

서울 지역에서 인체 위해도에 입각한 대기오염물질의 관리 우선 순위 선정에 관한 연구

Risk-based Priority Ranking for Air Pollution Problems in Seoul

김예신 · 박화성 · 이용진 · 임영욱¹⁾ · 신동천^{2)*}
연세대학교 환경공해연구소, ¹⁾서남대학교 환경보건학과,
²⁾연세대학교 의과대학 예방의학교실
(2002년 10월 17일 접수, 2003년 3월 20일 채택)

Ye-Shin Kim, Hoa-Sung Park, Yong-Jin Lee,
Young-Wook Lim¹⁾ and Dong-Chun Shin^{2)*}
Institute for Environmental Research, Yonsei University,
¹⁾*Department of Environmental Health, Seonam University,*
²⁾*Department of Preventive Medicine and Public Health,*
College of Medicine, Yonsei University
(Received 17 October 2002, accepted 20 March 2003)

Abstract

We have gathered exposure data on ambient air quality level and investigated dose-response slope factors of air pollutants such as fine particle, HAPs (metals, VOCs, PAHs) and dioxins in Seoul. Theoretical mortality incidences were estimated from exposure to these pollutants. From the results, priorities were ranked in the order fine particle, metals, VOCs, dioxins and PAHs by ordinal scale, and the uncertainties relative to those risk estimates were described.

Key words : Priority ranking, Comparative risk, Air pollutants, Theoretical population risk

1. 서 론

국내에서 대기오염과 관련하여 인체에 가장 큰 위해성을 부과하였던 아황산가스와 총 부유먼지가 정부의 연료정책의 성공으로 인하여 연차별로 감소 추세를 보이고 기준도 선진국 수준으로 강화되면서 (환경부, 2001) 이들 규제오염물질에 대해서는 더

이상 인체 위해성이 없을 것으로 간주되어져 왔다 (Holland *et al.*, 1979). 그러나 최근 들어 도시의 인구밀집으로 인한 자동차 증가에 따른 미세 먼지와 오존의 환경 기준의 빈번한 초과 (환경부, 2000)와 저농도에서 주요 규제오염물질로 인한 급·만성 유병률 및 사망률의 증가에 대한 일련의 연구 결과들 (Pope *et al.*, 2002; HEI, 2000; US EPA, 2000; WHO, 2000)이 제시되면서 새로운 대기오염 문제에 직면하였고, 기존 규제물질에 대한 인체 위해성의 중요성을 재삼 환기하게 되었다.

* Corresponding author
Tel : +82-(0)2-361-5361, E-mail : dshin5@yumc.yonsei.ac.kr

또한 90년대 이후에는 암 발생 및 체내 장기에 독성을 유발시키는 다환방향족 탄화수소류, 중금속, 휘발성 유기오염물질, 다이옥신을 포함하는 환경 지속성 또는 난분해성 물질 등 미량유해물질에 대한 노출 평가 및 위해성 평가가 지속적으로 이루어져 왔다(연세대 환경공해연구소, 1995~1998). 이와 같이 대기오염물질로 인한 인체 위해성의 연구는 크게 비규제 오염물질(non-regulated pollutants)로서 미량 유기·무기 유해물질(hazardous air pollutants)과 규제오염물질(regulated pollutants)의 두 갈래로 구분 지어 진행되어져 오고 있다.

80년대말 위해도의 개념이 도입되면서 약 10여년 이상 위해성 평가 연구가 활발히 진행되어져 왔다. 일부 결과들이 정책에 반영되기는 하였지만, 확률의 개념이 들어간 위해도(risk)라는 생소한 잣대가 널리 수용되지 못하고, 일부 소수집단의 연구로 그치고 말았다. 그러나 현재는 정부 행정기관이나 연구기관에서도 환경오염물질의 위해성 평가나 관리정책의 중요성을 공히 인식하면서 이들 개념이나 연구결과를 적절히 활용하는 시점에 이르렀다.

과거의 위해성 평가는 물질 중심의 접근으로, 지역 전반의 통합적인 결과나 대안을 제시하기보다는 해당 매체내 오염물질의 개별적인 위해 수준을 파악하는 정도였고, 위해성 평가의 틀이나 지원자료를 구축해 나가는 기초작업이 주를 이루었다. 그러나 현재에는 이러한 위해성 평가의 활용적인 측면들이 강조되고 있으며, 이를 위해 통합적인 관점에서 지역 기반의 통합적인 인체 위해성 평가(community-based integrated risk assessment)가 요구되고, 이들 결과를 활용하여 매체간·매체내 우선적으로 문제가 되는 물질을 선별하고, 선별된 우선 순위가 높은 물질들의 위해도 감소를 위한 최적의 전략 또는 정책 대안들을 평가하기 위한 도구나 구체적인 결과물들이 요구되는 시점이다. 즉 비교 위해도 분석(comparative risk analysis), 우선 순위 선정(priority ranking), 비용-편익분석(cost-benefit analysis)과 같은 현안을 해결하기 위해 의사 결정의 과학적인 근거 자료를 제공하는 위해성 관리 측면에서의 연구들이 강조되고 있다.

이들 분석의 최종목표는 산재해 있는 환경문제의 정책 우선 투자 순위를 가려내어 제한된 인력이나 비용을 최대한 효율적으로 이용할 수 있으며, 즉 위

해성이 높은 문제에 대해 우선적으로 또는 집중적으로 투자하여 위해도를 감소시키는데 목적이 있다고 할 수 있다.

그러나 우리나라에서는 통합적인 관점에서 위해도를 평가하고 과학적인 기준에 의거하여 우선 순위를 선정하는 연구 방법이나 결과물들이 부족한 상황이다. 따라서 이 연구에서는 서울 지역을 기반으로 다양한 대기오염 문제(물질)에 대하여 인체 위해도를 추정하고 이들 결과를 토대로 대기오염 문제나 물질(군)의 우선 순위를 선정하는 기법과 예비적 결과물을 동시에 제시하고자 한다.

2. 연구 및 방법

2.1 연구내용

인체 주요 접촉 매체 중 하나인 대기 오염에서 중금속이나 휘발성 유기오염물질과 같은 개개의 화학물질, 다환방향족 탄화수소류나 다이옥신류와 같은 복합물질, 미세 먼지 등 각각의 물질 특성에 따른 위해성 평가 방법론을 적용하여, 암 발생으로 인한 이론적 사망수를 추정하고, 이들을 토대로 우선 순위에 있는 문제 또는 물질들을 선별하고자 한다.

2.2 연구방법

2.2.1 대상 문제(물질) 및 지역 선정

주요 환경문제 선정은 선행 연구(Konisky, 1999; US EPA, 1993; US EPA, 1987)에서 대상이 되었던 환경문제들과 비교하여 문제에 대한 용어나 의미가 일치하는 문제들을 선별하였고, 동시에 국내 연구자료를 검토한 후, 정량적인 위해성 평가가 가능하도록 자료(raw data)를 충분히 지원해줄 만한 문제들을 대상으로 결정하였다.

연구 대상은 대기 오염문제를 3개의 하위 문제로, 이는 다시 6가지 물질군으로 분류하였고, 물질군에 해당하는 오염물질은 총 43종이었다(표 1). 최종적인 유해영향 지표(endpoint)를 암 발생으로 인한 사망이므로, 연구 대상 물질들은 모두 발암물질로서, US EPA 발암물질 분류체계(US EPA, 1993)에서 A(human carcinogen), B1, B2(probable human carcinogen), C(possible human carcinogen)에 해당하는 물질이고, IRIS(US EPA, 2001b)에 열거된 용량-반

Table 1. Chemical (s) or sub-problems of this study.

Sub-problem	Chemical classes	Chemicals (agents)		
HAPs	PAHs (15)	<ul style="list-style-type: none"> Acenaphthene Benzo(a)anthracene Benzo(g, h, i)perylene Dibenzo(a, h)anthracene Indeno(1, 2, 3-cd)pyrene 	<ul style="list-style-type: none"> Acenaphthylene Benzo(a)pyrene Benzo(k)fluoranthene Fluoranthene Phenanthrene 	<ul style="list-style-type: none"> Anthracene Benzo(b)fluoranthene Chrysene Fluorene Pyrene
	VOCs (7)	<ul style="list-style-type: none"> Benzene Dichloromethane Trichloroethylene 	<ul style="list-style-type: none"> Chloroform Ethylene dibromide 	<ul style="list-style-type: none"> 1, 2-Dichloroethane Tetrachloroethylene
	Metals (3)	<ul style="list-style-type: none"> Arsenic 	<ul style="list-style-type: none"> Cadmium 	<ul style="list-style-type: none"> Chromium
Fine particle	PM _{2.5} (1)	<ul style="list-style-type: none"> PM_{2.5} 		
Dioxins	Dioxins and Furans (17)	<ul style="list-style-type: none"> 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-HpCDD 1, 2, 3, 4, 7, 8-HxCDD 1, 2, 3, 4, 7, 8-HxCDF 2, 3, 4, 6, 7, 8-HxCDF 1, 2, 3, 7, 8-PeCDD 2, 3, 7, 8-TCDD 	<ul style="list-style-type: none"> 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-HpCDF 1, 2, 3, 6, 7, 8-HxCDD 1, 2, 3, 6, 7, 8-HxCDF OCDD 1, 2, 3, 7, 8-PeCDF 2, 3, 7, 8-TCDF 	<ul style="list-style-type: none"> 1, 2, 3, 4, 7, 8, 9-HpCDD 1, 2, 3, 7, 8, 9-HxCDD 1, 2, 3, 7, 8, 9-HxCDF OCDF 2, 3, 4, 7, 8-PeCDF

*HAPs : Hazardous Air Pollutants, *VOCs : Volatile Organic Compounds

*PAHs : Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, *PM_{2.5} : Particulate Matter (size : ≤2.5 μm)

응정보가 존재하면서, 측정자료가 존재하는 물질들을 대상으로 하였다. 그리고 대상 지역은 서울로 하였다.

하위 문제 중 유해 대기오염물질 (hazardous air pollutants; 이하 HAPs)은 현재 환경보전법상 규제 기준이 없는 화학물질 (non-regulated pollutants)들로 여기서는 다환방향족 탄화수소류 (polycyclic aromatic hydrocarbons; 이하 PAHs), 휘발성 유기오염물질 (volatile organic compounds; 이하 VOCs)과 중금속 (metals)을 포함하였다. 그리고 만성 사망과 가장 높은 관련성을 지니는 (European Commission, 1997) 미세먼지 (PM_{2.5})를 대상으로 하였다. 또한 다이옥신류는 다이옥신류 (poly-chlorinated dibenzo-p-dioxins; 이하 PCDDs)와 퓨란류 (poly-chlorinated dibenzo-p-furans; 이하 PCDFs)를 포함하였다.

2.2.2 인체 위해도 평가

이 연구에서 환경 오염으로 인한 인체 위해도는 암 발생으로 인한 이론적 사망 위해도 (theoretical mortality risk)이고, 연간 개인 위해도와 인구 집단 위해도 (annual individual and population risk)로 분류하여 추정하였다. 여기서 우선 순위에서 이용될 최종 지표는 연간 인구 집단 위해도 (연간 개인 위해도에 노출 인구수를 고려하여 추정한 수치)로서 환경오

염물질 노출로 인한 암 발생 이론적 사망수를 의미한다.

2.2.2.1 오염도 자료

위해도 추정에 이용된 오염 농도는 실측 자료의 평균 농도를 이용하였다 (표 2). 미세먼지의 경우는 대기오염 자동 측정망 자료 (환경부, 2001) 중 PM₁₀ 농도자료에 PM_{2.5}/PM₁₀의 분율, 0.62 (권호장 등, 2002)를 적용하여 추정하였다. HAPs, VOCs, 중금속 및 다이옥신류의 경우는 서울지역의 특성 (주거지역, 교통 혼잡지역, 상업지역)을 반영하는 3개 지역에서 3개년간 모니터링 자료를 이용하였다. '96년 4, 5월과 '97년 4월을 봄으로, '96년 7월과 '97년 7, 8월을 여름으로, '96년 10월을 가을, 그리고 '96년 11월과 '97년 1월, '98년 2월을 겨울로 대표하여 계절별 오염도를 측정하였고, 모든 시료는 하루 24시간동안 채취되었다 (연세대 환경공해연구소, 1996~1998). 물질군의 자료간에는 측정시기가 동일하지 않고 시료수도 다르기 때문에, 현재 오염도와 동일하다고 가정을 하였고, 서울지역을 대표한다고 가정하였다.

2.2.2.2 용량-반응 자료

위해도 계산에 사용된 단위 위해도는 동물 실험

Table 2. Data characteristics of environmental concentrations for risk assessment.

Sub-problems	Chemical class	Sampling sites	Number of samples	Data sources	Sampling period	Ref.
HAPs	PAHs	3	75	Health risk assessment and management of air pollutants (G7 Project 2nd phase)	1996~1998	1
	VOCs	3	18			
	Metals	3	89			
Fine particle	PM _{2.5}	27	324	Current status of air quality	2000	2
Dioxin	Dioxins and Furans	3	15	Health risk assessment and management of air pollutants (G7 Project 2nd phase)	1996~1998	1
				Comparison of direct and indirect approach for estimating average daily dose of dioxins in Korea	2001	3

¹⁾ Institute for environmental research, Yonsei university (1995~1998), Ministry of Environment

²⁾ Ministry of Environment (2001), Current status of air quality, <http://www.me.go.kr>

³⁾ Institute for environmental research Yonsei university (1995~1998), Ministry of Environment/ Dongchun Shin (2001)

이나 역학 자료로부터 도출되는 결과로, 동물실험 결과는 US EPA Protocol에 따라 종간(동물-사람) 외삽과 고용량-저용량 외삽을 통해 인체에 적용된 결과이고(연세대 환경공해연구소, 2002), 단위 위해도를 가능한 우리나라 상황에 맞게 보정하기 위하여 주요 노출 인자 모수치(체중, 60 kg; 호흡량, 20 m³/day; 기대수명, 70년)를 적용하였다(환경부, 1999). 역학 자료는 특정 인종을 대상으로 한 연구 결과이기 때문에 인종간 용량-반응간의 차이가 없는 것으로 가정하고 적용하였다.

위해도 계산시 단위 위해도의 최종 단위가 평생 위해도(lifetime risk)로 제시되는 경우, 연간 위해도는 평생 위해도를 기대수명으로 동일하게 분할한 위해도와 같다고 가정하였다(US EPA, 1993). 이러한 위해성 평가의 기본적인 방법론은 “대기오염물질의 위해성 평가 지침서(연세대 환경공해연구소, 2002)”를 참고하면 자세히 기술되어 있다. 또한 노출 인구수는 최종 영향(target effect)이 암으로 인한 사망이므로 잠복기(latency period)를 고려하여, 20세 이상의 서울 지역 성인(7,651,408명)으로 하였다(통계청, 2001).

2. 2. 2. 3 오염 문제별 이론적 사망수 추정

이론적 사망수를 추정하기 위해 이용되는 각 물질의 평균 오염도와 단위 위해도는 결과 표 5에 제시하였다.

일반적인 발암성 화학물질

이들 화학물질군에 속하는 종류는 VOCs와 중금속으로서 위해성 평가 방법은 동물자료나 역학자료에서 얻어진 발암력이나 단위위해도(US EPA, 2001b)에 오염 농도를 고려하여 이론적 사망 위해도를 계산하였고, 여기에 노출 인구수를 곱하여 이론적 사망수를 추정하였다.

PAHs 및 PCDDs/PCDFs와 같은 복합물질

PAHs 및 PCDD/PCDF와 같은 복합물질(complex mixture)의 사망 위해도 계산을 위하여 독성 상대계수(toxic equivalency factor; 이하 TEF)를 이용하였다(표 3). 그리고 측정된 PAHs의 농도에 각각 benzo(a)pyrene을 기준으로 하는 독성 상대계수를 적용한 뒤, benzo(a)pyrene 농도에 해당하는 독성등가환산농도(Toxic Equivalent Quotients;이하 TEQs)를 구하였다. 이와 같이 산출된 benzo(a)pyrene_TEQs에 benzo(a)pyrene의 단위 위해도를 고려하여 PAHs로 인한 사망 위해도를 계산하였다. PCDD/PCDF 역시 PAHs와 동일한 접근법을 이용하였고, TCDD(2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin)_TEQs에 다이옥신의 단위 위해도를 고려하여 다이옥신류로 인한 사망 위해도를 계산하였다(US EPA, 2001a). 여기 (benzo(a)pyrene_TEQs × B(a)P 단위 위해도 또는 TCDD_TEQs × TCDD 단위 위해도)에 노출 인구수를 곱하여 이론적 사망수를 추정하였다. 이 때, 복합물질의 각 성분들의 독성학적 종말점이 유사하고, 여러 물

Table 3. Individual toxic equivalent factor of PAHs and PCDDs/PCDFs.

PAHs ¹⁾		PCDD/PCDF ²⁾			
PAHs	TEFs	PCDDs*	TEFs	PCDFs**	TEFs
Dibenz (a,h)anthracene	5	2, 3, 7, 8-TCDD	1.0000	2, 3, 7, 8-TCDF	0.1000
Benzo (a)pyrene	1	1, 2, 3, 7, 8-PeCDD	1.0000	1, 2, 3, 7, 8-PeCDF	0.0500
Benzo (a)anthracene	0.1	1, 2, 3, 4, 7, 8-HxCDD	0.1000	2, 3, 4, 7, 8-PeCDF	0.5000
Benzo (b)fluoranthene	0.1	1, 2, 3, 6, 7, 8-HxCDD	0.1000	1, 2, 3, 4, 7, 8-HxCDF	0.1000
Benzo (k)fluoranthene	0.1	1, 2, 3, 7, 8, 9-HxCDD	0.1000	1, 2, 3, 6, 7, 8-HxCDF	0.1000
Indeno (1, 2, 3-cd)pyrene	0.1	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-HpCDD	0.0100	2, 3, 4, 6, 7, 8-HxCDF	0.1000
Anthracene	0.01	OCDD	0.0001	1, 2, 3, 7, 8, 9-HxCDF	0.1000
Benzo (g, h, i)perylene	0.01			1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-HpCDF	0.0100
Chrysene	0.01			1, 2, 3, 4, 7, 8, 9-HpCDF	0.0100
Acenaphthene	0.001			OCDF	0.0001
Acenaphthylene	0.001				
Fluoranthene	0.001				
Fluorene	0.001				
Phenanthrene	0.001				
Pyrene	0.001				

*PCDDs (poly-chlorinated dibenzo-p-dioxins), **PCDFs (poly-chlorinated dibenzo-p-furans)

¹⁾Nisbet ICT and Lagoy PK (1992), ²⁾WHO-TEF (1998) from Dyke PH & Stratford J (2002)

질들간의 독성학적 영향이 상가적 영향 (additive effect)을 나타내는 것으로 가정하였다 (US EPA, 1993).

미세먼지

대기오염으로 인한 사망 위험도는 폐암으로 인한 만성 사망만을 고려하였으며, 만성 사망을 유발시킬 수 있는 미세먼지, PM_{2.5}를 대상으로 하였다. 대기중 미세먼지의 사망 위험도 추정은 역학연구에서 도출된 용량-반응 함수 기울기, 즉 단위 농도당 연간 사망률의 변화폭 (% change in annual mortality rate/ (µg/m³) for mortality)에 평균 오염도와 사망자수를 고려하여 계산하였다 (European Commission, 1997; 한국가스공사 연구개발원, 2001). 다양한 위험인자 (성, 연령, 흡연 등)를 통제한 후, 미세먼지의 폐암으로 인한 만성 사망에 대한 용량-반응 함수의 기울기는 0.8%로서 Pope *et al.* (2002)의 연구결과를 이용하였다. 미세먼지의 평균오염도는 PM₁₀ 평균 오염도 자료에 PM_{2.5}/PM₁₀의 비율 (권호장 등, 2002)을 적용하여 사용하였다. 사망자수는 서울시, 1999년도 연간 폐암 사망자수 (통계청, 2000)를 인용하였으며, 만성사망의 경우는 잠복기와 원 용량-반응 자료 (Pope *et al.*, 2002)의 특성을 반영하여 30세 이상의 인구 (1,007명)만을 고려하여 산정하였다.

$$R = C_i \cdot R \cdot Fer \cdot EM \quad \text{Equation 1}$$

R : 연간 폐암으로 인한 이론적 사망수 (명)

C_i : PM₁₀의 대기 중 농도 (µg/m³)

R : PM_{2.5}/PM₁₀ 비율, 0.62

Fer : PM_{2.5} 단위농도에 대한 폐암 사망률 변화 (% change in annual lung cancer mortality rate/µg/m³), 0.8%

EM : 서울 지역의 기대 사망자수 (명)

하위 문제로 인한 이론적 사망수 추정

하위 문제에 대한 암 발생 사망자수를 계산하기 위해서는 다음과 같은 수식을 이용하였다. 여기서 물질군의 위험도는 물질군에 해당하는 물질의 위험도의 합이고, 각 하위문제에 대한 위험도는 각 물질군의 위험도의 합 (식 2)으로 계산하였다. 즉 여러 물질에 대한 위험도는 개개 물질의 위험도를 더한 결과 (additive effect)와 같다고 가정하였다 (US EPA, 1993).

$$CI_{ij} = \sum_{k=1} [IR_{ijk} \times EP_{ijk}] \quad \text{Equation 2}$$

CI_{ij} = 이론적 사망수

IR_{ijk} = 개인 위험도

EP_{ijk} = 노출인구수

i = i번째 하위 환경문제

j = j번째 물질군

k = 원인물질

2.2.2.4 불확실성 분석

이론적 사망수를 추정하는데 있어 불확실성을 감안하기 위하여 Monte-Carlo Simulation (Crystal-ball Package, 2000)을 이용하여 분석을 하였다. 이 때 이론적 사망수 추정에 포함되는 오염농도, 단위 위해도, 노출 인구수 중 가장 영향이 클 것으로 예상되는 오염농도에 대해서만 평균 및 표준편차를 고려한 대수정규분포(확률분포)를 입력하였고, 나머지 단위 위해도 및 노출인구수는 하나의 값으로 입력하였다. 최종적으로 얻어지는 이론적 사망수에 대한 출력 분포에서 50 percentile과 95 percentile을 명시하였고, 50 percentile을 인체 위해도 결과물의 대표값으로 사용하였다.

2.2.3 위해도 비교 및 우선 순위 도출

인체 위해도 추정결과를 물질별, 물질군별, 하위문제별로 분류하여 결과를 제시하였다. 이들 결과 중

물질군별 우선순위는 두 가지 서열 척도에 의거 제시하였다. 하나는 연속형 순위(서열 척도)로서 이론적 사망수 추정치를 지표로 하여 사망자수가 많을수록 우선 순위가 높은 것으로 설정하였다. 다른 하나는 범주형 순위(서열 척도)로서 표 4와 같은 분류기준에 의거하여 5가지 범주형 지표를 설정하였고(김예신, 2002; US EPA, 1993). 각 하위 문제로 인한 위해도 추정치를 해당하는 범주로 할당하여 범주형 순위를 설정하였다.

3. 결 과

대기 오염으로 인한 개인별 연간 사망 위해도(annual individual risk)는 크롬(6가)과 미세먼지를 제외하고 모두 10^{-6} 이하의 위해도 수준을 나타내었다. 그러나 평생 개인 위해도(lifetime individual risk)는 미세먼지가 약 2.4×10^{-3} , HAPs는 3.0×10^{-4} , 다이옥신은 6.2×10^{-5} 이었다(표 5, 표 6).

Table 4. Criteria for categorical allocation based on range of theoretical mortality incidence.

Category	Theoretical mortality incidence (persons)
Low	~ 10
Low-Medium	10 ~ 100
Medium	100 ~ 500
Medium-High	500 ~ 1,000
High	1,000 ~

3.1 물질별 위해도 우선순위

물질별 연간 사망자수(인구집단 위해도)를 보면, 미세먼지로 인한 사망자수가 약 350명으로 가장 높았고, 그 다음으로는 크롬(6가)과 벤젠이 각각 19명과 13명으로 높았다. 전체적으로 다른 오염물질에 비해 미세먼지에 의한 영향이 매우 큰 기여도(약 86%)를 차지하고 있었다(그림 1). 상위 10위 목록

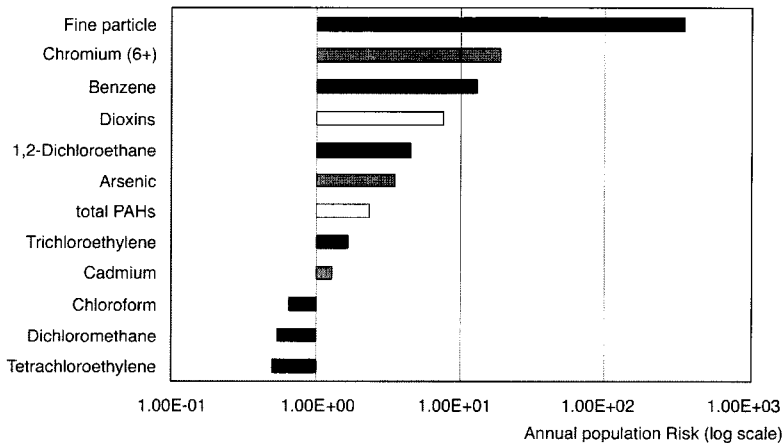


Fig. 1. Numerical priority ranking of air pollutants.

Table 5. Annual individual and population risks due to air pollutants or sub-problems.

Sub-problem	Chemical classes	Chemical	Mean ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Unit risk ¹⁾	Annual individual risk	Annual population risk ²⁾
HAPs	Metals	Chromium (Cr ⁶⁺)	0.012	1.40E-02	2.48E-06	19.0
		Arsenic (As) (ng/m ³)	6.340	5.02E-03	4.55E-07	3.5
		Cadmium (Cd)	0.006	2.10E-03	1.65E-07	1.2
	VOCs	Benzene	12.490	9.57E-06	1.71E-06	13.1
		1,2-dichloroethane	1.380	3.03E-05	5.97E-07	4.6
		Trichloroethylene	9.240	1.64E-06 ³⁾	2.16E-07	1.6
		Chloroform	0.220	2.74E-05	8.61E-08	0.66
		Dichloromethane	1.980	2.50E-06	7.07E-08	0.54
		Tetrachloroethylene	6.730	6.74E-07 ⁴⁾	6.48E-08	0.50
	PAHs (ng/m ³)	Ethylene dibromide	ND	1.20E-04 ³⁾	-	-
		Dibenz(a,h)anthracene	0.945	1.22E-05 ⁵⁾	1.64E-07	1.3
		Benzo(a)pyrene	3.028	2.43E-06	1.05E-07	0.80
		Benzo(k)fluoranthene	2.897	2.43E-07 ⁵⁾	1.01E-08	0.077
		Benzo(b)fluoranthene	2.747	2.43E-07 ⁵⁾	9.54E-09	0.073
		Benzo(a)anthracene	2.370	2.43E-07 ⁵⁾	8.23E-09	0.063
		Indeno(1,2,3-cd)pyrene	2.333	2.43E-07 ⁵⁾	8.10E-09	0.062
		Chrysene	3.003	2.43E-08 ⁵⁾	1.04E-09	0.008
		Benzo(g,h,i)perylene	2.635	2.43E-08 ⁵⁾	9.15E-10	0.007
		Fluoranthene	1.937	2.43E-09 ⁵⁾	6.72E-11	0.0005
		Pyrene	1.740	2.43E-09 ⁵⁾	6.04E-11	0.00046
Anthracene	0.162	2.43E-08 ⁵⁾	5.63E-11	0.00043		
Phenanthrene	1.125	2.43E-09 ⁵⁾	3.91E-11	0.0003		
Acenaphthene	ND	2.43E-09 ⁵⁾	-	-		
Acenaphthylene	ND	2.43E-09 ⁵⁾	-	-		
Fluorene	ND	2.43E-09 ⁵⁾	-	-		
Fine particle	PM _{2.5}	PM _{2.5}	43.451 ⁶⁾	0.800%	3.41E-05 ⁷⁾	349.7 ⁸⁾
Dioxins	PCDD/PCDF (pg/m ³)	2,3,4,7,8-PeCDF	0.072	1.67E-04 ⁹⁾	1.72E-07	1.3
		OCDD	326.540	3.33E-08 ⁹⁾	1.55E-07	1.2
		1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	2.692	3.33E-06 ⁹⁾	1.28E-07	0.98
		2,3,7,8-TCDF	0.255	3.33E-05 ⁹⁾	1.21E-07	0.93
		1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.210	3.33E-05 ⁹⁾	9.99E-08	0.77
		1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.165	3.33E-05 ⁹⁾	7.86E-08	0.60
		2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.144	3.33E-05 ⁹⁾	6.86E-08	0.53
		1,2,3,7,8-PeCDD	0.011	3.33E-04 ⁹⁾	5.42E-08	0.42
		1,2,3,7,8-PeCDF	0.151	1.67E-05 ⁹⁾	3.58E-08	0.27
		1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.418	3.33E-06 ⁹⁾	1.99E-08	0.15
		1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.031	3.33E-05 ⁹⁾	1.47E-08	0.11
		1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.026	3.33E-05 ⁹⁾	1.21E-08	0.093
		1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.024	3.33E-05 ⁹⁾	1.14E-08	0.087
		1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.019	3.33E-05 ⁹⁾	8.90E-09	0.068
		2,3,7,8-TCDD	0.001	3.33E-04 ⁹⁾	4.63E-09	0.035
		1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.053	3.33E-06 ⁹⁾	2.51E-09	0.019
		OCDF	0.342	3.33E-08 ⁹⁾	1.63E-10	0.0131

¹⁾US EPA (2001b), ²⁾Exposure population : Population above 20 years-old, 7,651,408 persons (Korea National Statistical Office, 2001)
³⁾Ministry of Environment, Korea (1995 ~ 1998), ⁴⁾Edward *et al.* (1991) from Calabrese *et al.* (1991), ⁵⁾individual TEF × unit risk of B (a)P
⁶⁾PM₁₀ concentration × 0.62 (PM_{2.5}/PM₁₀ ratio), ⁷⁾Annual population risk ÷ Exposure population (Korea National Statistical Office, 2001)
⁸⁾Target population : Mortality incidence cause by lung cancer above 30 years-old, 1,007 persons (Korea National Statistical Office, 2000)
⁹⁾US EPA (2001a)/individual TEF × unit risk of 2,3,7,8-TCDD
 *HAPs : Hazardous Air Pollutants, *VOCs : Volatile Organic Compounds, *PAHs : Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
 *PM₁₀ : Particulate Matter (size : ≤ 10 μm), *PCDDs : Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, *PCDFs : Polychlorinated dibenzofurans
 *HpCDD : heptachlorodibenzo-p-dioxin, *HpCDF : heptachlorodibenzofuran, *HxCDD : hexachlorodibenzo-p-dioxin
 *HxCDF : hexachlorodibenzofuran, *OCDD : octachlorodibenzo-p-dioxin, *OCDF : octachlorodibenzofuran
 *PeCDD : pentachlorodibenzo-p-dioxin, *PeCDF : pentachlorodibenzofuran, *TCDD : tetrachlorodibenzo-p-dioxin
 *TCDF : tetrachlorodibenzofurans, *ND : Not Detected

Table 6. Risks estimates of chemical classes or sub-problems in ambient air.

Sub-problem	Individual risk		Population risk			Relative contribution (%)
	Lifetime †	Annual	Mean	50 percentile	95 percentile	
HAPs	2.96E-04	4.22E-06	47.1	38.3	120.9	11.6
Metals	1.42E-04	2.03E-06	23.7	15.5	68.8	3.8(50.3)
VOCs	1.36E-04	1.94E-06	21.0	14.8	72.1	3.4(44.6)
PAHs	1.81E-05	2.59E-07	2.4	2.0	4.9	0.4(5.1)
Fine particle (PM _{2.5})	2.39E-03	3.41E-05	349.7	338.9	518.6	86.5
Dioxins	6.16E-05	8.80E-07	7.5	6.7	14.0	1.9

† Annual individual risk × Life expectancy (70 years)
 *HAPs : Hazardous Air Pollutants, *VOCs : Volatile Organic Compounds
 *PAHs : Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, *PM_{2.5} : Particulate Matter (size : ≤2.5 μm)

Table 7. Categorical priority ranking of sub-problems in ambient air.

Category	Health risk
High	--
Medium-High	--
Medium	Fine particle
Low-Medium	HAPs(Metals, VOCs)
Low	HAPs(PAHs), Dioxins

(Top-Ten List)은 1순위부터 10순위까지 각각 미세 먼지, 크롬(6가), 벤젠, 다이옥신, 1, 2-dichloroethane, 비소, 총 PAHs, trichloroethylene, 카드뮴, 클로로포름 순이었다.

3. 2 물질군별 위해도 우선순위

물질군별 사망 위해도를 보면, 미세먼지에 이어 Metals과 VOCs가 그 다음으로 높은 기여도를 차지하고 있으며, 그 다음으로는 Dioxins & Furans, PAHs 순이었다(표 6). 다중 비교 결과 이들 상위 문제 및 하위 문제들의 각각의 평균 추정치 간에는 모두 통계학적으로 유의한 차이 (p<0.05)를 나타내었다.

산출된 이론적 사망수 추정치를 범주로 분류하여 본 결과 미세먼지는 100~500 범주인 medium범주에, HAPs중 중금속과 휘발성유기오염물질은 각각 10~100 범주인 low-medium범주에, HAPs중 PAHs 그리고 Dioxins는 10 미만으로 low 범주에 해당되었다(표 7).

3. 3 하위문제별 위해도 우선순위

하위 문제별로 보면 미세먼지, HAPs, Dioxins 순

으로 기여도를 나타내고 있어, 서울시의 경우, 대기 오염에 가장 기여도가 높은 하위문제는 전체 사망 자수의 약 86%이상을 설명하는 미세먼지로 인한 오염이었다. 불확실성 분석 결과, 50 percentile값과 95 percentile값이 미세먼지의 경우는 각각 339명과 519명이었으며, HAPs는 각각 38명과 121명이었으며, 다이옥신은 7명과 14명이었다(표 6).

하위문제에 대한 순위는 미세먼지, HAPs, 다이옥신류로 나타났으며, 다중 비교 결과 이들 상위 문제 및 하위 문제들의 각각의 평균 추정치 간에는 모두 통계학적으로 유의한 차이 (p<0.05)를 나타내었다. 산출된 이론적 사망수 추정치를 범주로 분류하여 본 결과 미세먼지는 100~500 범주인 medium범주에, HAPs는 10~100 범주인 low-medium범주에, Dioxins는 10 미만으로 low범주에 해당되었다(표 7).

이와 같이 서울지역에서 대기오염물질에 대한 우선 순위 결과를 종합하면, 미세먼지가 가장 우선순위가 높은 물질로 추출되었고, 그 다음으로는 HAPs 중 금속류(크롬(6가), 비소, 카드뮴)와 휘발성 유기 오염물질류(벤젠, 1, 2-dichloroethane, trichloroethylene, 클로로포름)들이 우선 순위가 있는 중요한 물질로 추출되었다.

4. 고 찰

이 논문에서는 논리적인 수식과 분류 기준을 통해 위해도를 산정하고 우선 순위를 설정하였다. 이들 과정에서 필연적으로 수반되는 불확실성에 대한 문제들이 발생할 수 있다. 즉 오염농도의 대표성 문

제, 용량-반응 함수에서 도출되는 단위 위해도의 적용에 있어 내재적인 불확실성. 하위 문제나 물질군의 위해도를 추산하는 과정에서 개별 물질의 위해도를 합산함으로써 발생할 수 있는 불확실성, 그리고 하위문제나 물질군들의 대표성 즉 중요한 물질들이 누락되지 않았는지에 대해 검토하고 기술하였다.

인체 위해도 즉 암 발생으로 인한 이론적 사망수 추정시, 실측된 오염농도에 대한 대표성의 문제(오염도 측정의 시차별 차이, 표본수가 적은 지역 등)가 제기되기 때문에, 불확실성 분석을 실행하였다. 즉 이론적 사망수 추정시 평균 오염 농도의 하나의 값을 이용하기보다는 오염 농도의 측정자료를 통해 도출된 분포를 입력하여 추정하였다. 오염 농도의 분포는 실측자료의 분포를 검증한 결과, 대수 정규 분포에 근사하였고, 일반적으로 환경 중 농도는 대수정규분포를 따른다는 연구결과가 보고되고 있기 때문에 (US EPA, 1996), 오염 농도 분포를 대수정규 분포로 입력하고(이때, 대수정규분포의 평균 및 표준편차는 실측자료로부터 얻음), Monte-Carlo Simulation에 통해 최종 결과 분포인 이론적 사망수 분포에서 50 percentile 값을 취하였으므로, 오염 농도에 대한 불확실성의 문제를 통계학적인 확률기법으로 보정하였다. 또한 평균값 단 하나만을 이용하여 추정된 결과가 아닌 위해도의 범위(50~95 percentile)를 제공하여 자료 내에 내포되어 있는 불확실성을 감안하였다. 그러나 HAPs나 Dioxins에 해당하는 오염물질에 대한 측정 지점 수나 시료 수가 적기 때문에(표 2), 각 물질의 오염도에 대한 지역의 대표성을 얻기 위해서는 이들 수치 자료에 대한 계속적인 검증이나 보완은 반드시 필요하다.

이론적 사망수 추정에 중요한 단위 위해도는 한 물질에 대해 여러 연구결과로부터 도출된 다양한 단위 위해도가 존재할 수 있고, 이들 단위 위해도 중 최소값과 최대값 사이에 확률이 동일한 단일분포(uniform distribution)로 가정하고 불확실성 분석을 실행할 수 있지만 오히려, 단위 위해도를 도출해 내는 연구 자체의 질에 대한 불확실성의 문제가 발생하므로, 이 논문에서는 US EPA에서 제공하는 IRIS 정보 시스템에서 제공하는 단위 위해도 하나의 값을 이용하여 산출하였다.

그러나 이들 단위 위해도는 고농도에 노출되는

동물실험이나 역학자료에서 생성되는 것이기 때문에, 오염도가 비교적 낮은 환경에 노출되는 사람에게 적용하기까지는 많은 불확실성을 포함한다. 다시 말하면, 동물 실험 결과를 이용하는 경우는 고용량에서 저용량으로의 외삽(extrapolation), 동물에서 사람으로의 용량 외삽, 동질성이 있는 실험 동물에서 이질적인 인구집단으로의 외삽과 같은 불확실성을 내포하고 있고, 역학자료의 경우는, 인종간의 차이, 감수성이 강한 민감 집단에 대한 영향을 반영하지 못하는 불확실성을 내포하고 있다.

미세먼지의 만성사망과 관련하여 Pope *et al.* (1995, 2002)의 연구 등이 가장 많이 알려져 있고 활용되고 있다. 최근 발표한 역학연구에서 미세 먼지(PM_{2.5}) 10 µg/m³ 증가당 국제질병분류코드에 의한 모든 원인으로 인한 사망은 4%, 심혈관계 질환으로 인한 사망은 5%, 폐암으로 인한 사망은 8%가 증가하는 것으로 보고되었다. 이 연구에서 대기중 미세 먼지로 암 사망에 대한 인체 위해도를 추정하기 위해서, 국내에서 진행된 만성적인 역학연구에 대한 결과가 없으므로 인종간 용량-반응 상관관계에는 차이가 없다는 가정으로 이 연구결과(미세 먼지 1 µg/m³, 폐암으로 인한 사망은 0.8%가 증가)를 적용하였다. 또한 서울지역에서 미세먼지에 대한 대표성 있는 자료를 확보하기 어려웠으므로, PM₁₀ 대기오염 자동 측정망 자료를 이용하였다. 즉 PM₁₀의 평균 농도에 PM_{2.5}와 PM₁₀의 비율을 적용하였다. 서울에서 PM_{2.5}와 PM₁₀의 비율은 약 0.62 정도로, 국외 대도시의 자료와 비슷한 수치인 것으로 나타났다(권호장 등, 2002).

또한 미세먼지로 인한 암 사망 위해도를 추정하는 과정에서 특정 농도에서 미세먼지로 인한 암 사망율에 영향이 없을 것으로 기대되는 바탕 수준(baseline)에서의 인구집단의 사망율을 추정하여야 하고, 이를 토대로 좀 더 불확실성이 적은 이론적 사망수를 검증·보완해 나가야 할 것이다.

PM₁₀보다 PM_{2.5}에 대한 인체 영향이 큰 것으로 보고되고 있으며(Pope *et al.*, 2002; WHO, 2000; Wilson & Spengler, 1996), 이러한 위해성을 감안 할 때, 장기적인 계획 하에 미세 먼지에 대한 지속적인 노출 평가나 역학연구를 진행하여 자료를 확보해야 할 것이다.

이론적 사망수 추정에 필요한 노출 인구수는 20

세 이상의 성인을 대상으로 가정을 하였다. 물론 서울을 아주 세부적인 지역(행정구분상 동이나 구 단위 수준)으로 나눌 경우, 각 지역에 대한 자세한 노출 분석 정보가 존재한다면, 즉 각 지역에 대한 오염도와 그 지역에서의 노출 양상(exposure pattern)이나 노출 인구수를 고려하여 노출평가를 실시하는 것이 최종 위해도 산정에 신뢰성 있는 결과를 가져다 줄 수 있다. 그러나, 현재로서는 세부적인 지역에서 자세한 노출 정보에 대한 자료를 얻기가 어렵고, 노출 인구도 한 지역에서 다른 지역으로 이동하는 문제가 생기기 때문에, 노출 인구수는 서울 지역 전체 20세 이상의 성인으로 하였고, 오염 농도도 하나의 평균 오염도를 서울 지역 전체에 적용하였다.

추정된 이론적 사망수에 대한 불확실성은 개개 물질에 대한 영향이 상가적(additive interaction)이라는 가정에서 발생할 수 있다. 즉 물질간의 서로 상승 작용(synergistic interaction)이나 길항 작용(antagonistic interaction)이 발생할 수 있지만 모든 물질에 대해 물질간의 상호 작용을 규명해나가는 것은 매우 어려운 작업이기 때문에 정책적인 목적에서 위해성 평가시 상가작용에 대한 가정이 흔히 사용된다(US EPA, 1993). 결국 이는 개개 물질의 발암력을 합산하는 과정과 동일한데, 이 때 US EPA에서 제공하는 발암력 또는 단위 위해도는 95% 상한값(upper-bound estimates)으로서, 물질의 영향을 합산하는 과정에서, 상한값이 계속 합산되는 결과를 초래하여, 이론적 사망수는 과대 평가될 가능성이 높을 것으로 판단된다. 또한 이론적 사망수 추정에 적용되는 환경문제에 포함되는 물질의 수나 종류에 따라 결과에 영향을 미칠 수 있다.

이 연구에서 각 하위문제에 해당하는 물질(군)은 오염도가 없는 일부 물질과 미세먼지를 제외하고 IRIS(US EPA, 2001b)에서 규정하고 있는 발암물질을 최대한 고려하였다. 이 연구에서 대기오염 문제 중 HAPs는 다시 PAHs, VOCs, Metals로 분류되었고, 총 25종의 화학물질로 구성되었다. 여기서 미세먼지 내에는 많은 입자상 발암물질(중금속, PAHs, 다이옥신)들을 포함하고 있다. 따라서 앞서 언급한 입자상 발암물질들로 인한 위해도가 미세먼지의 위해도에 이중 계산(double-counting)될 여지는 있으나, 성분 지향적이 아닌 문제 지향적인 측면에서 미세먼지 자체를 대기오염 문제 중 하나의 독립적인

하위문제로 분류하였다.

US EPA의 Cumulative Exposure Project(CEP)의 경우, 확산모델을 이용하여 연평균 농도를 추정된 148종의 HAPs중 89종의 발암물질에 대해 위해성 평가를 하였고, 그 결과 HAPs로 인한 개인의 평생 위해도가 3.0×10^{-4} 으로 추정하였다. 그 중 위해도의 80% 이상을 기여하는 물질이 다환유기물질(polycyclic organic matter; POM), 1,3-butadiene, formaldehyde로 주로 자동차와 같은 이동 오염원(mobile source)으로 인해 발생하는 것으로 보고하고 있다(Morello-Frosch *et al.*, 2000). 반면, 본 연구에서는 미국에서 조사된 HAPs보다 물질수도 적고, 대상지역이 교통밀집지역인 서울이라는 점을 감안할 때, 그리고 1,3-butadiene, formaldehyde와 같은 주요 오염물질이 누락되어 있기 때문에, 실제 위해도보다 과소평가 되었을 가능성이 있는 것으로 판단된다. 그리고 발암성이 강한 다이옥신의 경우, 식품이나 소각장 주변과 같은 고노출군에서의 위해도 추정 결과가 아니라 일반 대기 중 농도만을 고려하였기 때문에 비교적 낮게 평가되었다.

5. 요약

서울지역에서 대기오염물질에 대한 위해성 평가 결과 종합하면, 미세먼지가 가장 우선 순위가 높은 물질로 추출되었고, 그 다음으로는 HAPs중 급속류와 휘발성 유기오염물질류들이 우선 순위가 있는 중요한 물질로 추출되었다. 여기서 도시 대기중 위해성 높은 몇가지 물질이 1,3-butadiene이나 formaldehyde와 같은 물질이 오염도 정보가 가용하지 못하였으므로 제외된 제한점이 있었다.

따라서 실제 이 연구에서 도출된 이론적 사망수에 대한 수치적 결과들을 다른 목적으로 활용할 경우에는 고찰에서 언급한 가정들이나 불확실성들을 고려해야 할 것이다. 특히 대기 오염도에 대한 지역의 대표성을 확보하기 위해서는 예측·실측을 통해 오염도에 대한 지속적인 검증·보완이 반드시 필요하다. 또한 미세먼지와 같은 중요한 문제에 대해서는 우리나라 자체의 역학연구를 통해 위해도 계산에 필요한 요소들을 도출해 내야할 것이다.

또한 대기오염 문제에 대한 우선 순위를 선정하

기 위해서 앞에서 언급한 불확실성 요소들을 감안할 때, 추정된 이론적 사망수를 이용하여 1순위와 2순위와 같은 수치적 순위를 설정하기보다는 범위를 정하고 Medium-High, Medium과 같은 명목형 순위로 표현하는 것이 더 합리적인 선정방법으로 판단된다.

이들 위해도 추정치에는 연구자가 적용하는 모수 값이나 값 자체의 변이나 불확실성 때문에 다소 변화할 수 있으나, 명목형 우선 순위에 대한 연구결과의 전반적인 경향은 호트러리지 않을 것으로 판단되므로, 우선 순위를 선정에 위한 정책 결정에 중요한 예비적 자료로 활용될 수 있을 것으로 기대된다.

참 고 문 헌

권호장, 조수현, 장재연, 임종환, 하은희, 하미나 (2002) 황사의 건강 위해성 평가연구, 34-38pp. 환경부.

김예신 (2002) 연세대학교 대학원 보건학과 박사 학위논문. 환경문제의 우선순위 도출을 위한 비교 위해도 시스템 개발에 관한 연구.

연세대학교 환경공해연구소 (1995~1998) 환경 위해성 평가 및 관리기술-대기오염물질의 위해성 평가 및 관리기술 개발. 환경부.

연세대학교 환경공해연구소 (1998~2001) 환경 위해성 평가 및 관리기술-환경오염물질의 위해성 통합평가 및 시스템 개발. 환경부.

연세대학교 환경공해연구소 (2002) 환경 위해성 평가 및 관리기술-환경오염물질의 위해성 통합평가 및 시스템 개발; 대기오염물질의 위해성 평가 지침서. 환경부.

통계청 (2000) 사망원인통계 <http://www.nso.go.kr>.

통계청 (2001) 인구동태통계 <http://www.nso.go.kr>.

한국가스공사 연구개발원 (2001) 천연가스 자동차 보급 및 운영에 대한 경제성 평가.

환경부 (1999) 공공기반기술성과확산사업-환경 위해성 평가방법 제정 및 환경 독성 평가 기술이전.

환경부 (2000) 대기오염 자동 측정망 자료 <http://www.me.go.kr>.

환경부 (2001) 환경백서 2000.

Alberini, A., M. Cropper, Tsu-Tan Fu, A. Krupnick, Jin-Tan Liu, D. Shaw, and W. Harrington (1997) Valuing health effects of air pollution in developing countries: the case of Taiwan, *Journal of Environment Economics and Management*, 34, 107-126.

Calabrese, E.J., and E.M. Kenyon (1991) Air toxics and risk

assessment, Lewis Publishers.

Shin, D.C., J.Y. Yang, Y.S. Jang, and M.G. Ikonomou (2001) Comparison of direct and indirect approach for estimating average daily dose of dioxins in Korea, *Organohalogen Compounds*, 52, 325-329.

Dyke, P.H., and J. Stratford (2002) Changes to the TEF schemes can have significant impacts on regulation and management of PCDD/F and PCB, *Chemosphere*, 47, 103-116.

European Commission (1997) Externalities of Energy. General XII Science, Research and Development.

HEI (Health Effects Institute) (2000) Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of particulate air pollution and mortality, Health Effects Institute, Cambridge, MA, U.S.A.

Holland, W.W., A.E. Bennett, I.R. Cameron, C. Florey, S.R. Leeder, R.S. Schilling, A.V. Swan, and R.E. Waller (1979) Health effects of particulate pollution : Reappraising the evidence, *Am J Epidemiol*, 110, 525-659.

Konisky, D.M. (1999) Comparative Risk Project : A Methodology for Cross-Project Analysis of Human Health Risk Ranking, Resource for the Future, Discussion Paper 99-146.

Morello-Frosch, R.A., T.J. Woodruff, D.A. Axelrad, and J.C. Caldwell (2000) Air Toxics and Health Risk in California: The Public Health Implications of Outdoor Concentration, *Risk Analysis*, 20(2), 273-291.

Nisbet, I.C. and P.K. Lagoy (1992) Toxic Equivalent Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 16, 290-300.

Ostro, B. (1994) Estimating Health Effects of Air Pollutants : A Methodology with an Application to Jakarta. Policy Research Working Paper 1301 Washington DC. the World Bank.

Pope, C.A., R.T. Burnett, J. Michael, M.J. Thun, E.E. Calle, D. Krewski, K. Ito, and G.D. Thutston (2002) Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, *JAMA*, 287(9), 1132-1141.

Pope, C.A., M.J. Thun, M.M. Namboodiri, D.W. Dockery, J.S. Evans, F.E. Speizer, and C.W. Jr. Heath (1995) Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults, *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, 151

(3), 669-674.

- Resources for the Future (1996) Environmental priorities for the district of Columbia : A report to the Summit Fund, Davies T, Darnall N. Washington DC.
- US EPA (1987) Unfinished Business : A Comparative Assessment of Environmental Problems-Overview Report, Washington DC.
- US EPA (1993) Regional and State Planning Branch, A Guidebook to Comparing Risks and Setting Environmental Priorities, Washington DC.
- US EPA (1996) Statistical analysis of hazardous air pollutant concentrations from hazardous waste combustors.
- US EPA (2001a) Exposure and Human Health Reassessment of 2, 3, 7, 8-TCDD and Related Compounds; Part II: Chapter 8.
- US EPA (2001b) IRIS <http://www.epa.gov/iris>.
- Wilson, R. and J. Spengler (1996) Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects, Harvard University Press.
- WHO (World Health Organization) (2000) Air Pollution including WHO's 1999 Guidelines for Air Pollution Control, Geneva, Switzerland.