×10^{-2}	0.0002
Dibromochloromethane	3.66	0.396
1, 1-dichloroethane	$5.14 \times 10^{+1}$	11.3
1, 1-dichloroethylene	$1.67 \times 10^{+1}$	0.022
1, 1, 2-trichloroethane	4.30	0.474
1, 1, 1, 2-tetrachloroethane	$3.79 \times 10^{+1}$	1.16
1, 1, 2, 2-tetrachloroethane	2.25×10^{-1}	0.125

MLE: maximum likelihood estimates

95% LCL: 95% lower confidence limit

* concentration corresponding to 10^{-6} risk

에서 vinyl chloride의 노출에 따른 초과 발암 위험도(주로 $10^{-5} \sim 10^{-3}$)가 높았으며 그 다음으로 C, E와 F지역에서 dichloromethane과 THMs 중 bromodichloromethane 및 dibromochloromethane 그리고 E와 F 지역에서 1, 2-dichloroethane의 노출에 따른 초과 발암 위험도(주로 $10^{-5} \sim 10^{-1}$)가 높았다. 또한 E지역에서 benzene과 C지역에서 chloroform의 노출에 따른 초과 발암 위험도가 10^{-5} 을 초과하였다.

미국 EPA의 음용수질 기준인 MCL은 통상적으로 $10^{-5} \sim 10^{-6}$ 범위에서 설정된다. 따라서 이 연구의 평균 오염도와 미국 EPA 기준과 비교하면, A와 D지역에서는 미국 EPA 기준을 초과하는 물질은 없었다. B 지역은 dichloromethane이, C지역은 dichloromethane, chloroform과 benzene이, E지역은 vinyl chloride, dichloromethane, benzene과 carbon tetrachloride, 그리고 F지역은 vinyl chloride, dichloromethane과 1, 2-dichloroethane이 미국 EPA기준을 초과하였다. 이와 같이 기준을 초과하는 물질은 앞에서 10^{-5} 이상의 초과 발암 위험도로 추정되었던 물질들인 vinyl chloride, dichloromethane, 1, 2-dichloroethane, chloroform,

Table 7. Unit risk estimates and virtually safe dose of benzene, arsenic and dieldrin*

chemicals	data type	adverse effect	Model	potency ($\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$) ⁻¹	Unit risk ($\mu\text{g}/\text{L}$) ⁻¹	VSD ($\mu\text{g}/\text{L}$)
Benzene	epidemiological data	leukemia	one-hit	0.029	8.3×10^{-7}	1.2
Arsenic	epidemiological data	skin cancer	absolute-risk linear	1.75	5.0×10^{-3}	0.02
Dieldrin	animal data	hepatoma multistage	linearized	16	4.6×10^{-4}	0.002

* IRIS(1993)

Table 8. Unit risk estimates and virtually safe dose of PAHs

PAHs	TEFs ⁽¹⁾	Unit risk ($\mu\text{g}/\text{L}$) ⁻¹	virtually safe dose ($\mu\text{g}/\text{L}$)
Benzo(a)pyrene	1.0	7.05×10^{-6}	0.14
Benz(a)anthracene	0.145	1.02×10^{-6}	0.98
Benzo(b)fluoranthene	0.14	9.87×10^{-7}	1.01
Benzo(k)fluoranthene	0.066	4.65×10^{-7}	2.15
Crysene	0.0044	3.10×10^{-8}	32.26
Dibenz(a, h)anthracene	1.1	7.76×10^{-6}	0.13
Indeno(1, 2, 3-cd)pyrene	0.232	1.64×10^{-6}	0.61

1) Clement(1988), TEFs(Toxic Equivalent Factors)

2) 95% upper-bound unit risk obtained by TOx-RISK package(multistage model)

Table 9. Excess cancer risk due to carcinogenic chemicals of drinking water in several cities.

chemical	A Individual population	B Individual population	C Individual population	D Individual population	E Individual population	F Individual population
vinyl chloride	3.32 × 10 ⁻⁵	208.49	1.25 × 10 ⁻¹	127.50	1.73 × 10 ⁻¹	121.63
dichloromethane	3.75 × 10 ⁻⁶	23.55	8.98 × 10 ⁻⁶	9.16	1.35 × 10 ⁻⁶	9.49
1, 1-dichloroethane	2.64 × 10 ⁻⁷	1.66	3.23 × 10 ⁻⁷	0.33	3.59 × 10 ⁻⁷	0.25
chloroform	3.89 × 10 ⁻⁶	24.40	6.63 × 10 ⁻⁶	0.68	2.27 × 10 ⁻⁶	15.96
1, 2-dichloroethane	4.22 × 10 ⁻⁶	26.48	4.31 × 10 ⁻⁶	4.40	4.38 × 10 ⁻⁶	3.08
benzene	7.39 × 10 ⁻⁷	4.64	2.27 × 10 ⁻⁶	2.32	4.52 × 10 ⁻⁶	3.18
carbon tetrachloride	7.31 × 10 ⁻⁸	45.90	2.89 × 10 ⁻⁶	2.95	8.35 × 10 ⁻⁶	5.87
trichloroethylene	1.70 × 10 ⁻⁸	0.11	4.02 × 10 ⁻¹	0.41	7.14 × 10 ⁻¹	0.50
bromodichloromethane	6.16 × 10 ⁻⁶	38.68	4.88 × 10 ⁻⁶	4.98	5.59 × 10 ⁻⁵	39.30
1, 1, 2-trichloroethane	NA	NA	NA	NA	2.45 × 10 ⁻⁶	1.72
dibromo-chloromethane	2.23 × 10 ⁻⁴	14.00	NA	NA	2.80 × 10 ⁻⁵	19.69
tetrachloroethylene	2.10 × 10 ⁻⁷	1.32	NA	NA	7.43 × 10 ⁻⁸	0.05
1, 1, 1, 2-tetrachloroethane	NA	NA	NA	NA	7.06 × 10 ⁻⁷	0.50
bromoform	1.10 × 10 ⁻⁸	0.07	5.81 × 10 ⁻¹	0.59	1.02 × 10 ⁻⁸	0.72
1, 1, 2, 3-tetrachloroethane	NA	NA	NA	NA	1.60 × 10 ⁻¹	0.11
Arsenic(As)	3.85 × 10 ⁻⁷	241.77	5.00 × 10 ⁻⁶	50.99	1.65 × 10 ⁻⁷	11.6
Beryllium(Be)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Lead(Pb)	2.70 × 10 ⁻⁶	12.99	NA	NA	NA	NA

ND: not detected, NA: not available

benzene 및 carbon tetrachloride임을 알 수 있다.

여기서 EPA의 기준이 설정된 위해도 수준을 계산해 보면, vinyl chloride는 1.3×10^{-4} 위해도에서, 1, 2-dichloroethane, dichloromethane, chloroform, benzene, carbon tetrachloride은 각각 1.25×10^{-5} , 1×10^{-6} , 1.7×10^{-5} , 5×10^{-6} , 1.7×10^{-5} 의 위해도 범위에서 설정되었다. Vinyl chloride 만이 10^{-4} 수준에서 기준이 설정되었는데 이는 분석적인 문제 및 공학처리기술 문제로 인해 현실적으로 극복할 수 없기 때문이다.

또한, 조사대상지역에서 유기오염물질에 기인한 인구 집단 위해도를 보면, 각 지역에서 공통적으로 vinyl chloride에 대한 위해도가 큼을 알 수 있다(표 9). 이는 vinyl chloride의 자체 발암력이 크기 때문에 미량 검출되어도 위해도는 높을 수 있기 때문이다. 여기서 인구집단 위해도는 노출인구는 급수인구와 동일하고 모든 급수지역의 오염도는 평균농도와 동일하다는 가정하에 산출한 것이다.

농약류 및 염소계 폐놀류중 발암성 물질은 전지역에서 불검출되었으므로 잠정적으로는 안전하다고 가정하나 불검출에서 검출 한계의 수준이 문제되고 농약류는 발암력이 강하기 때문에 분석의 민감도를 더욱 향상시키고 계속적인 감시가 필요하다.

발암성 중금속류는 As, Be, Pb으로서, As는 전지역에서 검출되었고, Be는 전지역에서 불검출 되었으며, Pb은 A지역을 제외하고 모두 불검출 되었다. As의 노출에 따른 초과 발암 위해도는 $10^{-4} \sim 10^{-5}$ 범위를 나타내었다. 이는 vinyl chloride와 마찬가지로, 비록 비소의 농도는 미량 검출되었을지라도, 자체 발암력이 매우 높기 때문에, 초과발암위해도 역시 높게 추정되기 때문이다. As의 경우, 초과발암위해도는 10^{-5} 위해도 이상을 상회하나 미국 EPA의 기준을 초과하지 않는 이유는 2.5×10^{-5} 의 높은 위해도에 해당하는 농도에서 설정되었기 때문이다. 이러한 이유 또한 vinyl chloride와 마찬가지로 분석적, 공학적 그리고 경제적 측면에서의 협평을 유지하기 위한 현실적인 관리로 기인한 것이다. 그리고 Pb의 경우는 A지역에서 10^{-6} 정도의 위해도로 추정되었다.

다환방향족 탄화수소류중 음용수에서 검출된 항목은 benzo(a)anthracene으로 노출에 따른 위해도는 B지역에서 7.85×10^{-8} , C지역에서 1.8×10^{-8} , E지역에서 3.7×10^{-8} 그리고 F지역에서 1.3×10^{-8} 으로 매

우 낮은 위해도를 나타내었다.

위와 같이 초과 발암 위해도가 10^{-5} 이상이면서 미국 EPA기준을 초과하는 물질 6종, vinyl chloride, dichloromethane, 1, 2-dichloroethane, chloroform, benzene 및 carbon tetrachloride에 대해서는 주기적인 감시와 함께 오염원 제어에 대한 노력이 요구되어진다.

결론 및 제언

1994년 3월과 6월에 6개 대도시(A~F) 정수장의 원수, 정수 및 가정수를 대상으로 발암성 유해화학물질 32종에 대한 건강 위해성을 평가를 수행한 결과는 다음과 같다.

- 연구대상물질중 발암성 물질 32종에 대한 위험성을 확인하여, 미국 환경보호청(EPA)의 분류 체계로 분류한 결과, 확인된 인체발암물질(A), 유력한 인체 발암물질(B)과 가능한 인체발암물질(C)이 각각 9.4%, 71.9%와 18.7%를 차지하였다.

- 대상물질 32종에 대해 오염도를 분석한 결과, 농약류 5항목과 염소계 폐놀류는 전지역에서 불검출되었다. 유기오염물질의 경우, 평균 농도로 보아, vinyl chloride는 C, D와 E지역에서, dichloromethane은 B, C, E와 F지역에서, 그리고 1, 2-dichloroethane은 F지역에서 미국 환경보호청(EP A)의 최대허용농도(MCL)를 초과하였고, carbon tetrachloride의 평균 농도가 E지역에서 미국 환경보호청(EPA)의 최대허용농도(MCL) 및 세계보건기구(WHO)의 권고기준치를 초과하였다. 또한 E지역에서 검출된 benzene의 농도는 미국 환경보호청(EPA)의 최대허용농도(MCL), 세계보건기구(WHO)의 권고기준치 및 우리나라의 음용수질기준을 모두 초과하였다. 비소가 전지역에서 납이 A지역에서 기준치 이하의 농도로 검출되었으며, 베릴륨은 전지역에서 불검출되었다.

- 발암성 물질로 오염된 음용수를 섭취함으로 인한 초과 발암 위해도를 평가하기 위한 지수로서 발암위해도 추계치 및 실제 안전 용량을 용량반응 평가모델을 통해 산출하였다.

- 음용수 중 검출된 발암성 유기오염물질의 발암위해도가 10^{-5} 을 초과하는 경우는 vinyl chloride가 조사대상 모든 지역에서, dichloromethane, bromo-

dichloromethane 및 dibromochloromethane이 C, E와 F지역에서, 1, 2-dichloroethane이 E와 F 지역에서, benzene이 E지역에서, chloroform이 C 지역에서 초과하였다. 또한 음용수 중 검출된 발암성 중금속의 경우, 비소가 조사대상 전 지역에서 10^{-5} 이상의 발암 위험도를 나타내었다.

위의 평가 결과를 토대로 vinyl chloride, carbon tetrachloride 및 1, 2-dichloroethane과 같이 위 해도가 10^{-5} 이상을 나타내는 미규제 오염 물질에 대한 주기적인 감시가 필요하며, 음용수질 기준에 반드시 포함되어야 한다. 그리고 수질의 위해성 정도를 국민에게 알리고 가능한 협조를 구하여 합리적인 수질 관리행정이 이루어질 수 있도록 국민적인 차원에서의 위 해도 홍보가 필요하다. 또한 지역별로 상이한 위험도 결과를 비추어 볼 때, 각 지역의 상황, 특히 오염원에 따른 적합한 공학적 처리 대책이 요구된다.

참 고 문 헌

1. World Health Organization, Guidelines for drinking-water quality, Geneva(1984)
2. World Health Organization, Guidelines for drinking-water quality, Geneva(1993)
3. US Environmental Protection Agency, Risk assessment, management and communication of drinking water contamination, EPA/625/4-891/024(1990)
4. 일본 후생성 생활위생국 수도환경부 수도정비과, 都道府 績 수도수질 담당자 회의자료(1993)
5. Personal communication, 환경부 상수도과(1995)
6. 신동천, 물 2000-위기의 극복 : 전망과 대책, 연세대 환경공학연구소(1994)
7. International Society for Risk Analysis, Integrated Risk Information System(1993)
8. United Nation Environment Program, International Register of Potentially Toxic Chemicals(1994)
9. MICROMEDEX INC., Toxicology, Occupational Medicine and Environmental Series (1992)
10. Silver Platter Databases, TOXLINE(1993)
11. US Environmental Protection Agency, Health Advisories(1990)
12. US Environmental Protection Agency, Federal Register 51(1986)
13. 연세대학교 환경공학연구소, 수질오염물질의 위해성 평가 및 관리기술 개발(1차년도), 환경처(1993)
14. 연세대학교 환경공학연구소, 수질오염물질의 위해성 평가 및 관리기술 개발(2차년도), 환경처(1994)
15. 한국화학연구소, 환경오염물질의 위험성 확인 및 독성평가에 관한 연구(II), 환경처(1994)
16. Brown C., Mathematical aspect of doseresponse studies in carcinogenesis; the concept of threshold, *Oncology* 33, 62(1976)
17. Brown C. et al., Models for carcinogenic risk assessment, *Science* 202, 1105(1978)
18. Davidson IWF. et al., Biological basis for extrapolation across mammalian species, *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 6, 211-237(1986)
19. ICF Kaiser International KS Crump Group, Toxicology Risk Assessment(TOX-RISK) Version 3.1(1993)
20. Ian C. T. Nisbet and Peter K. Lagoy, Toxic equivalency factor(TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs), *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 16, 290-300(1992)