

## 부산시 공업지역의 일반대기 중 휘발성유기화합물(VOCs)의 건강 위해성 평가

유숙진<sup>†</sup> · 최종욱 · 김영태  
산업환경과

### The Health Risk Assessment of Ambient VOCs in Busan Industrial Area

You Sook-jin<sup>†</sup>, Choi Jong-wook and Kim Young-tae  
*Industrial Environment Division*

#### Abstracts

VOCs (Volatile Organic Compounds) are largely contributing at significant risks to human health and have caused serious wealth problems such as ozone depletion and the global climate changes on the global scale. The total of 56 target VOCs were selected to be monitored in this study. The VOCs were measured continuously with one-hour intervals. The concentration of BTEX was higher than the other target compounds. Generally, the levels of VOCs measured in this study were higher than those measured by other study because Gamjeon and Jangrim are located in industrial area. This study estimated the health risk of VOCs in Busan industrial complex. The risk assessment was performed in a four-step process : hazard identification, exposure assessment, dose-response assessment and risk characterization. This study performed the point estimation (CTE, RME) and the probabilistic risk analysis (Monte Carlo simulation) at the same time in order to control uncertainty of exposure factors. The major results obtained from this study as follows. Firstly, cancer risk of benzene and formaldehyde little exceed  $1.0E-06$  of guide line in US EPA. However, there was no materials that exceed the risk level ( $1.0E-0.4$ ), which are deemed necessary legal regulations. Secondly, every hazard index for non-carcinogenic pollutants was less than 1 of permitted standards in CTE (Central Tendency Exposure : mean or the 50th percentile) and Monte Carlo simulation. However, in RME (Reasonable Maximum Exposure : high-end) of Jangrim, hazard indexes of 1,2,4-trimethylbenzene was 1.6. In RME of Gamjeon and Jangrim, integrated hazard index for non-carcinogenic pollutants exceed 1 of guide line in US EPA.

**Key words** : VoCs, risk assessancent, ambientair

#### 서 론

20세기 후반부터 시작된 급속한 경제성장으로 국민복지가 향상되고 생활공간이 확대되는 등 삶의 질은 더욱 향상되고 있다. 그렇지만 인간 활동에 의해 발생된 인위적 화학물질은 다양한 형태로 대기 중으로 배출되고 있으며, 여러 가지의 화학반응을 일으켜 환경오염의 유발 및 악화를 초래하고 있다. 특히 휘발성유기화합물 (Volatile

Organic Compounds ; 이하 VOCs)은 차량증가 및 난방 연료 사용 등 여러 요인에 의해 증가 추세에 있으며 인체 위해도에 크게 기여하고 있어서 각 물질에 대한 발암, 비 발암 등에 대한 연구가 활발히 진행되고 있는 실정이다. 환경오염으로 인한 인체 영향에 대한 관심이 증대됨에 따라 정부에서도 대기오염 저감을 위해 여러 연구와 정책을 실시하였으나, 아직 국민들이 느끼는 체감인식 즉 환경오염으로 인한 인체 영향에 대한 종합적, 과학적, 계량적인

<sup>†</sup> Corresponding author, E-mail : yjsby@korea.kr

Tel : +82-51-309-2956, Fax : +82-51-309-2739

정보의 제공과 의사교환을 통한 국민의 신뢰에는 부정적인 면이 강하다. 이러한 사회적 문화적 요구 및 불확실성으로 얽혀있는 환경문제를 충족할 수 있는 과학적이고 합리적인 방법론이 바로 건강 위해성평가(health risk assessment)라고 할 수 있다 (US. EPA 1992). 미국을 비롯한 외국의 선진국에서는 이미 1980년대부터 위해성평가를 제도화 하였고 Risk Assessment와 Risk Management를 환경연구 방향의 기본 축으로 하여 환경정책차원에서 폭넓게 받아들임으로서 각종 환경오염물질의 기준 설정에 응용하고 있으며, 최근 들어 국내에서도 위해성평가를 통한 공기질 관리 연구가 활발히 진행되고 있는 실정이다 (전준민 2010). 위해도 평가방법에는 단일 평가치(point estimate)를 결정하는 방법과 확률론적 위해도 평가방법(probabilistic risk analysis)이 있다. 확률론적 위해도 평가방법은 위해도의 범위와 발생 확률을 제공하여 불확실성에 대한 고려까지 할 수 있는 방법으로 단일 평가치 방법보다 더 많은 정보를 제공하기 때문에 위해도 관리를 위한 정책결정 시 유용하게 사용할 수 있는 방법이다. 사하구와 사상구 지역은 대규모산업시설에서 각종 유해대기오염물질이 대기 중으로 배출 및 확산되어 주변의 주거지역으로 유입, 지역 주민에게 건강상의 위해를 미칠 우려가 있으나 아직까지 이에 대한 구체적인 현황 파악 및 대책이 마련되지 않고 있다. 따라서 본 연구의 목표는 실시간으로 측정되는 해상도 높은 VOCs 자동 측정망 자료를 이용 대기에 존재하는 VOCs를 흡입했을 때 인체에 미치는 영향을 파악하기 위해 독성 자료가 확보된 VOCs에 대한 인체 위해성 평가를 실시하였다. 확률론적 위해도 평가방법에서 일반적으로 쓰이는 Crystal Ball을 이용하여 10,000번 반복하여 인체노출 확률분포와 위해도의 범위, 발생확률을 구하여 위해도를 평가하였다. 본 논문은 통일된 자료를 이용, VOCs에 대한 영향과 관리방안을 동시에 제시하고자 하였기에 본 연구 자료를 토대로 VOCs의 위해성을 저감할 수 있는 기술적, 법적 대책을 도출한다면, 공업지역 VOCs 발생원에 대한 관리 대책마련에 도움이 될 것으로 사료된다.

## 문헌고찰

### 위해성 평가의 정의

위험은 우리가 사는 도처에 존재하며 모든 위험에 대한 위해를 평가할 분석방법은 현재로서는 없다. 여기서 유해

성 (hazard)이란 장해를 야기할 수 있는 물질이나 행동을 일컬으며, 위해의 근원이라고 정의할 수 있으며 위해도 (risk)란 유해물질의 특정농도나 용량에 노출된 개인 혹은 집단에게 유해한 결과가 발생할 확률 (probability) 또는 가능성 (likelihood)으로 정의된다. OECD에서는 위해도를 「위해도(Risk) = 유해성(Hazard)×노출량(Exposure)」라고 표현하고 있다 (동화기술, 2007). 위해성 평가는 어떤 독성 물질이나 위험상황에 노출되어 나타날 수 있는 개인 혹은 집단의 건강 피해 확률을 추정하는 과학적인 과정이라고 정의할 수 있다. 다시 말하면 위해성 평가란 사람이 환경적 위험에 노출되었을 경우, 발생한 영향을 정성 또는 정량적으로 추정하는 과정이다 (신동천, 2000).

위해성 평가는 환경 또는 건강위해의 정도와 확률을 평가하기 위해 관련된 모든 정보를 분석하기 위하여 과학, 공학, 통계학 등의 다양한 학문분야를 도구로 종합적으로 사용하며, 따라서 일정한 공식을 제시하기는 어렵다. 위해도는 크게 4가지-발암위해, 비발암위해, 생태학적 위해, 복지(welfare)위해로 구분되는데 위해성 평가는 처음에는 특정 기술에 대한 사고위험에 의한 위해 확률을 평가하기 위해 개발되었으나 위해성 평가 방법론은 실험실에서 시험된 화학물질로부터 발생하는 발암영향을 평가하면서 가장 많이 발달하였다. 위해성 평가는 종종 발암 위해성 평가로 동등시되는데 1983년 미국 국가연구위원회 (National Research Council ; NRC)에서는 위해성 평가에 대한 지침서를 발간하였으며 1986년 미국 EPA에서는 발암물질의 위해성 평가, 돌연변이 위해성 평가, 복합 화학물질의 건강 위해성 평가, 발육독성물질의 건강 위해성 평가, 노출평가 지침을 제정하였다. NRC에서는 위해성 평가 시 가장 중요하게 다루는 것으로 발암성을 들었다. 국내에서는 위해성 평가의 대상물질 선정기준, 절차 및 방법 등에 관한 지침이 유해화학물질관리법에 의해 고시되어 평가지침에 따라 수행되고 있다 (유해화학 물질관리법, 2006).

### 불확실성 분석(Uncertainty Analysis)

위해성 평가는 매우 복잡하고 여러 가지 정보와 자료를 집대성하는 과정이기 때문에 불확실성은 위해성 평가의 각 4가지 단계에서 모두 나타나게 된다. 위해성 평가 과정에서의 불확실성은 모수에 대한 불확실성 (Parameter Uncertainty), 모델에 대한 불확실성 (Model Uncertainty), 결정규칙에 대한 불확실성 (Decision-Rule Uncertainty) 및 변수에 대한 불확실성 (Variable Uncertainty) 등의

4가지 형태로 구분되어진다. 이러한 불확실성을 감소시키기 위한 평가방법으로 확률론적 위해성 평가가 제시되고 있다. 확률론적 위해성 평가는 오염물질의 위해성 평가 시 사용된 각 인자들의 불확실성까지 포괄하여 고려하는 방법이다. 지금까지 대부분의 인체 위해성 평가는 위해성에 대한 단일평가치 (Point Estimate)를 결정하는 방법을 사용해 왔으나, 확률론적 위해성 평가는 위해성의 범위 (Range)와 발생 확률(Likelihood of Occurrence)을 제공하고, 위해도에 미치는 영향이 큰 인자를 쉽게 확인할 수 있는 등 더 많은 유용한 정보를 제공하기 때문에 확률론적 평가 방법의 개발 및 이를 활용한 위해도 평가는 필수적이다 (전과정위해성평가 표준지침서 2007).

**위해성평가 절차**

위해성평가 방법이 가장 보편적으로 받아들여지고 있는 것은 NRC에 의해 고안된 유해성 확인(hazard identification), 노출평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment) 및 위해도 결정(risk characterization)의 주요 4단계이다. 위해성 평가를 하기 위한 첫 단계인 유해성 확인 과정은 사람이 어떤 화학물질에 노출되었을 경우, 과연 유해한 영향을 유발시키는가를 결정하는 단계로서, 그 물질에 대한 모든

동물 실험자료 및 사람에 대한 자료(역학 연구)를 토대로 유해성의 여부 정도를 확인하는 과정이다. 유해성 확인과정에서 화학물질의 건강영향이 지적되었다면 그 다음에는 용량과 반응관계에 대한 평가가 이루어져야 한다. 즉, "용량반응평가"라 함은 인체가 유해물질의 특정용량에 노출되었을 경우, 유해한 영향이 발생할 확률이 어느 정도인가를 추정하는 과정이라고 정의할 수 있다. 또한, 사람이 다양한 환경매체(공기, 음용수, 식품, 토양 등)를 통해 유해성이 확인된 유해물질에 과연 얼마나 노출되는가를 결정하는 노출평가과정을 거쳐 용량-반응 평가에서 도출된 정보를 통합하여 특정오염물질의 특정농도에 노출되었을 경우, 개인이나 인구집단에서 유해영향(예;암)이 발생할 확률을 결정한다. 4가지 과정 중 유해성 확인은 정성적 위해성 평가(qualitative risk assessment)에 속하고 용량-반응 평가, 노출평가, 위해도 결정은 정량적 위해성 평가(quantitative risk assessment)에 속한다.

**자료 및 방법**

**VOCs 출현 특성**

Table 1과 Table 2에 감전동과 장림동측정소에서 측정

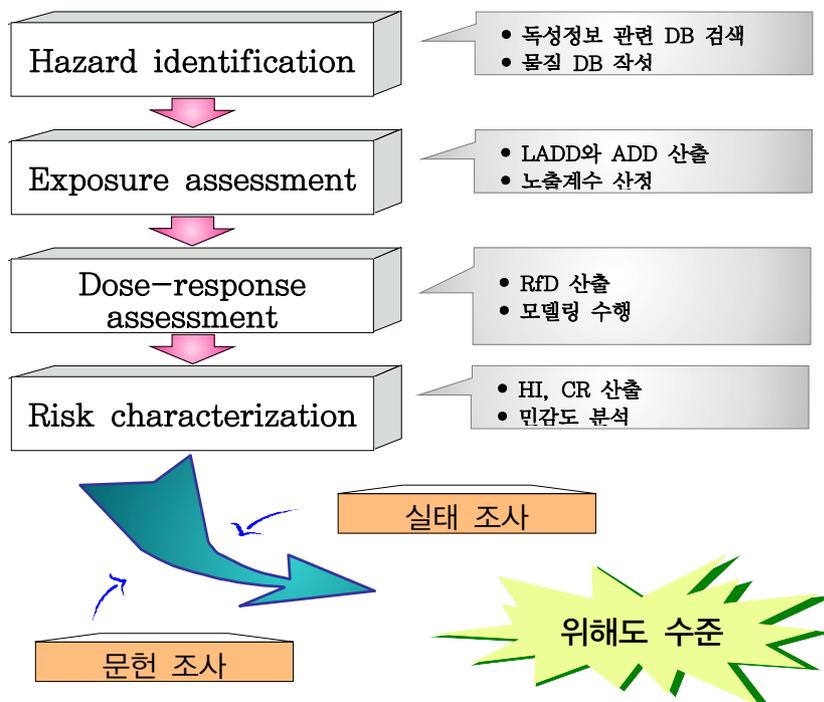


Fig. 1. The main steps of the risk assessment.

된 1년간 VOCs 자료 8,400건에 대하여 VOCs 개별 물질에 대한 검출빈도와 평균농도 측면에서의 순위를 나타내었다. 감전동 측정소는 평균농도 측면에서는 toluene이 11.02 ppb로 가장 높았으며, 다음으로 propane (8.76 ppb), ethane (2.58 ppb), n-butane (2.47 ppb) 순으로 나타났다. 최근 환경부에서 2010년 1월 1일부터 국가 대기환경기준물질로 benzene을 추가로 지정하였으며, benzene의 규제 농도를  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (1.43 ppb)으로 설정하였다. Benzene은 국제 암 연구센터 (IARC), 세계보건기구 (WHO)등에서 규정한 인간에게 확실한 발암성 물질로 분류되어있으며, 발암성 이외에 중추신경쇠약, 피부자극 뿐만 아니라, 대기 중의 오존 ( $\text{O}_3$ ) 형성을 증진시키는 등 환경과 인체의 두 가지 측면에서 관심이 되는 물질이다. 감전동지역에서 측정된 benzene의 평균농도는 0.55 ppb로 국가대기환경기준 보다 낮은 수준으로 나타났다. 전체 56개의 물질 중 36개의 물질의 평균농도가 0.10 ppb이상으로 나타났으며, 20개의 물질의 평균농도가 0.10 ppb이하로 비교적 낮은 VOCs 농도 분포를 보이고 있다. Benzene 경우 검출빈도가 90.3%로 높은 검출률을 보였다. 장림동 측정소는 평균농도 측면에서는 toluene이 11.21 ppb로서 가장 높았으며, 다음으로 propane (8.69 ppb), formaldehyde (3.04 ppb), ethylbenzene (2.82 ppb) 순으로 나타났다. 장림동지역에서 측정된 benzene의 평균농도는 0.51 ppb로 국가대기 환경기준 보다 낮은 수준으로 나타났다. 전체 56개의 물질 중 41개의 물질의 평균농도가 0.1 ppb이상으로 나타났으며, 16개의 물질의 평균농도가 0.1 ppb이하로 비교적 낮은 VOCs 농도 분포를 보이고 있다. Benzene의 경우 검출빈도가 81.8%로 높은 검출률을 보였다. 지역구분 없이 감전·장림지역 전체를 하나의 표본으로 볼 때 toluene의 경우 전체 시료에서 99% 이상의 검출빈도를 보여 감전, 장림지역 대기 중 상존하는 물질인 것으로 나타났다. 특히, toluene은 유기용제로 많이 사용될 뿐만 아니라, 페인트 등 도료와 자동차 배기가스 등에서도 배출되므로 대기 중에 상존하는 대표적인 VOCs 중의 하나이다. 다음으로 xylene, ethylbenzene과 benzene이 90%이상의 시료에서 검출되었으며, hexane이 80%의 검출빈도를 나타내었다. 전체 56종의 물질 중 22종의 물질이 50% 이상의 검출빈도를 보였으며, 10% 이하의 검출빈도를 나타낸 물질이 9종 이었다. 따라서 장림과 감전 지역 대기에서 검출되는 VOCs중 검출빈도가 높고 검출 농도가 높은 benzene, toluene, ethylbenzene, m/p-Xylene, o-Xylene등 BTEX 물질과 비교적 높은 검출빈도와 평균농도를 나타

내는 물질 중 위해성이 높다고 판단되는 1,2,4-trimethylbenzene, 1,2,5-trimethylbenzene를 대상으로 환경 위해성을 평가하였으며, 그리고 악취 자동 측정망에서 연속 측정되고 있는 aldehyde류 물질 중 발암성인 formaldehyde와 acetaldehyde물질에 대한 위해도를 같이 평가하였다. 본 논문에서 연구대상인 VOCs 56개 물질은 오존전구물질로서 대부분의 물질들이 그 위해도 측면에서 유해성대기오염물질 (hazardous air pollutant, HAP)의 범주에 속하지 않는 물질이다. 따라서 검출빈도와 농도가 높은 BTEX 물질과 HAPs물질로서 그 데이터가 확보되어 있는 formaldehyde와 acetaldehyde를 대상물질로 선정하였다.

### VOCs 측정 정도관리

VOCs를 측정함에 있어 시료 채취 및 분석에 사용된 흡착관/열탈착/GC의 전반적인 성능을 평가하기 위하여 시스템의 바탕시험, 기기의 직선성, 기기의 분리능, 정확도, 정밀도 및 검출한계를 추정하였다. 먼저 시스템의 바탕시험은 수분이 첨가된 고순도 헬륨을 이용하여 시스템의 background를 점검하였다. 그 결과 PLOT Column과 BP1 Column의 총 피크의 합이 Fig. 2와 같이 0으로 나와 판정 기준인 총 피크의 합  $\leq 2\text{ppb}$ 를 만족하였다.

기기의 직선성을 알아보기 위해 농도별 표준 혼합가스를 준비하여 5, 10, 20 ppb로 multiple calibration을 실시하였다. 그 결과  $R^2$ 값이 propane 0.998과 benzene 0.997로 모든 물질이 판정 기준인  $R^2 \geq 0.995$ 를 만족하였으며 VOCs 56개 물질에 대한 개별 검량선은 Fig. 3과 같다. 기기의 분리능에 대한 정확도와 정밀도를 체크하기 위하여 검량선 작성에 이용된 중간 농도 레벨의 표준물질을 이용하여 개별 성분의 체류시간 및 propane과 benzene의 정확도 및 정밀도를 확인하였다. 회수율에 있어서 propane은 113.3%, benzene은 89.5%를 나타내어 판정기준인 회수율 80-120%를 만족하였으며 정밀도를 알아보기 위해 재현성을 측정된 결과  $\text{RSD}(\%) \leq 15$ 로 나타났다. 그 결과는 Table 3과 같다. 방법 검출한계 (method detection limits, MDL)를 구하기 위해 검출한계에 다다를 것으로 예상되는 농도로 7회 반복 측정하여 계산하였다.  $\text{MDL} = 3.14 \times \text{SD}$  로 계산하였으며 SD는 표준편차를 나타내었다. Propane의 검출한계는 1.218 ppb였으며, benzene의 검출한계는 0.06 ppb로 전 항목이 판정 기준인  $\text{MDL} \leq 2 \text{ppb}$ 를 만족한 수준으로 나왔다. 정도 관리 결과의 요약은 Table 3과 같다.

Table 1. Detection frequency and concentration of VOCs (Gamjeon)

Ranking	VOCs	Frequency	Ranking	VOCs	Concentration
1	Toluene	99.3	1	Toluene	11.022
2	n-Decane	99.2	2	Propane	8.763
3	n-Dodecane	99.2	3	Ethane	2.575
4	n-Undecane	98.3	4	HCHO	2.519
5	n-Pentane	97.7	5	n-Butane	2.473
6	n-Nonane	97.6	6	Acetylene	1.902
7	HCHO	96.6	7	Ethylbenzene	1.682
8	Ethylbenzene	96.5	8	Ethylene	1.409
9	Propane	96.4	9	isobutane	1.321
10	n-Butane	93.2	10	m/p-Xylene	1.296
11	m/p-Xylene	93.0	11	n-Pentane	0.887
12	Benzene	90.3	12	Methylcyclopentane	0.759
13	Ethane	86.9	13	n-Hexane	0.685
14	n-Hexane	86.3	14	o-Xylene	0.684
15	o-Xylene	84.7	15	Benzene	0.549
16	Acetylene	82.7	16	n-Decane	0.508
17	1,2,4-Trimethylbenzene	76.0	17	Isopentane	0.491
18	Ethylene	74.8	18	1,2,4-Trimethylbenzene	0.474
19	Methylcyclopentane	71.5	19	Propylene	0.380
20	o-Ethyltoluene	68.7	20	2-Methylpentane	0.359
21	2-Methylpentane	61.0	21	n-Nonane	0.347
22	n-Octane	53.6	22	n-Dodecane	0.340
23	Isopentane	49.8	23	n-Undecane	0.327
24	isobutane	42.0	24	Cyclopentane	0.263
25	n-Heptane	38.8	25	n-Heptane	0.195
26	3-Methylhexane	38.5	26	n-Octane	0.168
27	Cyclopentane	37.3	27	Styrene	0.158
28	Cyclohexane	37.2	28	Cyclohexane	0.149
29	1,3,5-Trimethylbenzene	36.0	29	3-Methylpentane	0.139
30	3-Methylpentane	34.6	30	3-Methylhexane	0.133
31	Isoprene	33.8	31	p-Ethyltoluene	0.113
32	trans-2-Butene	32.5	32	o-Ethyltoluene	0.110
33	cis-2-Butene	31.7	33	2,3-Dimethylbutane	0.107
34	Styrene	30.7	34	trans-2-Butene	0.105
35	2,3-Dimethylbutane	30.5	35	Isoprene	0.104
36	n-Propylbenzene	27.9	36	2-Methylhexane	0.103
37	p-Ethyltoluene	27.8	37	cis-2-Butene	0.095
38	1-Butene	27.1	38	1-Butene	0.091
39	1-Hexene	26.6	39	m-Ethyltoluene	0.091
40	trans-2-Pentene	21.4	40	1,3,5-Trimethylbenzene	0.078
41	1-Pentene	21.0	41	2,4-Dimethylpentane	0.071
42	p-Diethylbenzene	20.4	42	Methylcyclohexane	0.069
43	1,2,3-Trimethylbenzene	17.3	43	2,2,4-Trimethylpentane	0.061
44	m-Ethyltoluene	16.7	44	n-Propylbenzene	0.060
45	Methylcyclohexane	16.4	45	trans-2-Pentene	0.054
46	2-Methylhexane	15.7	46	p-Diethylbenzene	0.053
47	Propylene	14.1	47	1-Hexene	0.049
48	2,4-Dimethylpentane	14.0	48	1,2,3-Trimethylbenzene	0.046
49	2,2,4-Trimethylpentane	12.6	49	1-Pentene	0.041
50	m-Diethylbenzene	9.9	50	2,3-Dimethylpentane	0.036
51	2,3-Dimethylpentane	9.5	51	cis-2-Pentene	0.019
52	2-Methylheptane	8.6	52	2-Methylheptane	0.018
53	cis-2-Pentene	8.5	53	m-Diethylbenzene	0.015
54	2,2-Dimethylbutane	7.9	54	3-Methylheptane	0.013
55	3-Methylheptane	7.2	55	2,2-Dimethylbutane	0.013
56	Isopropylbenzene	6.8	56	Isopropylbenzene	0.008
57	2,3,4-Trimethylpentane	5.1	57	2,3,4-Trimethylpentane	0.003

Table 2. Detection frequency and concentration of VOCs (Jangrim)

Ranking	VOCs	Frequency	Ranking	VOCs	Concentration
1	HCHO	98,8	1	Toluene	11,212
2	Toluene	97,7	2	Propane	8,690
3	m/p-Xylene	96,5	3	HCHO	3,037
4	Ethylbenzene	95,4	4	Ethylbenzene	2,816
5	Propane	94,3	5	n-Butane	2,408
6	n-Nonane	93,3	6	Ethane	2,397
7	o-Xylene	93,0	7	Acetylene	2,209
8	n-Butane	90,0	8	m/p-Xylene	1,613
9	n-Decane	89,6	9	isobutane	1,392
10	n-Pentane	86,8	10	Ethylen	1,288
11	Benzene	81,8	11	n-Pentane	0,963
12	1,2,4-Trimethylbenzene	80,9	12	o-Xylene	0,896
13	Isopentane	74,9	13	Isopentane	0,880
14	n-Undecane	74,2	14	n-Hexane	0,676
15	Methylcyclopentane	67,4	15	Benzene	0,505
16	n-Hexane	66,3	16	Methylcyclopentane	0,469
17	Cyclopentane	65,1	17	1,2,4-Trimethylbenzene	0,389
18	Acetylene	64,7	18	Cyclopentane	0,341
19	n-Octane	64,0	19	n-Decane	0,324
20	o-Ethyltoluene	61,4	20	2-Methylpentane	0,315
21	isobutane	58,5	21	n-Nonane	0,286
22	Ethane	57,2	22	n-Octane	0,270
23	1-Butene	50,3	23	n-Heptane	0,247
24	trans-2-Pentene	49,7	24	2,3-Dimethylbutane	0,222
25	n-Heptane	49,0	25	m-Ethyltoluene	0,220
26	Ethylen	47,5	26	1-Hexene	0,199
27	2,3-Dimethylbutane	47,1	27	Isoprene	0,198
28	m-Ethyltoluene	45,7	28	Propylene	0,190
29	n-Propylbenzene	43,6	29	3-Methylpentane	0,186
30	2-Methylpentane	43,0	30	n-Undecane	0,164
31	trans-2-Butene	42,3	31	1-Butene	0,155
32	Cyclohexane	41,6	32	Styrene	0,148
33	1-Pentene	39,6	33	Cyclohexane	0,139
34	n-Dodecane	38,3	34	o-Ethyltoluene	0,137
35	3-Methylpentane	37,3	35	n-Dodecane	0,134
36	Isoprene	36,7	36	trans-2-Butene	0,126
37	1,3,5-Trimethylbenzene	36,5	37	trans-2-Pentene	0,115
38	cis-2-Butene	35,1	38	3-Methylhexane	0,103
39	1,2,3-Trimethylbenzene	31,8	39	2-Methylhexane	0,102
40	3-Methylhexane	31,5	40	Methylcyclohexane	0,102
41	Styrene	31,0	41	n-Propylbenzene	0,100
42	2,2-Dimethylbutane	28,9	42	1,3,5-Trimethylbenzene	0,095
43	cis-2-Pentene	27,2	43	cis-2-Butene	0,090
44	1-Hexene	22,0	44	2,2,4-Trimethylpentane	0,088
45	2-Methylhexane	21,4	45	1-Pentene	0,084
46	p-Ethyltoluene	20,8	46	1,2,3-Trimethylbenzene	0,077
47	Methylcyclohexane	20,7	47	p-Ethyltoluene	0,067
48	2,2,4-Trimethylpentane	17,7	48	3-Methylheptane	0,056
49	m-Diethylbenzene	15,6	49	cis-2-Pentene	0,055
50	3-Methylheptane	15,1	50	2-Methylheptane	0,048
51	2,4-Dimethylpentane	13,8	51	2,4-Dimethylpentane	0,045
52	2-Methylheptane	13,4	52	m-Diethylbenzene	0,043
53	Isopropylbenzene	12,0	53	2,2-Dimethylbutane	0,043
54	p-Diethylbenzene	9,2	54	2,3-Dimethylpentane	0,034
55	2,3-Dimethylpentane	8,8	55	p-Diethylbenzene	0,026
56	Propylene	8,7	56	Isopropylbenzene	0,023
57	2,3,4-Trimethylpentane	1,8	57	2,3,4-Trimethylpentane	0,004

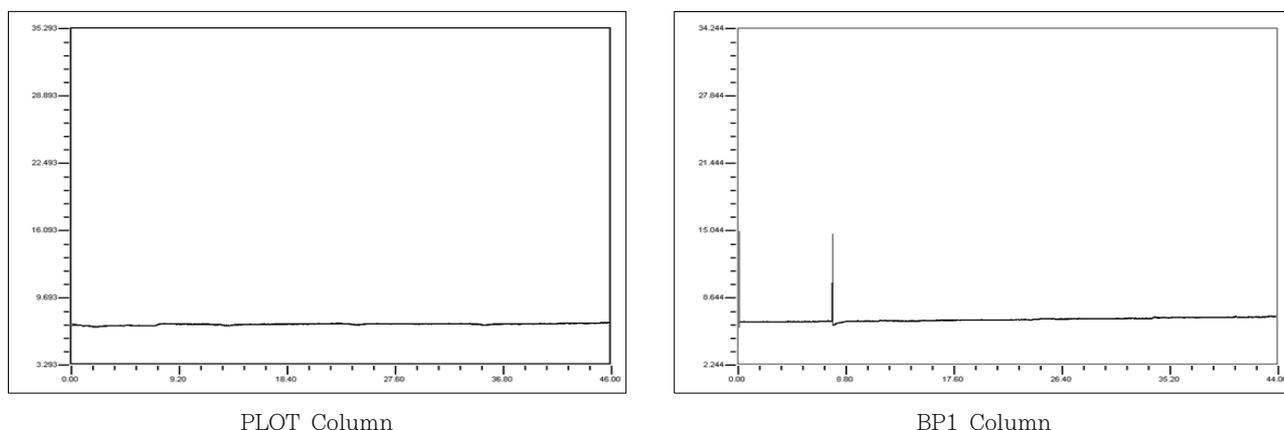


Fig. 2. The baseline of GC system.

Table 3. QA/QC and a result for VOCs in Gamjeon odor monitoring station

Compound	Process	Criterion	Results
The temperature of monitoring station	Temperature was taken monitoring station.	10-25℃	25℃
Maintenance condition of measuring instrument	Manual	Manual	Regularity
Maintenance condition of sample tube	Manual	Manual	Regularity
Blank test of system	Background check of system by high purity's helium which is added moisture	The sum of total peak ≤ 2ppb	The sum of total peak = 0
Linearity of instrument	(5, 10, 20ppb) Multiple Calibration	R2 ≥ 0.995	Propane : 0.998 Benzene : 0.997
Separation capacity of instrument	The middle of measuring line	Separation capacity	56
Accuracy Precision	Residence time of each compound by standard divided concentration and Accuracy and Precision identification of Propane and Benzene	RT ≤ ± 0.5	RT ≤ ± 0.03
		%Recovery: 80-120%	Propane : 113.3% Benzene : 89.5%
		Precision(RSD%) ≤ 25%	Precision(RSD%) ≤ 15%
MDL	Expected MDL to measure seventh (1ppb and below)	MDL=3.14 X SD SD:standard deviation MDL ≤ 2ppbc	Propane : 1,218ppb Benzene : 0,060ppb

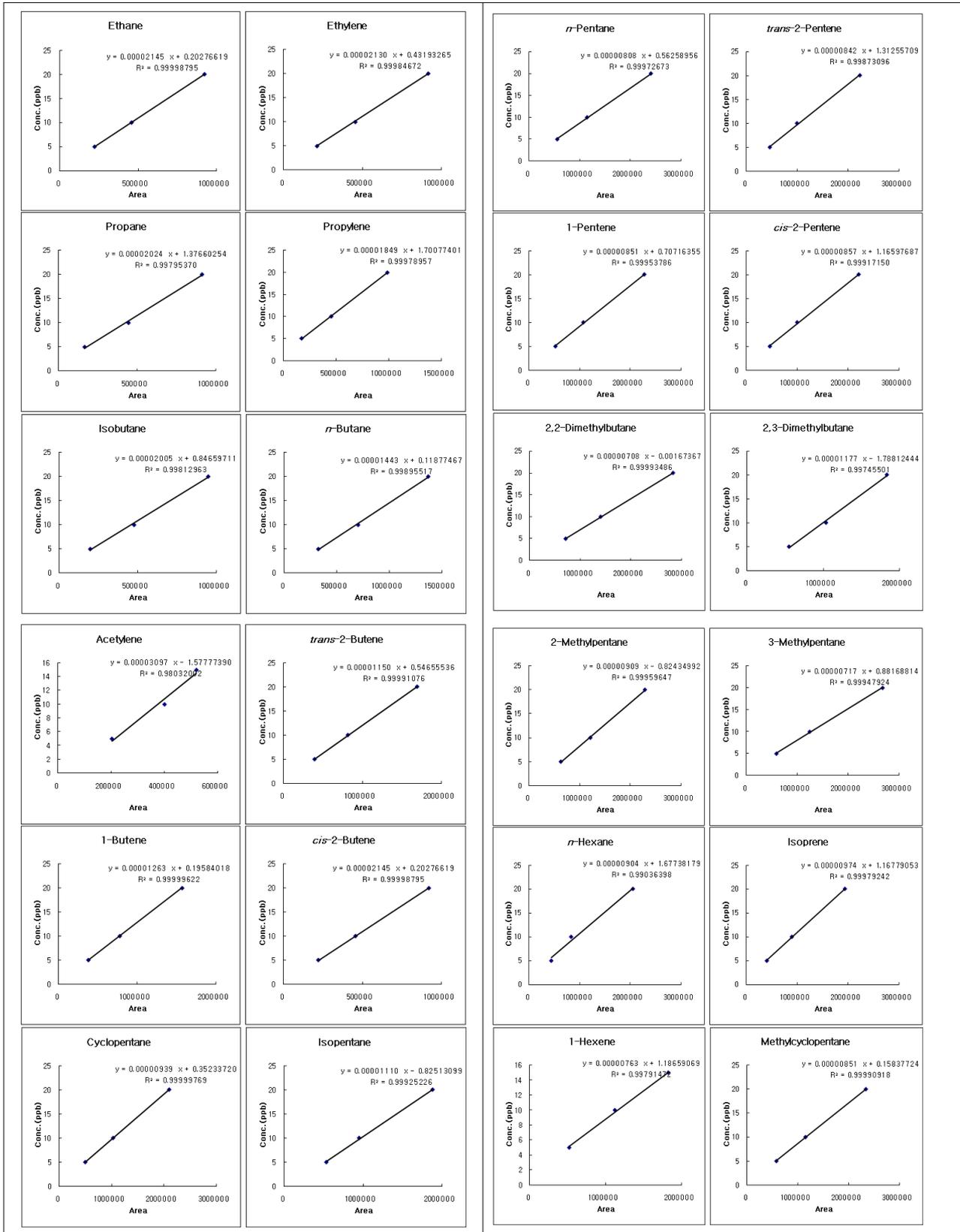
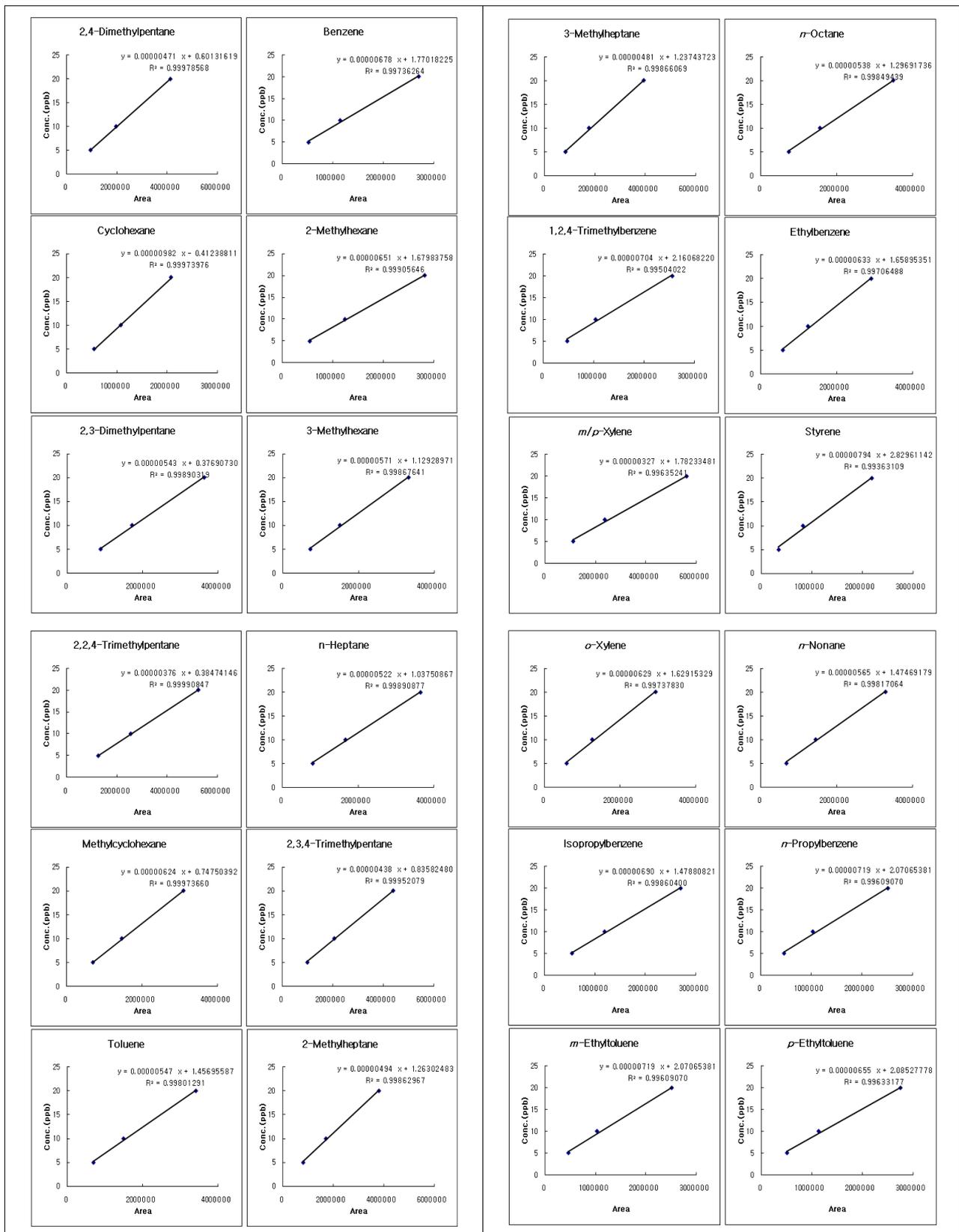
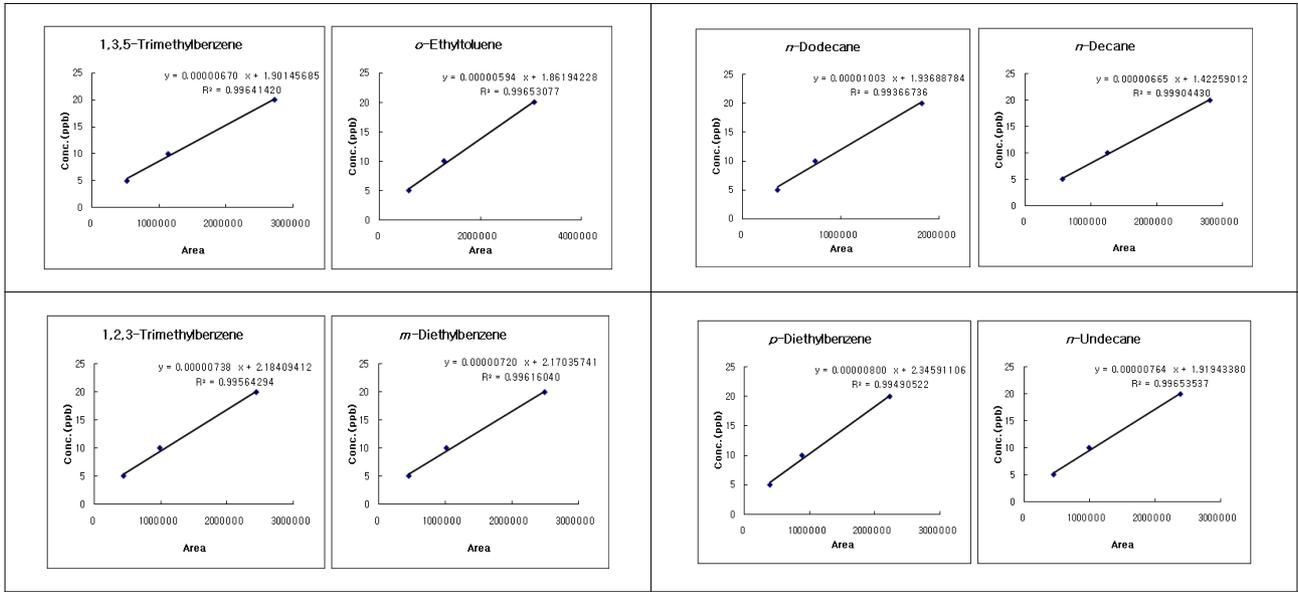


Fig. 3. The calibration curve of VOCs.

continue



continue



VOCs의 유해성 확인

유해성 확인 단계에서 가장 중요한 부분은 대기오염물질이 동물 및 사람에게 미치는 영향에 대한 연구결과들을 종합하여 발암성이 있는지와 있다면 발암성의 강도는 어느 정도인지를 평가하는 일이다. U.S. EPA와 국제암연구센터 (IARC), 미국산업위생 전문가 회의 (ACGIH)에서 제안하고 있는 발암 등급을 비교하면 Table 4와 같다.

본 연구에서 유해대기오염물질로 선정하여 측정된 주요 대상물질 중 평가 가능한 VOCs, 카보닐화합물의 발암 및 비발암 물질에 대한 독성정보 및 건강영향에 대한 정보는 Table 5에서 Table 7에 걸쳐 나타내었다. 발암물질에 대한 기본적 정보는 물질의 발암등급 및 용량-반응 평가자료 SF (slope factor), URF (Unit risk)가 필요하며, 비발암 물질에 대한 기본적 정보는 물질의 발암등급 및 RFD, RFC 가 필요하다. 본 논문에 대한 자료는 U.S. EPA의 IRIS에서 1차적으로 수집하였고, 2차적으로 PPRTV (Provisional Peer Reviewed Toxicity Values), HEAST (Health Effects Assessment Summary Tables), Cal/EPA (캘리포니아 환경청), ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry)에서 수집하였고, 독성자료에 대한 정보는

Toxnet에서 인용하였다. 또한, 발암성 물질 평가를 위한 초과 발암위해도 산출 시 사용되는 Inhalation Slope Factor가 없는 경우 Inhalation Unit Risk를 이용하여 산출하였고, 비발암성 물질 평가를 위해 사용되는 RfD (Reference Dose)가 없는 경우 RFC (Reference Concentration)를 이용하여 산출하였다. 산출식은 아래와 같다.

노출평가

노출평가 (exposure assessment)란 환경 중 화학물질의 정성 및 정량적 분석 자료를 근거로 화학물질이 인체나 기타 수용체 내부로 들어오는 노출 수준을 추정하는 것을 말한다. 용량-반응 평가로부터 화학물질에 단위농도의 노출로 부과될 수 있는 위해도를 산출하였으나, 실제적인 노출환경으로부터 노출 가능한 인구집단이 어느 정도의 위해에 처해 있는가를 알기 위해서는 노출량을 평가하여야 한다. 노출평가에서는 노출된 인구집단의 크기, 노출의 강도 (strength), 빈도 (frequency) 및 노출 기간 (duration), 그리고 노출경로 (monitoring)를 통해 인체 노출량을 추정할 수 있으며, 이에 따른 대기오염물질에 대한 인체 노출량 (일일평균인체노출량 : life average

$$Inhalation SF (mg/kg/day)^{-1} = \frac{Inhalation URF(\mu g/m^3)^{-1} * 70 kg BW}{20m^3/d} \times 1000 \mu g/mg$$

Table 4. Carcinogenicity classification of US EPA, IARC, ACGIH

	U.S. EPA		IARC		ACGIH	
Carcinogen	Carcinogenic to humans	A	The agent is carcinogenic to humans. (This category is used when there is sufficient evidence of carcinogenicity in humans)	1	Confirmed human carcinogen	A1
	Likely carcinogenic to humans	B	The agent is probably carcinogenic to humans. (This category is used when there is limited evidence of carcinogenicity in humans and sufficient evidence of carcinogenicity in experimental animals. )	2A	Suspected human carcinogen	A2
	Suggestive evidence	C	The agent is possibly carcinogenic to humans. (This category is used for agents for which there is limited evidence of carcinogenicity in humans and less than sufficient evidence of carcinogenicity in experimental animals.)	2B	Confirmed animal carcinogen with unknown Relevance to humans	A3
Non-carcinogenic	Inadequate information	D	The agent is not classifiable as to its carcinogenicity to humans. (This category is used most commonly for agents for which the evidence of carcinogenicity is inadequate in humans and inadequate or limited in experimental animals.)	3	Not classifiable as a human carcinogen	A4
	Not likely carcinogenic to humans)	E	The agent is probably not carcinogenic to humans. (This category is used for agents for which there is evidence suggesting lack of carcinogenicity in humans and in experimental animals. )	4	Not suspected as a human carcinogen	A5

HEAST (Health Effects Assessment Summary Tables)

Cal/EPA (캘리포니아 환경청)

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry)

PPRTV (Provisional Peer Reviewed Toxicity Values) IRIS (Integrated Risk Information System)

Table 5. Carbonylic compounds, carcinogens, toxic and health effects information

Carbonyl compounds, carcinogens		Formaldehyde	Acetaldehyde
CAS NO.		50-00-0	75-07-0
Classification	EPA	B1	B2
	IARC	1	2B
	ACGIH	A2	A3
MW		30.03	44.05
Unit risk		1.30E-05	2.20E-06
Inhalation slope factor		4.55E-03 (conversion)	7.70E-03 (conversion)
Dose-response data	Tumor type	Squamous cell carcinoma	Nasalsquamous cell carcinoma, adenocarcinoma
	Test Species	Rat/F344, Male	rat/SPF Wistar, Male
	Route	Inhalation	Inhalation
	Reference	Kerns <i>et al.</i> , 1983	Woutersen and Appleman, 1984
	last revised	1990. 9. 1	1991. 10. 1

Table 6. Information and health impact of toxic carcinogenic VOCs

VOCs		Benzene
CAS · NO.		71-43-2
Classification	EPA	A
	IARC	1
	ACGIH	A1
MW		78.11
Unit risk		7.8E-06
Inhalation slope factor		2.73E-02
Dose-response data	Tumor type	Leukemia
	Test Species	Man
	Route	Inhalation
	Reference	Rinsky <i>et al.</i> , 1981, 1987; Paustenbach <i>et al.</i> , 1993; Crump and Allen, 1984; Crump, 1992, 1994; U.S. EPA, 1998
	last revised	2000. 1. 19

$$\text{Life Average Daily Dose (LADD ; mg/kg/day)} = \frac{\text{오염도 (ng/m}^3\text{)} \times \text{단위환산계수 (0.000001mg/ng)} \times \text{일일 호흡률 (m}^3\text{/day)} \times \text{노출빈도 (day/year)} \times \text{노출기간 (year)}}{\text{체중 (kg)} \times \text{기대수명 (day)}}$$

daily dose; LADD) 산정 식은 위와 같다 (U.S. EPA, IRIS, ; U.S. EPA, Assessment Guidance, 1989 ; Kofi, 1998).

- 환경중의 오염농도 (concentration)
  - 일일 호흡률 (Inhalation rate)
  - 노출빈도 (exposure frequency)
  - 노출기간 (exposure duration) : 대기오염물질 호흡 기간으로 일반적으로 환경기준 설정의 경우에는 70년을 가정한다. 오염지역의 건강영향 예측의 경우에는 25년을 가정하며 실제노출기간을 알 때에는 그 기간 (day)을 적용한다.
  - 기대수명 (lifetime)
- 유해대기오염물질에 대한 위해도 평가를 위해 직접 노출 경로인 호흡노출경로만을 고려하였을 경우 다음과 같은 항목들이 검토되어야 한다. 우선적으로 호흡노출량을 산출하기 위하여 일일호흡률을 고려하고, 인체 흡수량을 파악하기 위하여 체중을 파악해야 한다. 일반적으로 대기 오염물질에 대한 인체 노출량을 산정하기 위해서는 노출 빈도, 일일 호흡률, 노출기간, 체중, 기대수명에 대한 실

측자료가 있어야 하지만 자료가 없는 경우 위해성평가에 관한 유해화학물질관리법 제18조에 따른 국립환경과학원의 절차 및 방법 등에 관한 지침에 따른 노출인자들에 대한 설정값을 사용한다. 따라서 본 연구에서 사용한 유해 대기오염물질 노출계수는 아래 Table 8에 나타내었다 (U.S. EPA, 1989 ; Kofi, 1998; 환경부, 2007, ; McKONE, 1992).

대기오염물질을 얼마나 흡입하는가를 하나의 수치로 표현하는 것은 결정론적 접근 (deterministic approach)으로 불리는데, 이 접근 방법으로 도출된 노출량이나 위해성 정보를 바탕으로 정책 결정을 하는 데에는 많은 한계가 있다. 이러한 한계로 인하여 다양한 정보를 제공함으로써 다양한 정책 결정의 기대효과를 가늠할 수 있도록 하기 위해 확률론적 접근 (probability approach)이 많이 사용된다. 확률론적 접근방법의 하나로서 불확실한 대기오염물질 노출량을 산출하기 위하여 Monte Carlo 시뮬레이션 방법이 이용되는데, 예를 들어 대기 중 오염물질의 농도는 수시로 변하는 상황에서 흡입되는 대기오염물질의 양이 일정한 분포 범위 안에 존재할 것이라고 보고 이 범위 안에서 흡입되는 대기오염물질의 농도 값을

Table 7. Information and health impact of toxic non-carcinogenic VOCs

VOCs		Toluene	Ethyl benzene	m,p-Xylenes	o-Xylene	1,3,5-Trimethylbenzene	1,2,4-Trimethylbenzene
CAS NO.		108-88-3	100-41-4	106-42-3 108-38-3	95-47-6	108-67-8	95-63-6
Classification	EPA	<i>D</i>	<i>D</i>	<i>D</i>	<i>D</i>	-	-
	IARC	<i>3</i>	-	<i>3</i>	<i>3</i>	-	-
	ACGIH	<i>A4</i>	<i>A3</i>	<i>A4</i>	<i>A4</i>	-	-
MW		92.13	106.16	<i>106.17</i>	<i>106.17</i>	<i>120.19</i>	<i>120.19</i>
RfD		8.0E-02	1.0E-01	2.0E-01	2.0E-01	5.0E-02	2.0E-03 (conversion)
RFC		5.0E+00	1.0E+00	7.0E-01	7.0E-01	6.0E-03	7.0E-03
Reference		IRIS	IRIS	HEAST, CalEPA	HEAST, CalEPA	PPRTV	PPRTV

Table 8. The exposure factor for risk assessment

Exposure factor	Distinction	Typical	SD
Weight (kg)	Men	69	9.7
	Women	56	7.8
	adult (average)	62	8.8
	Children	20	-
Life time(year)	Full	75	-
	Evaluation of carcinogenic	70	-
Inhalation rate(mg/m <sup>3</sup> )	Men	15	-
	Women	12	-
	adult (average)	13	0.9

\* Fraction is assumed to be absorbed 100%

시뮬레이션 할 수 있다. 본 연구에서는 Crystal Ball 7.0을 이용하여 확률론적 평가를 위한 Monte Carlo 시뮬레이션을 실시하였다.

#### 용량-반응평가

용량-반응평가는 사람이 유해대기오염물질의 특정 용량에 노출되었을 경우, 과연 유해한 영향을 받을 것인지 아닌지를 파악하는 단계로서 주로 건강영향 발생 확률이 얼마인지를 결정하는 단계이다. 일반적으로 용량-반응 평가를 적용하기 위한 기초 자료로는 정량적인 용량-반응 관계가 관찰된 역학 연구 자료가 가장 우선적으로 활용되며, 적합한 역학 자료가 없을 경우에는 동물 실험 자료를 이용하여 용량-반응 평가를 수행한다. 그러나 동물 실험 결과를 활용하는 경우에는 사람과 동물 간의 차이를 비롯하여 동물 실험에 사용한 용량을 인체에 적용하기 위해 변환하는 과정 등에서 오차를 발생시킬 수 있어 분석 결과에 대한 해석에 신중을 기하는 것이 바람직하다.

#### 위해도 결정

위해도 결정은 용량-반응 평가와 인체 노출평가에서 산출된 정보를 종합하여 유해대기오염물질에 특정 농도로 노출되었을 경우, 개인이나 인구집단에서 유해한 영향 즉, 암과 같은 영향이 발생할 확률을 결정하는 단계이며, 발암물질과 비발암물질로 나누어 위해도를 결정한다. 발암물질의 경우 용량-반응 평가를 통해 산출된 발암 잠재력과 인체 노출평가를 통해 얻어진 일일 평균 인체노출량을 곱하여 아래 식과 같이 산출할 수 있다.

$$\text{Excess Cancer Risk (초과발암위해도)} = \text{LADD} \times \text{Inhalation Slope Factor (발암잠재력)}$$

U.S. EPA에서는 허용위해도 (acceptable risk)를 자연적으로 발생할 수 있는 위해 수준 1.0E-06 (백만명당 1명의 초과발암확률)으로 제안하고 있다. 이 위해도는 무시해도 좋은 아주 작은 위해도로 이를 “de minimis risk”라 하며, 이 위해도에 상응하는 농도를 실제안전용량 (Virtually Safe Dose, 이하 VSD)이라 한다. 그러나 현실적으로 환경성 발암물질의 경우, 여러 가지 투자비용에 대한 경제적 손익, 공학적 처리 기술이나 분석 기술에 대한 조건들이 감안되어 법적인 규제치는 약 1.0E-06 ~ 1.0E-04 (백만명당 1명 ~ 만명당 1명의 초과발암 확률) 정도의 위해도에 상응하는 농도에서 결정되는 경우가 대부분이다. 법적인 규제가 필요하다고 판단되는 위해수준은 1.0E-04로 보고 있다. 일반적으로 발암성 물질의 위해도를 '초과발암 위해도'라고 한다. 유해 화학물질에 의한 초과발암 위해도가 백만명당 1명~만명당 1명의 초과발암 확률 수준에서 그 허용 농도를 결정하게 된다. 또한 위해도 결정에 있어 노출변수들은 불확실성과 가변성을 항상 내포하고 있다. 가변성은 호흡량, 몸무게, 노출빈도 및 노출기간 등이 수용체에 따라 다르게 나타나고, 발암물질의 농도 범위와 인체 반응의 차이, 예를 들어 화학성분에 대한 수용체의 면역성과 같은 유전적 차이에서도 나타나는 것을 의미한다. 이러한 가변성은 보통 자료의 축적에 따라 더 잘 구별되지만 제거되거나 감소되지는 않는다. 불확실성은 특정변수, 확률분포모델, 모델의 인자 (대수정규분포의 평균과 표준편차), 그리고 발암물질의 농도 자료 부족과 낮은 정밀도에 의해 나타나는데, 가변성과는 반대로 자료의 축적으로 감소시킬 수 있다. 이러한 자료의 불확실성과 가변성은 몬테카를로분석에서 확률밀도함수로 입력되어 결과에 반영되는데, 노출 변수들의 불확실

성은 위해도 결과에 대해 과대평가 혹은 과소평가와 같은 정량적인 해석을 가능하게 한다. 대표적인 노출수준에 대한 고려를 위하여 평균 위해수준인 50% 확률의 위해수준을 사용하기도 한다.

비발암 물질에 대한 위해도 결정은 용량-반응 평가를 통해 산출된 호흡 노출 참고치 (inhalation RfD)와 인체 노출량 (LADD)의 비를 이용하여 위해지수 (hazard quotient)를 산출하는 것이다. 현 오염수준으로 인한 일일 노출량을 일일 허용용량인 참고치와 비교함으로써 현 오염수준이 1을 초과하는 경우에는 유해영향이 발생할 가능성이 있음을 제시해 주며 1 이하인 경우에는 발생할 가능성이 낮다고 해석할 수 있다. 위해도 평가의 한계점은 어디까지나 예측 치이며, 위해도 평가 결과 “기준값이 초과하였다” , “초과하지 않았다” 라는 단순한 의미 해

석보다는 정책적 평가 즉, 오염물질 기준치 마련에 참고 사항으로 이용할 수 있으나 절대적인 의미를 부여해서는 안 된다 (백성옥, 2009).

### 결과 및 고찰

#### 인체노출량 산정

Crystal Ball 7.0을 이용하여 확률론적 평가를 위한 Monte Carlo 시뮬레이션을 실시하여 각 물질에 대한 인체 노출량을 산정하였다. Monte Carlo 시뮬레이션에 필요한 노출계수들은 Table 9에 나타내었으며 각 물질의 인체노출량을 시뮬레이션 한 결과는 Table 10에서 Table 12에 나타내었다.

Table 9. The exposure factor of this study

Factor	Distribution form and Coefficient	
Concentrations of air pollutants	Lognormal	Lognormal distribution estimates based on actual results
Inhalation rate	Lognormal	Mean= 13 m <sup>3</sup> /day, S.D.= 0.9 m <sup>3</sup> /day
Exposure frequency	Triangular	Min=180, Max=365, Likeliest=345
Exposure duration	point	25 year
Weight	Lognormal	Mean= 62 kg, S.D.= 8.8 kg
Lifetime	Point	Carcinogenic: 70 year, Non-carcinogenic: 75 year

Table 10. Human exposure to non-carcinogenic VOCs (Gamjeon)

Percentiles	VOC				
	Toluene	m/p-Xylene	Ethylbenzene	1,3,5-Trimethyl benzene	1,2,4-Trimethyl benzene
0%	8.4E-04	1.6E-04	1.6E-04	9.0E-06	4.1E-05
5%	1.7E-03	2.9E-04	3.4E-04	1.9E-05	8.9E-05
10%	1.9E-03	3.2E-04	3.8E-04	2.1E-05	9.8E-05
20%	2.2E-03	3.5E-04	4.2E-04	2.4E-05	1.1E-04
30%	2.3E-03	3.8E-04	4.5E-04	2.6E-05	1.2E-04
40%	2.5E-03	4.1E-04	4.9E-04	2.7E-05	1.3E-04
50%	2.6E-03	4.3E-04	5.2E-04	2.9E-05	1.4E-04
60%	2.8E-03	4.5E-04	5.5E-04	3.1E-05	1.4E-04
70%	3.0E-03	4.8E-04	5.8E-04	3.3E-05	1.5E-04
80%	3.2E-03	5.1E-04	6.3E-04	3.5E-05	1.6E-04
90%	3.5E-03	5.6E-04	6.9E-04	3.9E-05	1.8E-04
95%	3.8E-03	5.9E-04	7.4E-04	4.2E-05	1.9E-04
100%	6.2E-03	9.2E-04	1.3E-03	8.1E-05	3.9E-04

Table 11. Human exposure to non-carcinogenic VOCs (Jangrim)

Percentiles	VOCs				
	Toluene	m/p-Xylene	Ethylbenzene	1,3,5-Trimethylbenzene	1,2,4-Trimethylbenzene
0%	7.2E-04	1.3E-04	2.0E-04	1.1E-05	3.7E-05
5%	1.5E-03	2.6E-04	4.3E-04	2.2E-05	8.0E-05
10%	1.6E-03	2.8E-04	4.7E-04	2.5E-05	8.8E-05
20%	1.8E-03	3.2E-04	5.3E-04	2.8E-05	9.9E-05
30%	2.0E-03	3.4E-04	5.8E-04	3.0E-05	1.1E-04
40%	2.1E-03	3.7E-04	6.2E-04	3.2E-05	1.2E-04
50%	2.3E-03	3.9E-04	6.5E-04	3.4E-05	1.2E-04
60%	2.4E-03	4.2E-04	6.9E-04	3.6E-05	1.3E-04
70%	2.6E-03	4.4E-04	7.4E-04	3.8E-05	1.4E-04
80%	2.7E-03	4.7E-04	7.9E-04	4.1E-05	1.5E-04
90%	3.0E-03	5.2E-04	8.7E-04	4.5E-05	1.6E-04
95%	3.3E-03	5.6E-04	9.4E-04	4.9E-05	1.8E-04
100%	5.3E-03	9.8E-04	1.7E-03	9.5E-05	3.5E-04

Table 12. Human exposure to carcinogenic VOCs

Percentiles	VOCs					
	Benzene		Formaldehyde		Acetaldehyde	
	Gamjeon	Jangrim	Gamjeon	Jangrim	Gamjeon	Jangrim
0%	3.8E-05	4.5E-05	6.6E-05	8.3E-05	9.7E-06	1.3E-05
5%	7.9E-05	8.7E-05	1.4E-04	1.8E-04	2.1E-05	2.4E-05
10%	8.6E-05	9.6E-05	1.6E-04	2.0E-04	2.3E-05	2.7E-05
20%	9.6E-05	1.1E-04	1.7E-04	2.2E-04	2.6E-05	3.0E-05
30%	1.0E-04	1.2E-04	1.9E-04	2.4E-04	2.8E-05	3.2E-05
40%	1.1E-04	1.2E-04	2.0E-04	2.5E-04	3.0E-05	3.5E-05
50%	1.2E-04	1.3E-04	2.2E-04	2.7E-04	3.2E-05	3.7E-05
60%	1.3E-04	1.4E-04	2.3E-04	2.9E-04	3.4E-05	3.9E-05
70%	1.3E-04	1.5E-04	2.4E-04	3.0E-04	3.6E-05	4.2E-05
80%	1.4E-04	1.6E-04	2.6E-04	3.3E-04	3.8E-05	4.5E-05
90%	1.6E-04	1.8E-04	2.9E-04	3.6E-04	4.2E-05	4.9E-05
95%	1.7E-04	1.9E-04	3.1E-04	3.9E-04	4.6E-05	5.3E-05
100%	2.6E-04	3.3E-04	5.4E-04	7.5E-04	9.2E-05	9.6E-05

**위해도 산정**

위해성 평가 분석에서는 노출변수 즉 입력 변수들의 불확실성과 가변성에 의해 결과 산출에 큰 차이를 나타낼 수 있다. 이에 본 연구에서는 변수의 가변성을 표현하기 위해 결정론적 위해성 평가 과정에서는 CTE (Central Tendency Exposure : mean or the 50th percentile) 위해도와 RME (Reasonable Maximum Exposure : high-end) 위해도를 계산하여 제시하였다. 또한 불확실성과 가변성을 모두 고려하기 위해 Monte Carlo 분석을 통한 확률론적 위해성 평가를 수행하여 20%, 50%, 70%, 90%, 95%, 100%의 값을 제시하였다.

위해성 평가는 크게 발암물질과 비 발암물질이 독성 기전이 다르므로 평가 방법도 다르게 적용되어진다. 발암물질은 시뮬레이션하여 나온 발암 위해도를 EPA에서 위해성 평가에 사용되는 허용 위해도 (acceptable) 수준인 1.0E-6과 비교하여 이보다 높은 수준이면 위해성이 높음을 뜻하며 낮은 수준이면 위해성이 낮음을 뜻한다. 비발암 물질은 시뮬레이션하여 나온 위해지수 (hazard quotient)를 기준으로 하여 비발암 독성 평가 값인 1을 초과하면 위해성이 높음을 뜻하고, 1미만이면 위해성이 낮음을 뜻한다 (U.S EPA, 2004). 아래의 Table 13 에는 위해도 결과를 나타내었다.

(1) 발암 위해도

Table 11은 공업지역에서 측정한 VOCs 중 발암성 물질인 benzene, formaldehyde, acetaldehyde의 노출에

따른 초과 발암위해도의 단일 평가치 분석 및 Monte Carlo 분석결과를 나타낸 것이다. Benzene의 노출로 인한 초과 발암 위해도는 CTE노출시 감전동의 경우 1.5E-06, 장림동의 경우 1.4E-06, RME 노출시 감전동의 경우 4.0E-06, 장림동의 경우 4.3E-05을 나타내었으며, Monte Carlo 분석 결과 20%의 범위에서 감전동은 2.6.0E-06을 장림동은 2.9.0E-06을 나타내었다. Formaldehyde의 노출로 인한 초과 발암 위해도는 CTE 노출 시는 권고기준 1.0E-06보다 낮은 값을 나타내었으며 RME의 경우 감전동은 3.4E-06, 장림동은 1.4E-05으로 조사되었다. 또한 Monte Carlo 분석결과 감전동은 70% 범위에서 1.1E-06을 나타내었으며 장림동은 20%에서 1.0E-06을 나타내었다.

Acetaldehyde의 경우 RME값만 권고기준을 넘어선 값으로 조사되었으며 Monte Carlo 분석결과는 위해도를 나타내지 않았다. 이상과 같은 결과를 볼 때 감전동과 장림동의 발암 위해도는 전체적으로 법적인 규제가 필요하다고 판단되는 위해수준인 1.0E-04을 초과하는 물질은 없는 것으로 조사되었다.

(2) 비발암 위해도

Table 14와 Table 15은 감전동과 장림동에 측정된 VOCs의 노출에 의한 비발암성 건강유해영향 발생 가능성을 나타낸 것으로, 결정론적 분석 및 Monte Carlo 분석을 통한 확률론적 분석 결과 감전동에서는 모두 1을 초과하지 않은 것으로 조사되어 개별 VOCs의 노출에 의한

**Table 13. Comparition of fixed-point(CTE, RME) and Monte Carlo cancer risk**

Pollutant	Fixed point				Monte Carlo					
	Site	CTE	RME	Mean	Percentiles					
					20%	50%	70%	90%	95%	100%
Benzene	G	1.5E-06	4.0E-06	2.0E-06	2.6E-06	3.2E-06	3.6E-06	4.3E-06	4.6E-06	7.5E-06
	J	1.4E-06	4.3E-05	2.2E-06	2.9E-06	3.6E-06	4.1E-06	4.8E-06	5.2E-06	9.0E-06
Form-aldehyde	G	4.6E-07	3.4E-06	5.9E-07	8.0E-07	9.8E-07	1.1E-06	1.3E-06	1.4E-06	2.5E-06
	J	5.3E-07	1.4E-05	7.4E-07	1.0E-06	1.2E-06	1.4E-06	1.6E-06	1.8E-06	3.4E-06
Acet-aldehyde	G	5.1E-08	1.1E-05	1.5E-07	2.0E-07	2.4E-07	2.8E-07	3.3E-07	3.5E-07	7.1E-07
	J	7.9E-08	1.1E-05	1.7E-07	2.3E-07	2.8E-07	3.2E-07	3.8E-07	4.1E-07	7.4E-07

G ; Gamjeon, J ; Jangrim

비발암성 건강상 유해한 영향이 발생할 가능성이 낮은 것으로 보인다. 또한 이들 VOCs의 개별적 노출이 아닌 통합적 노출에 의한 통합 위험도 지수 역시 CTE 및 Monte Carlo 분석에서 위험도 지수가 1을 초과하지 않은 것으로 조사된 반면 RME에서는 1을 초과하는 것으로 조사되었다. 이는 각 VOCs의 최대 노출 시 건강상의 유해한 영향이 발생할 가능성이 있음을 나타내는 결과로 공업지역 거주자들에게 대한 환경보건적 측면에서 VOCs 관리가 이루어져야함을 시사하는 결과이다. 장림동은 개별적 노출에

서 CTE 및 Monte Carlo 분석에서 위험도 지수가 1을 초과하지 않은 것으로 조사된 반면 RME에서는 1을 초과하는 것으로 조사되었다. 1,2,4-trimethylbenzene의 RME값이 1.6E+00로 1을 초과하는 것으로 조사되었다. 기타물질들은 1을 초과하지는 않았지만 두 지역 모두에서 toluene과 1,2,4-trimethylbenzene은 1을 초과하거나 거의 근접 하는 값을 나타내어 이들 물질의 위험도가 결코 가볍지 않은 것으로 조사되었다. 특히 이들 VOCs의 개별적 노출이 아닌 통합적 노출에 의한 통합 위험도 지

Table 14. Comparison of fixed-point(CTE, RME) and Monte Carlo non-cancer risk(Gamjeon)

Pollutant	Fixed point			Monte Carlo					
	CTE	RME	Mean	Percentiles					
				20%	50%	70%	90%	95%	100%
Toluene	1.2E-02	6.7E-01	2.0E-02	2.70E-02	3.30E-02	3.70E-02	4.40E-02	4.80E-02	7.70E-02
m/p-Xylene	6.8E-04	1.8E-02	1.3E-03	1.80E-03	2.20E-03	2.40E-03	2.80E-03	3.00E-03	4.60E-03
Ethyl benzene	1.8E-03	3.9E-02	3.1E-03	4.20E-03	5.20E-03	5.80E-03	6.90E-03	7.40E-03	1.30E-02
1,3,5-Trimethylbenzene	2.3E-04	7.8E-02	3.5E-04	4.70E-04	5.80E-04	6.50E-04	7.70E-04	8.40E-04	1.60E-03
1,2,4-Trimethylbenzene	3.3E-02	6.3E-01	4.1E-02	5.50E-02	6.80E-02	7.60E-02	9.00E-02	9.70E-02	2.00E-01

Table 15. Comparison of fixed-point(CTE, RME) and Monte Carlo non-cancer risk(Jangrim)

Pollutant	Fixed point			Monte Carlo					
	CTE	RME	Mean	Percentiles					
				20%	50%	70%	90%	95%	100%
Toluene	1.2E-02	7.1E-01	1.7E-02	2.30E-02	2.80E-02	3.20E-02	3.80E-02	4.10E-02	6.60E-02
m/p-Xylene	8.7E-04	1.3E-02	1.2E-03	1.60E-03	2.00E-03	2.20E-03	2.60E-03	2.80E-03	4.90E-03
Ethyl benzene	2.7E-03	3.0E-01	4.0E-03	5.30E-03	6.50E-03	7.40E-03	8.70E-03	9.40E-03	1.70E-02
1,3,5-Trimethylbenzene	2.9E-04	9.8E-03	4.1E-04	5.50E-04	6.80E-04	7.70E-04	9.10E-04	9.80E-04	1.90E-03
1,2,4-Trimethylbenzene	2.2E-02	1.6E+00	3.7E-02	5.00E-02	6.10E-02	6.90E-02	8.10E-02	8.80E-02	1.80E-01

수는 RME에서 두 지역 모두 1을 넘어서는 값을 나타내어 관리의 필요성을 시사하고 있다.

이러한 결과는 4년 동안의 상시측정으로 실시간 측정된 측정자료를 대상으로 기존의 위해성 자료와 평가모형을 가지고 적용한 사례이다. 보건학적인 측면에서 궁극적인 환경관리는 인체위해성 저감을 목적으로 하고 있다. 따라서 본 연구에서는 검출빈도가 높고 고농도로 존재하는 물질 중에 위해성평가를 수행하기 위해 독성정보가 마련되어 있는 물질을 대상으로 위해성평가를 수행하였다. 일부 VOCs의 호흡에 의한 노출 위해성만을 평가한 불완전한 위해성 평가 결과이지만 관리대상 우선순위 물질을 선정하는 목적으로는 가치를 가질 수 있다고 여겨진다.

본 논문에서의 위해도 결과는 선행연구에서 보편적으로 사용한 노출계수들을 사용한 값으로 성별 및 연령별로 변화하는 노출계수들의 변화 정도를 참조하지 않은 결과이므로 노출계수 중 기대수명과 체중을 2010년 통계청 자료로 변환 시 값에서의 변화가 있을 것으로 예상된다. 2010년 통계청에서 발표한 기대수명은 본 논문에서 사용한 발암성 70년, 비발암성 75년보다 늘어난 80.5년으로 되었으며 평균체중은 19-60세 연령의 여성은 55.6kg이며 남성은 70.9kg으로 조사되어 위해도 값에 차이를 보일 것으로 예상된다. 따라서 앞으로의 연구는 성별에 따른 위해도와 기대수명 연장에 따른 위해도가 함께 연구되어야 할 것으로 사료된다.

## 결 론

VOCs중 장립동과 감전동에서 고농도로 검출되고 있는 8개 물질에 대한 인체 위해도를 평가하였다. 미국의 허용위해도(acceptable risks)의 수준과 비교할 때 발암물질의 경우 발암위해범위인  $1.0E-06$ 에서  $1.0E-04$  범위에 해당하는 물질은 benzene과 formaldehyde로 조사되었다. 그러나 법적인 규제가 필요하다고 판단되는 위해수준인  $1.0E-04$ 을 초과하는 물질은 없는 것으로 조사되었다.

비발암물질의 경우는 감전동에서는 개별적 위해도 지수에서는 CTE, RME, Monte Carlo 분석에서 위해지수 1을 넘는 물질은 없는 것으로 평가되었다. 장립동에서는 개별적 위해도 지수에서 CTE와 Monte Carlo 분석에서 1을 초과하지 않았으나 RME에서 1,2,4-trimethylbenzene의 값이  $1.6E+00$ 로 1을 초과하는 것으로 조사되었다. 발암물질의 경우 관리의 우선순위를 생각할 때 benzene, formaldehyde, acetaldehyde 순이며 비발암물질의 경우

에는 1,2,4-trimethylbenzene, toluene, ethylbenzene, m/p-xylene, 1,3,5-trimethylbenzene 순으로 조사되었다. 이러한 결과는 4년 동안의 상시측정으로 실시간 측정된 측정자료를 대상으로 기존의 위해성 자료와 평가모형을 가지고 적용한 사례이다. 보건학적인 측면에서 궁극적인 환경관리는 인체위해성 저감을 목적으로 하고 있다. 따라서 본 연구에서는 검출빈도가 높고 고농도로 존재하는 물질 중에 위해성평가를 수행하기 위해 독성정보가 마련되어 있는 물질을 대상으로 위해성평가를 수행하였다. 일부 VOCs의 호흡에 의한 노출 위해성만을 평가한 불완전한 위해성 평가 결과이지만 관리대상 우선순위 물질을 선정하는 목적으로는 가치를 가질 수 있다고 여겨진다. 본 논문에서의 위해도 결과는 선행연구에서 보편적으로 사용한 노출계수들을 사용한 값으로 성별 및 연령별로 변화하는 노출계수들의 변화 정도를 참조하지 않은 결과이므로 위해도 값에 차이를 보일 것으로 예상된다. 따라서 앞으로의 연구는 성별에 따른 위해도와 기대수명 연장에 따른 위해도가 함께 연구되어야 할 것으로 사료된다.

## 참고문헌

1. US. EPA: Guidance on risk characterization for risk managers and risk assessors : Memorandum from F Henry Habicht II, Deputy administrator, Office of the Administrator(1992).
2. 전준민, 일부 공단지역 PM2.5에 부착된 중금속 노출에 의한 건강 위해성평가, 한국환경보건학회지, 제36권 제4호, pp.294~305(2010).
3. 동화기술, 환경학개론(지구환경과학)(2007).
4. 신동천, 건강위해성 평가물(2000).
5. 유해화학 물질관리법(2006).
6. 전과정 위해성평가 표준지침서(2007).
7. 이성우, 산단지역에서 벤젠의 위해성평가에 관한 연구, 충남대학교 대학원 석사논문(2011).
8. 국립환경과학원, 위해성 평가의 대상물질 선정기준, 절차 및 방법 등에 관한 지침(국립환경과학원 고시 제 2006-30호)(2007).
9. 국립환경과학원, 시화·반월지역 유해대기오염물질(HAPs) 조사연구, 국립환경과학원(2006).
10. 대기오염물질 배출량 연보 2007, 국립환경과학원, (2009).
11. 대기환경연보(부록), 국립환경과학원(2009).

12. 백성옥, 여수, 광양 지역 유해대기오염물질 (HAPs) 조사 연구(2009).
13. 서영교, 대구모 산단지역의 유해성대기오염물질 출현 특성과 거동 평가, 영남대학교 박사학위 논문(2010).
14. 이성우, 산단지역에서 벤젠의 위해성평가에 관한 연구, 충남대학교 대학원 석사논문(2011).
15. 이영재, 광주지역 대기 중 휘발성유기화합물의 농도 및 배출원 특성에 관한 연구, 조선대학교 박사학위논문(2001).
16. 이우근, VOCs 배출현황 및 저감방안, 대한환경공학회지 특집, pp.1015~1111(2006).
17. 정일록, 지표 오존생성의 기작과 영향요소, 국립환경연구원(2001).
18. 환경부, 한국형 노출계수 개발 및 운영체계 구축 연구 - 한국 노출 계수 핸드북(2007).
19. 황승만, 온/오프라인측정시스템을 이용한 VOCs 측정에 관한 비교 연구, 한국 대기환경학회 2005년도 추계학술대회 논문집(2005).