

## 교통 혼잡지역의 대기 부유분진중 유기혼합물에 의한 발암위해성 평가

### Assessment of Health Risk Posed by Organic Substances of Suspended Particulate Matters in a Heavy Traffic Area of Seoul

신동천 · 임영욱 · 박성은 · 정 용

연세대학교 환경공해연구소

(1996년 8월 31일 접수, 1996년 12월 24일 채택)

Dongchun Shin, Youngwook Lim, Seongeun Park, Yong Chung

*Institute for Environmental Research, Yonsei University*

(Received 31 August 1996; accepted 24 December 1996)

#### Abstract

Air pollution has been recognized for many years as a factor which heightens the risk of cancer. Extractable polycyclic organic matters in air particulates have been recognized as to have carcinogenic effects. This study examined the health risks posed by organic substances of air particulates in Seoul based on methodologies that have been developed for conducting risk assessment of complex -chemical- mixture. The data used in this study was obtained from air samples collected in a heavy traffic area of Seoul (Shinchon) from 1986 to 1994. The mean concentration of total suspended particulates was  $158.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 5% of which is consisted of organic matter. The excess cancer risk from benzo(a)pyrene (BaP) was estimated to be  $3.48 \times 10^{-6}$  by applying BaP unit risk estimates to the mean concentration. 8.74 ng/m BaP equivalents of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were obtained by applying toxic equivalent factor developed by Lisbet and Lagoy. Cancer risk of extractable organic matter (EOM) calculated by the comparative potency method was  $1.0 \times 10^{-3}$ . The calculated risk from EOM were comparably higher than that from benzo(a)pyrene and exceeded the acceptable risk level.

**Key words :** suspended particulate, organic substances, risk assessment

#### 1. 서 론

대기 중의 부유분진(suspended particulate matters)은 대기오염을 측정하는 일반지표 중의 한 항목으로, 보통 대기의 단위체적당 무게( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )로써 그 오염 정도를 판단하고 있다. 대기에는 오염물질의 오염원만도

130개 이상이 존재할 뿐더러 단일 화학물질로는 약 2,800여가지 이상의 화학물질이 포함되어 있다(Graedel *et al.*, 1986). 대기 부유분진은 응축핵을 중심으로 이러한 가스상, 입자상 물질들이 혼합되어 있는 화학적 복합체(complex mixture, chemical mixture)라고 할 수 있다.

도시의 대기오염이 특히, 분진이 인체의 암을 유발하는 한 요인일 가능성이 꾸준히 제기되고 있는 가운데, 이를 규제함에 있어서 전통적으로는 단일물질 하나 하나

\* 이 연구는 KIST 의과학 기술 연구과제 지원에 의한 결과임.

에 대해 인체 위해를 평가하고 이를 법적 규제의 목표치로 설정하는 방법을 택해 왔다(NRC, 1983). 그러나 대기중에 존재하는 수많은 화학물질들의 위해도를 각각 평가하는 것이 불가능할 뿐만 아니라 이들 화학물질간의 상호작용을 규명하기란 매우 어려운 일이었다. 따라서 최근, 이러한 복합적인 성격의 오염물질 평가를 위한 접근 방법이 인간의 건강을 보호하기 위한 규제방법으로는 완전하지 못하다는 지적 때문에 복합물질 자체를 하나의 단일물질로 취급하여 이를 평가하고자 하는 노력이 일고 있다.

복합물질의 인체 영향을 평가하기 위해서 돌연변이 실험을 포함한 독성학적인 연구, 역학적 연구, 위해성평가 등 다각적인 방법론이 동원될 수 있다(Krewski and Thomas, 1992). 그러나 실제로 화학물질들의 상승(synergistic), 상가(additive), 길항(antagonistic) 효과와 같은 상호작용(interaction)을 연구하기 위해 이러한 방법들이 동원되었는데도 불구하고 다양한 화학물질로 구성된 복합체를 대상으로, 더우기 평가를 위해 필요로 하는 많은 독성, 통계적 자료점(data point)을 얻기란 쉽지 않은 일이었다. 이에 따라 미국 환경보호청에서는 지난 1986년에 처음으로 복합물질의 위해성평가 방법론에 대한 기준을 제정하게 되었고(US EPA, 1986), 이후 지속적인 연구를 통해 적절한 평가방법론이 발전되어 오고 있다(Mumtaz *et al.*, 1993; IARC, 1990).

지금까지 복합물질의 정량적 위해성평가(quantitative risk assessment)를 위해 개발된 방법론은 3가지 정도로 구분하여 볼 수 있다(Seed *et al.*, 1995). 첫째는 실제 복합물질(actual mixture)을 단일물질처럼 직접적으로 평가하는 방법이고, 두 번째는 비교잠재력 방법(comparative potency, relative potency method)으로서, 실제 복합물질과 같은 성분을 갖고 있으나 구성비가 다른 유사한 복합물질(similar mixture)을 실제 복합물질과 비교하여 평가하는 방법이다. 세 번째는 복합물질의 몇몇 성분(component based)들을 토대로 위해성을 평가하는 방법으로 발암물질의 경우에는 반응-상가모델(response additive model)을, 독성물질(systemic toxicant)의 경우에는 용량-상가모델(dose additive model)을 이용하게 된다. 여기에는 위험지수를 이용하는 방법(hazard index, HI approach), 독성상대계수를 이용하는 방법(toxicity equivalency factor, TEF approach) 등이 있다.

이러한 방법론들에 의해 비교적 많은 연구가 되어온 대상이 디젤 화합물(Lewtas, 1985; Albert *et al.*,

1983)에 존재하는 다환방향족 탄화수소류(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) 등을 포함한 다환방향족 유기오염물질(polycyclic organic matters, POM)이다. 이는 이들 성분들이 가장 잘 알려진 발암물질군의 하나로서 인체에 미치는 영향이 크기 때문인데, 미국 환경보호청(1990)에 따르면 대기오염물질에 의한 인체 발암영향에 있어서 대기 분진에 함유되어 있는 PIC(products of incomplete combustion)으로 불리우는 불완전연소 배출물이 35% 이상 기여한다고 한다. 특히, 자동차 배출물이 발암 위해에 중요한 역할을 하는 것으로 밝혀졌는데 주된 성분이 POM으로, 이런 성분을 갖고 있는 담배연기나, 코크스 오븐 등에 비해 일반 대기(ambient air)는 특정한 발생원으로 구분할 수가 없기 때문에 그 관리가 어려우며 국민의 건강을 보호한다는 차원에서도 시급히 연구되어야 할 대상이기도 한 것이다.

우리나라에서도 그동안 비교적 대기 분진에 대한 꾸준한 연구가 진행되어 왔다. 분진의 유기추출물이 돌연변이 위해를 갖고 있으며, benzo(a)pyrene(BaP)으로 대표되는 PAHs도 미량 검출되고 있다(박성은과 정 용, 1992; 신동천 등, 1990; 장재연 등, 1989).

그러나 우리나라의 부유분진 오염 정도가 우리 인체에 정량적으로 얼마만큼의 영향을 주고 있는가에 대해서는 잘 알려져 있지 않으며, 이를 위한 연구도 많지 않은 상황에 있다.

따라서 이 연구는 복합물질에 위해성평가 방법에 의한 위해도 수준을 정량적으로 평가해 보고자 하는 것이 주된 목적으로, 이를 위해 먼저 서울의 일부 교통 혼잡지역에서 몇년간 채취, 분석된 부유분진의 오염특성을 살펴보고 그 다음 대표적 단일물질에 의한 위해도와 복합물질의 위해성평가 방법에 의한 위해도를 비교하여 가능한 인체위해 범위를 평가하였다.

## 2. 연구방법

### 2.1 대기 부유분진의 채취 및 분석

분진 시료는 1986년부터 12개월간(phase I), 1987년부터 1988년의 12개월간(phase II), 1990년부터 1991년의 12개월간(phase III), 1993년부터 1994년의 11개월간(phase IV)간 측정되었던 자료로 phase I~III의 자료는 이미 보고된 바 있다(박성은과 정 용, 1992; 신동천 등, 1990; 장재연 등, 1987).

분진의 포집은 신촌도로 주변의 6층 건물 위에서 하이블룸에어샘플러(Andersen Sierra-352, US)로 채취

된 것이며, 분진 중의 함유되어 있는 유기물(extractable organic matters, EOM)은 미세(fine, 2.1 μm 미만), 조대(coarse, 2.1 μm 이상)입자로 나누어 diethylether와 cyclohexane(8:2)으로 초음파 추출과정을 거쳐 추출된 것이다. 단, phase I으로 분류되는 1986년도의 자료는 2단계(2.5 μm 이상, 미만)의 입경구분으로 채취된 것이다. 추출된 유기물은 용매추출법을 이용하여 산성(acidic), 염기성(basic), 중성(neutral)으로 분획화하고, 이중 중성분획을 TLC(thin layer chromatography)를 이용하여 PAHs를 분리한 후, 가스크로마토그래피로 정량분석하였다.

**2.2 단일물질(BaP)에 의한 위해도 추계**

BaP은 PAHs화합물의 독성학적 prototype 또는 surrogate로 자주 이용되는 한편, BaP 단일물질만으로 인체에 발암성이 연구된 역학적 사례가 없기 때문에 발암 위해를 평가하기 위해서는 동물자료를 이용하여인체로의 외삽과정을 거쳐야 한다.

여기서는 BaP의 단위위해도(unit risk)를 구하기 위해 EPA에서 이용하고 있는 BaP에 대한 2편의 동물연구(Neal and Rigdon, 1988; Thyssen *et al.*, 1981)가운데 Thyssen 등(1981)의 male syrian golden hamster를 대상으로 호흡경로를 통해 59.5주간 실험한 결과를 이용하였다.

고용량에서 저용량으로의 외삽 및 용량전환의 계산에는 Tox-risk (Version 3.1) package를 이용하였고, 미국 환경보호청에서 권장하고 있고 여러 수학적 용량-반응 모델중 동일 용량에서 가장 보수적인 결과를 보여준 선형화된 다단계 모델(linealized multistage model)에서 구해진 단위위해도를 채택하였다.

**2.3 복합물질(PAHs)에 의한 위해도**

용량-상가 접근법(dose-additive approach)중의 하나인 독성상대계수(toxicity equivalency factor, TEFs) 접근법은 한 복합물질에 있어서 개개 화학물의 in vivo 독성자료가 불충분한 경우에 알려진 특정 화학물질에 대하여 독성학적, 구조적으로 관련된 다른 성분들의 독성, 발암 잠재력을 평가하기 위해 사용되는 방법이다(Seed *et al.*, 1995).

표 1에는 지금까지 보고된 바 있는 PAHs화합물의 BaP에 대한 TEFs값들을 나타내었다. 이 가운데 가장 보수적이고 환경중 발생가능한, 그리고 여러 PAHs항목에 대한 발암력을 산출한 Nisbet과 Lagoy (1992)의 값을 이용하여 우리나라 대기 중의 PAHs의 농도로 부터

**Table 1. Proposed Toxic equivalency factors (TEFs) for the PAHs components.**

Components	TEFs proposed by			
	Nisbet and Lagoy (1992)	Clement (1986)	Chu and Chen (1984)	EPA (1984)
Benzo[a]pyrene	1	1	1	1
Dibenzo[a, h]-anthracene	5	1.1	0.69	1
Benzo[a]anthracene	0.1	0.145	0.013	1
Benzo[b]fluoranthene	0.1	0.140	0.08	1
Benzo[k]fluoranthene	0.1	0.066	0.004	1
Indeno[1,2,3-c,d]-pyrene	0.1	0.232	0.017	1
Acenaphthene	0.01	-	-	0
Acenaphthylene	0.001	-	-	0
Anthracene	0.001	0.32	-	0
Benzo[g, h, i]perylene	0.01	0.022	-	0
Chrysene	0.01	0.0044	0.001	1
Fluoranthene	0.001	-	-	0
Fluorene	0.001	-	-	0
2-Methylnaphthalene	0.001	-	-	0
Naphthalene	0.001	-	-	0
Phenanthrene	0.001	-	-	0
Pyrene	0.001	0.081	-	0

독성상대농도(TEQs)을 구하였다.

**2.4 유기추출물(EOM)에 의한 발암위해성**

대기 분진 중 POM에 의한 단위위해도치는 발암력 비교 산출법(comparative potency method)에 따라 코코스 오븐, 담배 연기(tobacco smoke) 등과 같이 역학적 연구결과가 있는 복합물질과 그 구성성분이 유사하나 in vivo 자료가 없는 대기분진의 POM의 in vitro 자료와 비교 평가하여 계산된 단위위해도치로써 표 2에 나타난 바와 같이  $1.3 \times 10^{-4}$ 으로 추계된 바 있다. 이를 분진무게에 대한 EOM 무게의 분획(4.97%)을 고려하여 POM이 아닌 분진입자에 의한 단위위해도를 구해보면  $6.5 \times 10^{-6}$ 이다.

**3. 결과 및 고찰**

**3.1 대기 부유분진의 오염도 특성**

1986년부터 서울의 신촌동의 한 지점에서 측정, 평가된 부유분진의 물리적 특성을 요약하여 보면 다음 표 3, 4와 같다.

표 3, 4를 통해 알 수 있는 서울의 한 교통지역에서의

대기부유분진 오염도는 평균 158.0 µg/m<sup>3</sup>이었으며 연간 평균치로 본 최고치가 200 µg/m<sup>3</sup>에 이르렀다. 이때 미세입자의 오염도는 98.4 µg/m<sup>3</sup>로 총부유분진의 60% 이상을 차지하고 있으며, 이는 현재의 PM-10 환경기준 (80 µg/m<sup>3</sup>)을 넘고 있다. 여기에 함유된 추출유기물의 농도는 미세, 조대입자 모두 합하여 7.86 µg/m<sup>3</sup>으로 분진 무게의 약 5% 정도가 유기물로 구성되어 있고 이 유기물의 80% 정도가 중성성분임을 알 수 있다. 여기서 EOM은 종종 분진의 유기물 특성을 파악하기 위하여 이용되는 지표로 이용되며 특히, EOM의 중성분획에는 PAHs, nitroarenes, aza arenes 등이 함유되어 있다.

13가지의 PAHs화합물 중 chrysene, pyrene, benzo(a)anthracene이 비교적 높은 농도를 보이고 있으며, PAHs중 대표적인 BaP은 미세입자에서 평균 2.07

ng/m<sup>3</sup>, 조대입자에서 0.47 ng/m<sup>3</sup>의 오염도를 보였다. 조대입자에서의 indeno (1, 2, 3-cd)pyren의 평균농도가 높은 것은 조사기간 중에 측정된 최고값의 영향을 크게 받은 듯하다. 한편, 분진의 무게 및 미세, 조대입자의 농도를 계절적으로 비교하여 볼 때, 모두 통계적인 차이가 없는 것으로 나타나 조사지역이 오염원에 따라서 계절적인 영향을 크게 받지 않는 것으로 추정해 볼 수 있다. 또한, 이전 연구(박성은과 정 용, 1992)에서 CO와 PAHs의 농도비를 근거로 하여 추정된 이 지역의 오염원이 교통차량이라는 점을 감안해 볼 때, 다년간 조사된 이 지역 대기는 차량배출물에 의한 전형적인 오염 특성을 보이고 있다고 할 수 있겠다.

**3.2 대기 부유분진중 BaP에 의한 발암위해도**  
Thyssen 등(1981)의 동물자료 전체를 이용해서

**Table 2. Cancer unit risk estimates for POM and particulate from typical combustion sources and related sources as determined by the comparative potency method.**

Emission source	POM Unit Risk(lifetime risk/µg organic matter/m <sup>3</sup> )	Particle Unit Risk(lifetime risk/µg particulate matter/m <sup>3</sup> )	Reference
Automobile-gasoline <sup>1)</sup>			Lewtas, 1988
Catalyst	4.2 × 10 <sup>-5</sup>	1.8 × 10 <sup>-5</sup>	
Noncatalyst	1.1 × 10 <sup>-4</sup>	1.6 × 10 <sup>-5</sup>	
Automobile-Diesels <sup>1,2)</sup>	2.3 × 10 <sup>-4</sup>	2.6 × 10 <sup>-5</sup>	Albert <i>et al.</i> , 1983
Trucks-diesel <sup>1)</sup>	6.6 × 10 <sup>-6</sup>	1.8 × 10 <sup>-6</sup>	Lewtas, 1988
Air Particle Extracts <sup>1,3)</sup>	1.3 × 10 <sup>-4</sup>		Lewtas <i>et al.</i> , 1991
Coke Oven <sup>1)</sup>	9.3 × 10 <sup>-4</sup>		Albert <i>et al.</i> , 1983
Tobacco Smoke <sup>4)</sup>	2.2 × 10 <sup>-6</sup>		Albert <i>et al.</i> , 1983

<sup>1)</sup> Based on the comparative potency method that compares the relative mouse skin tumor initiation potency of the POM from particle emissions from these sources to the relative human lung cancer unit risks for POM emissions with human epidemiological data (coke ovens, roofing tar (coal), and cigarette smoke)

<sup>2)</sup> Average of two light duty diesel vehicles

<sup>3)</sup> Containing ambient woodsmoke (64%) and mobile source emissions (36%)

<sup>4)</sup> Based on epidemiological data

**Table 3. The mean concentration of air particulates, extractable organic matters (EOM), and its fractions in Shinchon, a traffic area of Seoul.**

	Air Particulates (µg/m <sup>3</sup> )	EOM (µg/m <sup>3</sup> )	% Organic Fraction	A: B: N*
Coarse Particles	62.4 (40.9~83.9)	2.05 (1.56~2.78)	3.29 (2.59~4.13)	12:6:82
Fine Particles	98.4 (73.7~113.5)	5.80 (5.33~6.21)	5.89 (4.61~8.13)	12:3:85
Total	158.0 (135.8~198.5)	7.86 (7.68~8.11)	4.97 (4.02~7.16)	-

\* Proportion of acidic(A), basic(B) and neutral(N) fractions of extractable organic matter in air particulates

Table 4. Average concentration of PAHs in coarse and fine particles<sup>1)</sup>.

(unit: ng/m<sup>3</sup>)

Components	Coarse Particles	Fine Particles
Fluorene	0.21±0.34 (0.01~0.73)	0.30±0.50 (0.02~0.97)
Phenanthrene	0.24±0.30 (0.11~0.71)	0.86±1.10 (0.60~1.68)
Anthracene	0.37±0.70 (0.02~1.56)	0.31±0.51 (0.09~0.95)
Chrysene	0.51±0.73 (0.44~0.56)	3.68±4.62 (2.41~8.45)
Fluoranthene	0.56±0.74 (0.44~0.82)	2.63±3.76 (1.90~5.03)
Pyrene	0.69±0.87 (0.28~0.66)	2.84±3.97 (2.12~5.12)
Benzo[a]anthracene	0.50±0.67 (0.27~1.33)	3.09±4.42 (1.36~8.44)
Benzo[b]fluoranthene	0.44±0.50 (0.25~0.95)	2.59±2.75 (1.32~4.83)
Benzo[k]fluoranthene	0.63±1.02	0.92±1.40
Benzo[a]pyrene	0.47±0.52 (0.30~0.73)	2.07±2.09 (1.43~3.53)
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	1.03±1.59 (0.15~3.97)	2.05±2.49 (1.38~3.77)
Dibenzo[a,h]anthracene	0.11±0.16 (ND~0.21)	0.93±1.39 (ND~1.50)
Benzo[g,h,i]perylene	0.37±0.64 (0.20~0.92)	1.66±1.74 (1.18~2.00)

1) Mean concentrations of Phase II (1987~88, 12 months), III (1990~91, 12 months), IV (1993~1994, 11 months)

2) ND: Not Detected

Table 5. Unit risk estimates of benzo(a)pyrene by multistage model.

	P-Value	Cancer Potency (mg/kg/day) <sup>-1</sup>		Unit Risk (ng/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>		Virtually Safe Dose (ng/m <sup>3</sup> )	
		MLE <sup>1)</sup>	95% UCL <sup>2)</sup>	MLE	95% UCL	MLE	95% LCL <sup>3)</sup>
Multistage	0.43	1.31 × 10 <sup>-2</sup>	5.86	1.41 × 10 <sup>-8</sup>	1.68 × 10 <sup>-6</sup>	2.67 × 10 <sup>-4</sup>	5.97 × 10 <sup>-7</sup>

<sup>1)</sup> MLE(Maximum Likelihood Estimates)

<sup>2)</sup> 95% UCL(95% Upper Confidence Limit)

<sup>3)</sup> 95% LCL(95% Lower Confidence Limit)

BaP의 단위위해도를 추계한 결과 P값이 0.03으로 모델의 적합도가 타당하기 않았기 때문에 동물실험 자료 가운데 고용량의 실험결과를 빼고(동물실험에서의 용량이고농도라 그들의 정상수명을 유지할 수 없다는 독성학적 가정을 받아들여서) 다시 modeling을 수행하였다. 이 결과에서는 P값이 0.43이므로 결과를 받아들일 수 있었으며 이와 같이 산출된 발암력(cancer potency), 단위위해도 그리고 실제적 안전용량(virtually safe dose)을 표 5에 제시하였다.

단위위해도란 "70 kg의 건강한 성인이 70년간 조사지역에서 해당물질에 단위농도로 오염된 공기를 마시고 살 때 암으로 사망할 초과위험도(excess risk)"을 일컫는 것으로써, 노출평가 과정에서 도출된 정보와 조합하여 개인이나 인구집단에서 유해한 영향, 즉 암이 발생할 확률을 구하게 되는 것이다(김종만과 정 용, 1992; NRC, 1983).

단위위해도치 가운데 95% 상한값(upper confidence limit)이 최대 가능 추정치(maximum likelihood estimates, MLE)로서 통계적으로 더 안정하고 공중의

건강을 더 보호할 수 있는 보수적인 값이기 때문에 이를 BaP의 단위위해도로 이용하고, 앞서 조사된 부유분진중 BaP의 평균농도인 2.54 ng/m<sup>3</sup>을 조합하여 발암위해도를 산출한 결과 4.27 × 10<sup>-6</sup>로 평가되었다. 즉, 70 kg의 체중을 갖고 있는 건강한 성인이 현 BaP의 오염도 수준으로 오염된 공기를 평생 마시고 살 때, 이로 인해 호흡기계 암이 초과로 발생할 확률이 인구 백만명당 4명으로 추정할 수 있다.

많은 동물연구를 통해 밝혀진 BaP의 발암성 증거에 따라 IARC(International Agency for Research on Cancer, 1983)에서는 BaP을 인간에게 유력한(probable) 또는 가능한(possible) 발암물질(Group 2A, B)이라고 분류하고 있으나 미국 환경보호청에서도 지난 수십년동안 PAHs의 건강영향에 대해서 관심을 가져왔음에도 불구하고 기관내의 합일점을 찾지 못하여 아직까지도 IRIS(EPA's on line integrated risk information system)에 BaP의 발암잠재력이나 단위위해도치를 권고하지 못하고 있다. 이전의 김종만과 정 용(1992)의 연구에서 BaP의 단위위해도를 Feron 등

(1973)의 동물연구를 이용하여  $5.2 \times 10^{-7}$ 로 추계한 바 있으나 이는 노출경로가 기관지내 점적 (intratracheal administration)에 의한 것으로 호흡경로에 의한 PAHs의 인체 노출이 중요한 점을 고려할 때에 (Collins *et al.*, 1991) 흡입독성 실험에 의한 단위위해도 추계치가 요구된다. 물론 다른 경로보다도 흡입독성 실험은 대기 오염 노출에 따른 인체 위해를 평가하기에 더 적합하긴 하지만 이를 수행하는데에는 기술적으로 많은 어려움이 따르기 때문에 이에 관한 연구가 많지 않은 것이 사실이다.

### 3.3 대기부유분진중 복합물질 (PAHs)에 의한 위해도

BaP의 농도로 환산된 TEQ값의 합은  $8.74 \text{ ng/m}^3$ 으로 산출되었다(표 6). TEF를 이용해서 복합물질의 발암위해도를 추계한 연구도 있으나 본 연구에서는 현재까지의 TEF 접근법에 대한 평가가 발암력을 고려한 임시 평가수단이라는 점을 고려하여 발암위해도를 산출하지는 않았다.

용량-상가 접근법(dose-additive approach)을 변형시킨 독성상대계수(toxicity equivalency factor, TEFs) 접근법은 한 복합물질에 있어서 개개 화학물의 in vivo 독성자료가 불충분한 경우, 알려진 특정 화학물질에 대하여 독성학적, 구조적으로 관련된 다른 성분들의 독성, 발암 잠재력을 평가하기 위해 사용되는 방법이다(Seed *et al.*, 1995).

처음에 미국 환경보호청에서는 PAHs의 위해성을 평가하기 위해 발암물질, 비발암물질 두 부류로 나누어 발암성 PAHs에는 BaP에서 추계된 발암잠재력값을 이용하여 평가하였다. 그 후 TEF의 개념을 이용해서 발암성 PAHs에는 "1"을, 비발암성 PAHs에는 "0"을 적용하였는데, 실제로는 다른 대부분의 발암성 PAHs가 BaP보다 독성이 약하기 때문에 이 방법은 과대평가할 수 있다는 지적을 받게 되었다. 따라서 Chu와 Chen (1984)과 Clement 연구소(1988) 등에서 PAHs에 대한 상대적인 발암력에 대한 정보를 추가하여 다른 PAHs화합물에 대한 잠재적 위해를 평가하기 위한 좀더 정확한 값들을 개발해 내었다. 그러나 이 두가지의 값들은 유해 폐기물지역에서 일반적으로 검출되는 소수의 화합물들만을 표현한 값이라는 제한점이 있어 널리 이용되지는 못하였다. 이후에 Nisbet와 Lagoy (1994)에 의해 좀더 새롭게 재평가된 새로운 TEF값이 개발되었는데 이 연구자들은 앞으로 다ioxin에서와 마찬가지로 독성정보의 추가에 의해 TEF값은 계속 보완될 것이라

고 언급하고 있다.

TEF를 적용하기 위한 가정을 받아들이는데 있어서 Nisbet와 Lagoy (1994)는 복합체가 발암물질로 정의되는 않는 물질이라 하더라도 이들이 발암물질과 같이 공존할때 일어나는 상승작용을 동물실험등으로 증명한 연구들을(Pfeiffer, 1977; Schmahl *et al.*, 1977) 받아들여서 PAHs 중 BaP과 같은 발암성이 있는 물질 이외의 이성질체에 대한 상대발암력을 제시한 것이며, 또한 BaP과 dibenzo[a, h]anthracene의 단독물질에서의 발암력보다도 두 물질을 동시에 투여한 경우가 동물 실험 결과에서 더 높은 발암효과를 보인다는 증거(Pfeiffer, 1977)를 받아들여 각 PAHs 물질의 상대독성을 상가적(additive)으로 적용할 수 있었다. 이들이 제시한 결과는 미생물실험, 동물실험 그리고 환경역학자료 등의 광범위한 연구결과를 종합적으로 사용하여 각 대상 물질들의 상대독성을 구한 것이며 특히 자료가 충분한 BaP의 독성을 기준으로 하고 있다.

TEF접근법에 의한 발암위해는 다른 발암성 성분이 더 존재할 경우 과소 평가될 수 있다는 단점이 있어 PAHs의 조성이 단순한 경우에 유용하며, 개개 PAHs 성분의 인체 발암성에 대한 직접적인 증거가 없다는 한계를 갖고 있다.

복합체의 각 성분들의 독성학적 종말점이 유사하고 여러물질들간의 독성학적 영향이 상가적(additive)으로 작용한다는 가정하에 사용되며 기준 물질에 대한 상대잠재력(relative potency)은 각 화학물에 할당된 TEF로 표현된다. TEF의 개념은 처음에 polychlorinated dibenzo-p-dioxins(PCDDs)와 dibenzofurans(PCDFs)과 같은 복합물질의 독성을 평가하기 위한 중간적(interim) 측정수단으로 개발되었으나, 현재 미국 환경보호청에서 PAHs, PCB 등의 복합물질을 평가하는 방법론으로 추천하고 있다(US EPA, 1993).

일반적으로 규제기관에서는 복합물질의 상대 독성범위 안에서 상한값(upper bound value)에 해당하는 TEF를 선정함으로써 보다 엄격한 수치를 적용하고자 하며 만성 생물검증, 기형독성 연구를 통해 얻어진 자료에 보다 더 가중을 두고자 한다(Seed *et al.*, 1995).

이렇게 하여 얻어진 TEF는 각 성분들의 농도에 곱해서 독성등가농도(toxicity equivalent, TEQs)를 산출하게 되고 복합체의 독성이나 발암성은 TEQs의 합으로 부터 평가된다.

그러나 이 접근법에는 여러 가지의 제한점이 있는데 그 중의 하나가 실험된 종간사이에 또는 반응사이에 정량적 차이가 있다는 것이다. 이러한 차이는 상대잠재력

Table 6. Benzo(a)pyrene equivalents (TEQs) in air particulates, Shinchon area, Seoul.

Components	Toxic <sup>1)</sup> Equivalency Factor	Mean <sup>2)</sup> Concentration (ng/m <sup>3</sup> )	TEQs (ng/m <sup>3</sup> )
Benzo[a]pyrene	1	2.54	2.54
Dibenzo[a, h]-anthracene	5	1.00	5.00
Benzo[a]anthracene	0.1	3.59	0.359
Benzo[b]fluoranthene	0.1	3.03	0.303
Benzo[k]fluoranthene	0.1	1.55	0.155
Indeno[1, 2, 3-c, d]-pyrene	0.1	3.08	0.308
Acenaphthene	0.01	-	-
Acenaphthylene	0.001	-	-
Anthracene	0.001	0.68	0.00068
Benzo[g, h, i]perylene	0.01	2.03	0.0203
Chrysene	0.01	4.19	0.0419
Fluoranthene	0.001	3.19	0.00319
Fluorene	0.001	0.51	0.00051
2-Methylnaphthalene	0.001	-	-
Naphthalene	0.001	-	-
Phenanthrene	0.001	1.12	0.00112
Pyrene	0.001	3.53	0.00353
Total			8.74

<sup>1)</sup> TEF by Nisbet and Lagoy (1992)  
<sup>2)</sup> Mean concentrations of Phase II (1987~88, 12 months), III (1990~91, 12 months), IV (1993~1994, 11 months)

값의 범위에서 생김 차이라고 볼 수 있다. 그렇기 때문에 TEF 접근법의 예측능력은 복합체의 잠재력을 측정할 때에 선택된 종말점과 종에 따라서 결정되며 새로운 독성실험 결과를 얻게 되면 TEF값이 보완된다.

### 3. 4 대기 부유분진중 유기추출물 (EOM)에 의한 발암위해성

대기 분진 중 POM에 의한 단위위해도치는 발암력 비교 산출법 (comparative potency method)에 따라 코크스 오븐, 담배 연기 (tobacco smoke) 등과 같이 역학적 연구결과가 있는 복합물질과 그 구성성분이 유사하나 in vivo 자료가 없는 대기분진의 POM의 in vitro 자료와 비교 평가하여 계산된 단위위해도치로써  $1.3 \times 10^{-4}$ 으로 추계된 바 있다 (표 2). 이를 분진무게에 대한 EOM 무게의 분획 (4.97%)을 고려하여 POM이 아닌 분진입자에 의한 단위위해도를 구해보면  $6.5 \times 10^{-6}$ 이다.

이를 앞서 살펴본 부유분진의 유기추출물량인 7.86

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 POM의 단위위해도 혹은 부유분진오염농도인  $158 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 와 단위위해도를 조합하여 발암위해를 산출해보면  $1.0 \times 10^{-3}$ 으로 평가된다.

즉, 현재 EOM으로 구성된 대기분진에 의한 발암위해는 인구 천명당 1명의 초과발암위해를 갖고 있다고 할 수 있다.

복합물질의 위해성을 평가하기 위한 발암력 비교산출법 (comparative potency method)은 발암위해성을 평가하는데 있어서 역학적, 독성학적 정보가 미약한 복합물질에 대한 단위위해도 추계치를 산출하는데 이용할 수 있는 방법이다. 예를 들어 흡연이나 코크스 오븐 (coke-oven) 근로자에서와 같이 잘 규명된 역학적 연구결과에서 산출된 단위위해도 추계치를 이용하여 역학적 연구가 불충분하나 유사한 성분을 갖고 있는 복합물질의 인체 위해도를 추계하는 방법이다. 이때 비교하려는 모든 물질의 동물 실험자료, 단기독성 실험자료들은 충분히 있어야 하며 역학 결과를 포함하여 이러한 상관성이 존재한다는 가정이 성립되어야 한다 (Lewtas, 1993).

이 방법이 개발되게 된 배경을 보면 1978년 디젤 차량배출물의 유기추출물의 돌연변이활성도가 처음으로 보고되자 발암가능성에 대한 관심이 급증하게 되었는데 가솔린 장치 차량보다 디젤 차량이 분진을 수백배 더 방출하는 데도 불구하고, 가솔린 차량배출물이 동물실험에서 피부암을 일으킨다는 것이 분명히 밝혀진 것과는 달리 디젤 추출물은 매우 제한된 연구결과만이 이를 뒷받침할 뿐이었다. 그러자 미국환경보호청에서는 디젤 배출분진에 의한 발암위해를 평가하기 위해 과학적 기초자료를 수집하였고 그 당시의 동물 및 역학자료가 발암위해성을 평가하기에는 충분하지 않고 더욱이 장기간의 동물검증실험과 역학연구 결과가 제시되기까지는 수년이 소요되기 때문에 발암력 비교 산출법 (comparative potency method)이라는 방법을 개발하기에 이른 것이다 (Albert *et al.*, 1983).

이는 상대적 생물검증 역가 (relative bioassay potency)라고도 하는데 이는, 두 복합물질의 같은 in vivo 또는 in vitro bioassay 결과의 용량-반응 기울기의 비를 구한 뒤, 두 복합물질 중 이미 알려진 한 복합물질의 인체 단위위해도와 조합하여 알려지지 않은 복합물질의 단위위해도치를 구하게 된다.

비교잠재력 산출법에 의한 이전의 연구 (신동천 등, 1994)에서는 Lewtas에 의한 여러 단위위해도 추계치 중에서 가솔린과 디젤 차량 중 POM의 단위위해도치와 현재 우리나라에서의 차량 기여도를 고려하여  $1.9 \times 10^{-3}$

라는 수치를 추정한 바 있었다. 이 수치는 이 논문에서 이용한 대기분진에 의한 단위위해도 추계치와도 유사한 값으로 여러 가지 방법으로 추정해 본 분진중 EOM 추출물에 의한 단위위해도치는 대략  $10^{-3}$  수준임을 알 수 있다.

즉, 현재 EOM으로 구성된 대기분진에 의한 발암위해는 인구천명당 1명의 초과발암위해를 갖고 있다고 할 수 있다. 물론 Lewtas에 의해 구해진 대기분진 중 함유되어 있는 POM성분에 의한 단위위해도치는 64%의 나무연기와 36%의 차량배출물의 성분으로 구성되어 있어 우리나라의 분진의 EOM과는 화학적 조성이 다르겠지만 성분이 동일하다는 가정하에서 계산될 수 있는 수치이다.

이 수치는 POM 이외의 다른 성분들을 고려하지 않았음에도 Doll과 Peto (1981)의 대기오염에 의한 암 사망률 추정을 근거로 계산해 본 위해도 ( $4.5 \times 10^{-3}$ ) 수준의 약 5분의 1값으로 대기오염에 의한 건강피해가 환경오염중 큰 부분을 차지하고 있으며 우리나라의 대기오염이 외국에 비해 심하다는 점을 고려한다면 결코 과대평가되었다고 볼 수는 없을 것으로 생각된다.

다만, 이 발암력 비교 산출법은 독성학적, 역학적 자료가 부족한 복합물질에 대해서는 단위위해도치를 직접 구해 위해도 관리를 위한 자료로 사용할 수 있다는 점에서는 효과적인 방법이지만 하나 지역적으로, 시기적으로 성분의 구성이 달라지기 때문에 널리 응용될 수 있는 방법으로 받아들여지고 있지는 않다 (Seed *et al.*, 1995).

#### 4. 결 론

대기 부유분진과 같은 복합오염물질의 정량적 인체 위해성을 평가하고자 1986년부터 1994년까지 서울의 일부 교통지역에서 조사되어 보고된 바 있는 부유분진의 오염특성을 종합하여 지금까지 확립되어온 몇가지의 위해성평가 방법론을 적용하였다.

오염도를 종합한 결과 최근 수년간의 총 부유분진의 평균 오염도는  $158.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었으며 이중 미세 입자가 약 60%를 차지하고 있었다. 또한, 총부유분진의 약 5%가 유기물(EOM)로 구성되어 있고 이 유기물의 약 80%가 중성성분으로 구성되어 있음을 알 수 있었다. 중성분획중 17종의 PAHs성분을 정량분석한 결과 chrysene, pyrene, benzo(a)anthracene이 다른 성분에 비해 비교적 높은 농도를 나타내고 있었으며, 대표적 PAHs인 BaP은 미세입자에서  $2.07 \text{ ng}/\text{m}^3$ , 조대입자에서  $0.47 \text{ ng}/\text{m}^3$ 의 평균 농도를 보였다.

위와 같은 오염상태를 기준으로 하여 현 대기 부유분진에 의한 위해도를 평가하기 위해 본 연구에서는 3가지의 접근방법을 이용하였다. 첫 번째는 전통적 접근 방법인 단일물질 하나에 대한 위해성을 평가하는 방법으로써 대기 오염물질 가운데 가장 많은 연구가 되어온 BaP을 대상으로 단위위해도를 추계하여 초과발암 확률을 산출하였다. 다단계모델의 95% 상한값에 의한 단위위해도치가  $1.68 \times 10^{-6}$ 으로 추계되었으며, 현 오염도 수준에 의한 초과발암 위해도는 인구 백만명당 4명의 초과발암 확률( $4.3 \times 10^{-6}$ )을 나타내고 있었다. 두 번째는 TEF (toxicity equivalency factor) 접근법을 이용하여 다른 PAHs화합물을 BaP에 해당하는 equivalent (TEQ)로 산출한 결과  $8.74 \text{ ng}/\text{m}^3$ 에 해당되었다. 만약 이 BaP equivalent 농도에 의한 PAHs 혼합물의 초과발암확률을 산출해 본다면 BaP에 의한 초과발암위해에 비해 약 3.5배 가량 높을 것이다. 세 번째로 이용된 발암력 비교 산출법(comparative potency method)에 의해서는 이미 구해진 EOM의 단위위해도를 적용하여 현 EOM의 오염수준에 의한 발암위해도를 산출해 본 결과  $1.0 \times 10^{-3}$  즉, 인구 천명당 1명의 초과발암 위해도를 나타내고 있음을 알 수 있었다. 즉, 현재의 EOM의 성분함량을 갖은 분진으로 오염된 공기를 평생 마실 경우 이로 인해 추가로 암이 발생할 위해도는 인구 천명당 1명인 것이다.

이상과 같이 대기부유분진 오염에 의해 발생할 위해도를 평가한 결과 단일물질에 의해서는  $10^{-6}$ 의 위해도를 보인 반면, 분진의 유기추출물과 같은 복합물질의 형태에 의해서는  $10^{-3}$ 의 위해도를 보이고 있어 단일 물질이 아닌 복합물질의 형태로 평가했을 경우 더 높은 위해도를 나타내고 있었다.

현재 복합물질에 대한 위해성평가 방법론에 있어서는 많은 불확실성이 따르고, 많은 가정하에 평가되고 있는 것이 사실이나 이는 환경오염물질에 대한 인체 위해를 좀 더 정확하게 평가하고자 하기 위한 과정으로 이해되어야 하며, 앞으로도 계속 발전될 추세이다. 물론, 역학연구를 통해서 사람에게 대한 자료를 직접적으로 얻는다면 가장 좋은 방법이 되겠지만, 경제적, 시간적으로 많은 제약이 따르고 많은 혼란변수의 조절이 불가능하다는 점 때문에 용이하지 않아 이러한 접근방법이 계속적으로 시도되고 있는 것이다. 앞으로 이러한 방법론은 여러 혼합물에 대한 상호작용 기전에 대한 독성학적 연구, 혼합물질의 용량-반응평가 연구 등이 뒷받침되고 검증되어 실제 노출농도에서 발생 가능한 유해영향을 정량적으로 타당성 있게 산출하므로써 대기오염관리를 위한 필수정



보로 활용하여야 할 것이다.

참 고 문 헌

김종만, 정 용(1992) 대기중 Benzo(a)pyrene의 외삽 방법에 따른 위험도 추계치의 비교연구, 한국 대기보전학회지, 18(1), 29-37.

박성은, 정 용(1992) 서울시 대기부유분진의 농도와 다 환방향족 유기오염물질에 의한 발암 위험성, 한국대기보전학회지, 8(4), 247-256.

신동천, 정 용, 문영환, 노재훈(1990) 도시 대기중 유기오염물질의 농도와 돌연변이원성에 대한 연구, 예방의학회지, 23(1), 43-56.

신동천, 정 용, 김종만, 박성은, 임영옥(1994) 서울시 일부 교통지역의 대기부유분진중 유기오염물질에 대한 발암위해성 평가, 예방의학회지, 27(2), 326-336.

장재연, 김박광, 정 용, 조성준(1988) 서울시 대기중 다핵방향족 탄화수소류의 분리 및 동정, 한국 대기보전학회지, 4(2), 47-56.

장재연, 김박광, 정 용(1989) 대기 중 부유분진에 함유된 유기물의 분획별 돌연변이원성, 약학회지, 33(1), 46-53.

정 용, 신동천, 박성은, 황만식, 이 현(1995) 대기 부유분진중 발암성 유기추출물의 화학적 조성 및 돌연변이원성. 환경성 발암원 돌연변이학회지, 15(2), 131-139.

Albert, R.E., J. Lewtas, S. Nesnow, T.W. Thorslund, and E. Andersen(1983) Comparative method for cancer risk assessment application to diesel particulate emissions, Risk Analysis, 3(2), 101-117.

Collins, J.F., J.P. Brown, S.V. Dawson, and M.A. Marty(1991) Risk assessment for benzo(a)pyrene, Regula. Toxicol. and Pharmacol., 13, 170-184.

Chu, M.M. and C.W. Chen(1984) Evaluation and estimation of potential carcinogenic risks of polynuclear aromatic hydrocarbons, Paper presented at the Symposium on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Workplace, Pacific Rim Risk Conference, Honolulu, HI

Clement associates, Inc.(1988) Comparative potency approach for estimating the cancer risk associated with exposure to mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons (Interim Final Report), Prepared for EPA under Contract 68-02-4403. ICF-Clement Associates, Fairfax, VA, April.

Doll, R. and R. Peto(1981) The cause of cancer: Quantitative estimates of avoidable risks of cancer in the United States today, J.N.C.I. 66(6), 1191-1308.

Feron, V.J., D. Dejong, and P. Emmelot(1973) Dose-response correlation for the induction of respiratory-tract tumours in Syrian golden hamsters by intratracheal instillation of benzo(a)pyrene, Eur. J. Cancer 9, 387-390.

Graedel, T.E., D.T. Hawkins, and L.D. Claxton (1986) *Atmospheric Chemical Compounds: Source, Occurrences, and Bioassay*, Academic Press, Orlando, Florida.

International Agency for Research on Cancer (1983) International agency for research on cancer benzo[a]pyrene, IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk. Chem. Hum., 32, 211-224.

International Agency for Research on Cancer (1990) Complex mixtures and cancer risk, IARC Scientific Publications, No. 104.

Krewski, D. and R.D. Thomas(1992) Carcinogenic mixtures, Risk Analysis, 12(1), 105-113.

Lewtas, J.(1985) Development of a comparative potency method for cancer risk assessment of complex mixtures using short-term in vivo and in vitro bioassays, Toxicol Ind. Health, 1(4), 193-203.

Lewtas J.(1988) Genotoxicity of complex mixtures: Strategies for the identification and comparative assessment of airborne mutagens and carcinogens from combustion sources, Fundam. Appl. Toxicol., 10, 571-589.

Lewtas, J., R.B. Zweidinger, and L. Cupitt (1991) Mutagenicity, tumorificity and estimation of cancer risk from ambient aerosol and source emissions from wood-smoke and motor vehicles, Proceedings of the air and waste management association, Toronto, AWMA, Pittsburgh, 1

-11.

- Lewtas, J.(1993) Complex mixtures of air pollutants: Characterizing the cancer risk of polycyclic organic matter, *Environmental Health Perspectives*, 100, 211-218.
- Mumtaz, M.M., I.G. Sipes, H.J. Clewell, and R.S.H. Yang(1993) Risk assessment of chemical mixtures: Biologic and toxicologic issues (symposium overview), *Fund. Appl. Toxicol.*, 21, 258-269.
- National Research Council(1983) *Risk assessment in the Federal Government: Managing the process*, National Academy Press, Washington DC.
- Neal, J., and R.H. Gigon(1967) Gastric tumors in mice fed benzo(a)pyrene: A quantitative study. *Tex.Rep. Biol. Med.*, 25, 553-557.
- Nisbet, I. C. T. and P.K. Lagoy(1992) Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), *Regula. Toxicol. and Pharmacol.*, 16, 290-300.
- Pfeiffer, E.H.(1977) Oncogenic interaction of carcinogenic and non-carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons, in *Air Pollution and Cancer in Man*, IARC Scientific Publication 16. World Health Organization, Lyon, France.
- Schmahl, D., K.G. Schmidt, and M. Habs(1977) Syncarcinogenic action of polycyclic aromatic hydrocarbons in automobile exhaust gas condensates, in *Air Pollution and Cancer in Man*, IARC Scientific Publication 16. World Health Organization, Lyon, France.
- Seed, J., R.P. Brown, S.S. Olin, and J.A. Foran(1995) Chemical mixtures: Current risk assessment methodologies and future directions, *Regula. Toxicol. and Pharmacol.*, 22, 76-94.
- Thyssen, J., J. Althoff, G. Kimmerle, and U. Mohr(1981) Inhalation studies with benzo(a)pyrene in Syrian golden hamsters, *J. Natl. Cancer Inst*, 66, 575-577.
- U.S. Environmental Protection Agency(1984). Health effects assessment for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), EPA 540/1-86-013, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH
- U.S. Environmental Protection Agency(1993) Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons, EPA/600/r-93/089.
- U.S. Environmental Protection Agency(1986) Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures, *Fed. Reg.* 51(185), 34014-34025.
- U.S. Environmental Protection Agency(1990) Cancer risk from outdoor exposure to air toxics, EPA-450/1-90-004, US Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park.
- Zeise, L. and E.A.C. Crouch(1984) Experimental variation in the carcinogenic potency of benzo(a)pyrene, Energy and Environmental Policy Center, Harvard University, Cambridge, MA