

환경 오염으로 인한 인체 위해도에 입각한 사망 손실 비용 추정에 관한 연구

김예신, 이용진, 박화성, 신동천¹⁾

연세대학교 환경공해연구소, 연세대학교 의과대학 예방의학교실¹⁾

Risk-Based Damage Cost Estimation on Mortality Due to Environmental Problems

Ye Shin Kim, Yong Jin Lee, Hoa Sung Park, Dong Chun Shin¹⁾

Institute for Environmental Research, Yonsei University,
Department of Preventive Medicine and Public Health, College of Medicine; Yonsei University¹⁾

Objectives : To estimate the value of statistical life (VSL) and health damage cost on theoretical mortality estimates due to environmental pollution.

Methods : We assessed the health risk on three environmental problems and eight sub-problems. Willingness to pay (WTP) was elucidated from a questionnaire survey with dichotomous contingent valuation method and VSL (which is the division of WTP by the change of risk reduction) calculated from WTP. Damage costs were estimated by multiplying VSL by the theoretical mortality estimates.

Results : VSLs from death caused by air pollution, indoor air pollution and drinking water contamination were about 0.3, 0.5 and

0.3 billion won, respectively. Damage costs of particulate matters (PM₁₀) and radon were higher in the sub-problems and were above 100 billion won. Because damage cost depends on theoretical mortality estimate and WTP, its uncertainty is reduced in the estimating process.

Conclusion : Health damage cost or risk benefit should be considered as one scientific criterion for decision making in environmental policy.

Korean J Prev Med 2003;36(3):230-238

Key Words: Mortality, Cost-benefit analysis, Risk assessment, Environmental pollution

서 론

1980년대 이후, 미국 환경보호청이나 세계보건기구를 포함한 유럽 지역의 환경관리 기관에서 위해도(risk)라는 확률(likelihood or probability)의 개념을 도입해 환경오염물질의 노출로 인한 인체 피해 정도를 계량적으로 표현하고자 하였다 [1]. 1990년대 이전, 우리나라의 경우는 환경오염으로 인한 인체피해 정도를 가늠할 수 없는 상황에서, 외국의 기준과 단순 비교하여 초과 여부에 따라 위해성을 판가름하였다. 이와 같이 인체 위해성 측정이나 기준 설정의 적당한 도구가 없었던 상황에서 1990년대 이후, 위해성 평가 제도를 도입하여 학계를 중심으로 방법론이나 이론적 근거를 정립하였고, 먹는 물과 공기를 중심으로 다매체·다경로 노출을 고려한 광범위한 위해성 평가

가 진행되어져 왔다 [2-4].

그러나 이미 미국 환경보호청에서는 인체 위해성 평가 결과만을 가지고 환경정책을 결정하기에는 부족함을 느끼고, 생태계나 재산 피해와 같은 여러 가지 다른 중요한 가치에 대한 측면들도 함께 고려해야함을 강조하였다 [5]. 이를 위해서 개발된 도구가 비교 위해도 분석(comparative risk analysis; 이하 CRA)으로 이는 인체 위해도 분석(health risk analysis), 생태 위해도 분석(ecological risk analysis), 경제 또는 후생 위해도 분석(economic or welfare risk analysis)과 같은 3가지 주요 영역으로 이루어지고, 여기에 정책결정에 중요한 외적변수로 작용하는 일반 대중의 인지 위해도 분석(perceived risk analysis)과 같은 위해도 관리(risk management) 요소들이 부가적인 정보로 개입되게 된다 [1].

여기서, 경제 위해도 분석(economic or welfare risk analysis)은 환경오염으로 인한 직접 또는 간접적인 피해비용을 산정하는 영역으로 건강 손실비용 뿐만 아니라, 자원재 및 건축물 손상, 농작물 수확량의 감소에 대한 비용 등을 포함한다 [1]. 이 중 건강 손실비용은 환경오염으로 인한 손실 피해를 화폐가치로 표현함으로써 확률로 표현되는 인체 위해도와 같은 다른 지표보다 정책결정자나 일반인들이 피해규모를 가늠하기가 더 용이하다는 장점이 있다.

또한 환경문제의 관리 우선 순위 결정에 지표가 될 뿐만 아니라, 더 나아가 비용-편익분석(cost-benefit analysis)의 편익자료로 활용되어 환경오염의 최적 감소 전략(optimal reduction strategy) 선택이나 최적 관리 수준(optimal control level)의 결정, 특정 전략에 대한 효율성 평가, 투자 결정의 지침, 가격 정책 설계 등에 아주 귀중한 자료로 활용될 수 있다 [6].

건강 손실비용을 산정하기 위해서는 일차적으로 특정 위해도 변화 또는 감소에 따른 지불의사금액(willingness to pay; 이하 WTP)과 통계적 생명가치액(value of statistical life; 이하 VSL)을 추정하여야 한다. 지불의사금액은 소비자가 특정 재화나 서비스(환경재)를 소비하는 대가로 자발적으로 지불하고자 하는 최대의 금액으로, 선호의 크기를 나타내고, 보통 개인 소득 금액보다는 적게 지불하려고 한다 [7,8]. 그러나 이들 지불의사금액은 지불 객체가 되는 문제의 종류에 따라 차이가 있는 것으로 알려져 있다. 즉 교통 사고, 원자력 사고, 화재 사고 등의 위해를 감소시키기 위한 지불의사금액은 각기 차이가 있어, 환경문제로 인한 건강 손실비용 추정시, 다른 문제에 대한 지불의사금액이나 통계적 생명가치액을 임의로 대입하는 경우 잘못된 손실 비용 결과를 초래할 수 있다 [9].

통계적 생명가치액(VSL)은 개인이 스스로 인지하는 위해도에 대해 그 가치를 평가하고 이를 위해도 변화분에 상응하는 값으로 전환한 이론적 수치로서 지불의사금액을 위해도 감소분으로 나누어 산출하게 된다 [10]. 이는 개인의 생명가치액을 정확히 대변한다고 말할 수 없으나, 효율적인 환경관리 및 정책결정을 위한 손실비용 또는 편익을 추정하기 위한 하나의 도구로 이용되고 있다 [11].

그러나 현재까지 환경오염문제로 인한 건강 손실비용에 대한 기초적 연구가 부족한 실정이며, 위해도에 입각한 지불의사금액 추정에 관한 연구도 없었다. 따라서 특정 문제의 위해도로 인한 건강 손실비용의 크기를 가늠할 수 없고, 이러한 건강 손실을 줄이기 위해 필요한 투자 비용의 크기도 결정할 수 없는 상황이다. 그러므로 이 연구에서는 주요 환경오염으로 인한 인체 위해도를 산정하고, 위해도 기반의 지불의사금액을 추정한 후 이들 자료들을 근거로 해당 환경문제로 인한 사망 손실 비용을 추정하여 환경 관리 정책의 의사 결정을 위한 예비적인 정보를 제공하고자 한다.

연구내용 및 방법

세 가지 인체 주요 접촉 매체 오염(대기 오염, 실내공기 오염, 먹는 물 오염)에서 중금속이나 휘발성 유기오염물질과 같은 개개의 화학물질, 다환방향족 탄화수소류나 다이옥신류와 같은 복합물질, 그리고 라돈과 같은 방사성물질, 미세 분진 등 각각의 물질 특성에 따른 위해성 평가 방법론 [12]을 적용하여 암 발생으로 인한 사망 위해도를 추정하였다.

이와 같이 추정된 이론적 사망 위해도와 설문조사를 통한 가상 가치 평가법(contingent valuation method; 이하 CVM)에 의해 도출된 지불의사금액(WTP)을 이용한 통계적 생명 가치액(VSL)을 조합하여 사망 손실비용(통계적 생명 가치액*사망 추정자수)을 추정하였고, 동시에 불확실성 분석(uncertainty analysis)을 실시하였다 (Figure 1). 여기서 경제 위해도 또는 후생 위해도(economic or welfare risk)는 원래 사망이외에도 질병 이환에 대한 손실비용이나 무생물에 대한 손실 비용을 함께 고려하는 의미이다. 그러나, 이 연구에서 경제 위해도는 단지 사람에 대한 이론적 사망으로 인한 손실 비용만을 포함하는 것으로 규정하였다.

1. 연구 대상 문제

주요 환경문제 선정은 외국에서 선행 연구 대상 [1]이 되었던 환경문제들과 비교하였고, 10여년간의 연구자료 [2-4]를 검토한 후, 인체와 직접적으로 접촉하는 중요한 환경 매체 오염과 정량적인 위해성 평가가 가능하도록 원시 자료(raw

data)를 충분히 지원해줄 만한 문제들을 대상으로 결정하였다 [2,3,13-18].

연구 대상은 대기 오염, 먹는 물 오염, 실내공기 오염 등 3가지 상위 환경문제로 분류하였고, 다시 상위 환경문제를 8개의 하위 환경문제로, 하위 환경문제는 16가지 물질군으로 분류하였고, 물질군에 해당하는 오염물질은 총 84종이었다. 이들 물질들은 이미 인체 발암물질(human carcinogen) 또는 유력한/가능한 인체 발암물질(probable/possible human carcinogen)로 보고되었다 [19-21].

대기오염은 다시 3가지의 하위 문제로 분류하였다. 유해 대기오염물질(hazardous air pollutants; 이하 HAPs)은 현재 환경보전법상 규제기준이 없는 화학물질(non-regulated pollutants)들로 이 논문에서는 다환방향족 탄화수소류(polycyclic aromatic hydrocarbons; 이하 PAHs), 휘발성 유기오염물질(volatile organic compounds; 이하 VOCs)과 중금속(metals)을 포함하였다. 그리고 HAPs와는 대조적인 의미에서 규제 기준이 존재하는 오염물질(regulated pollutants)중 PM₁₀을 대표물질로 하였다. 주로 만성 사망과 관련된 물질은 규제오염물질중 PM₁₀과 관련성이 있기 때문이다 [22]. 또한 여기서 다이옥신류는 다이옥신류(poly-chlorinated dibenzo-*p*-dioxins; 이하 PCDDs)와 퓨란류(poly-chlorinated dibenzo-*p*-furans; 이하 PCDFs)를 포함하여 일컫는 분류이다.

실내공기오염은 주요 두 가지 하위 문제로 분류하였다. 실내공기 오염물질류(indoor air pollutants; 이하 IAPs)는 실내 공기에서 주요 오염물질로 발생할 수 있는

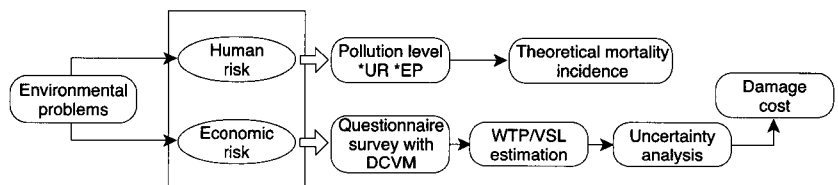


Figure 1. Framework for estimating human damage cost of environmental problems.

(UR : unit risk, EP : exposure population, DCVM : dichotomous contingent valuation method, WTP : willingness to pay, VSL : value of statistical life)

화학물질류로 VOCs와 알데히드류가 포함되었다. 그리고 자연 방사성 물질인 라돈을 하나의 큰 하위 문제로 분류하였다.

먹는 물 오염은 주요 3가지 오염문제로 분류하였다. 먹는 물이 주로 수도수나 지하수임을 감안할 때, 라돈, 우라늄, 전알과 등으로 구성되는 지하수중 방사성물질에 대한 요소들을 고려하였고, 수도수의 경우는 수도수중 존재하는 PAHs, 중금속류 및 VOCs를 포함하는 화학물질들(drinking water pollutants; 이하 DWPs)과 염소소독으로 인해 발생하는 소독 부산물(disinfectants and its by-products; 이하 DBPs)로 구분하였다. 여기서 DBPs는 THM(trihalomethane; 이하 THMs)을 포함하는 소독 부산물로서 현재까지 THMs에 대한 용량-반응 정보만이 존재함으로 DBPs에 THMs만을 고려하였다.

2. 인체 위해도 추정

이론적 사망수(theoretical mortality estimates)로 표현되는 인구집단 위해도

(population risk)는 크게 대기오염 중 하위문제(HAPs, PM₁₀, Dioxins), 실내공기 오염 중 하위문제(IAPs, 라돈), 먹는 물 오염 중 하위문제(DWPs, DBPs, 방사성 물질)로 분류하여 추정하였다.

이론적 사망수의 추정치는 개인 위해도에 노출인구수를 곱한 값(오염 농도*단위위해도*노출인구수)과 동일하다. 여기서 개인 위해도는 각 물질의 오염 농도와 단위 오염도에 대한 위해도(단위 위해도)를 곱한 값과 같다. 이 때 위해도 추정에 이용된 평균 오염도 및 단위 위해도는 Table1-3에 제시하였고, 물질별 상세한 위해성 평가 방법은 선행 연구에 제시하였다 [12].

위해성 평가에 필요한 각 물질의 오염도 원시자료를 입수하는 어려움이 있었으므로 제한된 자료들을 이용하였고 [2,3,13-18], 각 물질의 오염 농도는 측정 시기나 지점이 동일하지 않고, 시료수도 상이하기 때문에 시공간적인 대표성을 확보하기는 제한이 있었다. 따라서 이들

수치에 대한 지속적인 보완·검증이 필요하지만, 이들 오염도가 서울 지역을 대표한다고 가정하고 위해도를 추정하였다.

위해도 계산에 사용된 역학 자료는 특정 인종을 대상으로 한 연구 결과이기 때문에 인종간 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 [1].

또한 노출 인구수는 최종 영향(target effect)이 암으로 인한 사망이므로 잠복기(latency period)를 고려하여, 대기 및 실내 공기 오염의 경우는 20세 이상의 서울지역 성인(7,651,408명)으로 하였으며, 먹는 물 오염의 경우는 20세 이상의 급수 인구만(5,409,545명)만을 대상으로 하였다. 지하수중 방사성 물질의 경우는 지하수 사용 인구만(711,581명)을 대상으로 하였다.

상위 물질군이나 문제에 대한 암 발생 사망자수를 계산하기 위해서는 다음과

Table 1. Annual individual and population risks due to air pollutants in Seoul

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
		Ethylene dibromide	ND	1.20E-04 ⁵⁾	-	-
	PAHs	PAHs	8.85 ⁶⁾	2.43E-06	3.07E-07 ⁶⁾	2.3
Regulated pollutant	PM ₁₀	PM ₁₀	70.083	0.800%	5.50E-05 ⁷⁾	564.6 ⁸⁾
Dioxins	PCDDs/PCDFs	PCDDs/PCDFs	0.208 ⁹⁾	3.33E-04	9.89E-07 ¹⁰⁾	7.6

¹⁾ IRIS(2002)
²⁾ Exposure population : Population above 20 years-old, 7,651,408 persons (Korea National Statistical Office, 2001)
³⁾ Ministry of Environment, Korea(1998)
⁴⁾ Edward et al.(1991)
⁵⁾ ng B(a)p-TEQ / m³
⁶⁾ ng B(a)p-TEQ / m³ × unit risk of B(a)P
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⁾ pg TEQ-WHO/m³
¹⁰⁾ pg TEQ-WHO/m³ × 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
 * TCDD : tetrachlorodibenzo-p-dioxin

Table 2. Annual individual and population risks due to indoor air pollutants in Seoul

Sub-problem	Chemical classes	Chemical	Mean($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Unit risk ¹⁾	Annual individual risk	Annual population risk ²⁾
IAPs	Aldehyde	Formaldehyde	81.75	1.52E-05	1.78E-05	135.8
		Acetaldehyde	44.76	2.57E-06	1.64E-06	12.6
	VOCs	Benzene	4.05	9.57E-06	5.54E-07	4.24
		Carbon tetrachloride	0.13	4.33E-05	8.04E-08	0.62
		Trichloroethylene	1.79	1.64E-06 ³⁾	4.19E-08	0.32
		Tetrachloroethylene	2.42	6.74E-07 ⁴⁾	2.33E-08	0.18
	1,2-dichloroethane	0.02	3.03E-05	8.22E-09	0.06	
Radon	Indoor radon	Radon (pCi/L)	1.22	5.92E-03 ⁵⁾	1.03E-04	788.0

¹⁾ IRIS(2002)
²⁾ Exposure population : Population above 20 years-old, 7,651,408 persons (Korea National Statistical Office, 2001)
³⁾ Ministry of Environment, Korea(1998)
⁴⁾ Edward et al.(1991)
⁵⁾ NRC(1999)
 * IAPs : Indoor Air Pollutants * VOCs : Volatile Organic Compounds

Table 3. Annual individual and population risks due to water pollutants in Seoul

Sub-problem	Chemical classes	Chemical	mean ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Unit risk ¹⁾	Annual individual risk	Annual population risk ²⁾
DWPs	VOCs	1,1-dichloroethylene	0.840	2.00E-05	2.40E-07	1.30
		1,2-dichloroethane	1.190	3.03E-06	5.15E-08	0.28
		Carbon tetrachloride	0.710	4.33E-06	4.39E-08	0.24
		Benzene	2.280	9.57E-07	3.12E-08	0.17
		Dichloromethane	1.820	2.50E-07	6.50E-09	0.035
		Tetrachloroethylene	0.170	8.09E-07 ³⁾	1.97E-09	0.011
		1,1-dichloroethane	1.440	5.00E-08 ³⁾	1.03E-09	0.0056
		Trichloroethylene	0.030	6.15E-07 ³⁾	2.64E-10	0.0014
		1,1,1,2-tetrachloroethane	0.010	8.67E-07	1.24E-10	0.0007
		1,1,2,2-tetrachloroethane	ND	6.67E-06	-	-
	1,1,2-trichloroethane	ND	1.90E-06	-	-	
	Metals (mg/L)	Arsenic(As)	0.001	5.00E-05	7.14E-07	3.9
		Lead(Pb)	0.001	1.30E-06 ³⁾	1.86E-08	0.1
Beryllium(Be)		ND	4.28E-04 ³⁾	-	-	
PAHs	PAHs	0.089 ⁴⁾	2.43E-04	3.08E-07 ⁵⁾	1.66	
	DBPs	THMs	Chloroform	16.327	9.60E-07 ³⁾	2.24E-07
Bromodichloromethane			4.791	2.07E-06	1.42E-07	0.77
Dibromochloromethane			0.958	2.80E-06	3.83E-08	0.21
Bromoform			0.075	2.63E-07	2.81E-10	0.002
Radio-nuclides	Radio-nuclides ⁶⁾ (pCi/L)	Radon	1160.65	7.00E-08 ⁶⁾	1.16E-06	0.83 ⁹⁾
		Gross α	0.47	5.83E-06 ⁷⁾	3.90E-08	0.028 ⁹⁾
		Uranium	0.27	1.51E-06 ⁷⁾	5.71E-09	0.0041 ⁹⁾

¹⁾ IRIS(2002)
²⁾ Exposure population : 5,409,545 persons(Population above 20 years-old(Korea National Statistical Office, 2001)×Fraction using tap water as drinking water(70.7%, Korea National Statistical Office, 1997))
³⁾ Ministry of Environment, Korea(1995) ⁴⁾ ng B(a)p-TEQ / m³ ⁵⁾ ng B(a)p-TEQ / m³ × unit risk of B(a)P
⁶⁾ NAS(1999) ⁷⁾ EPA(1999) ⁸⁾ Assume average level of Seoul and Gyeonggi-Do as that of Seoul
⁹⁾ Exposure population : 711,581 persons(Population above 20 years-old(Korea National Statistical Office, 2001)×Fraction using groundwater as drinking water(9.3%, Korea National Statistical Office, 1997))
 * DWPs : Drinking Water Pollutants * VOCs : Volatile Organic Compounds * PAHs : Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
 * DBPs : Disinfection by-products * THMs : Trihalomethanes * ND : Not Detected

같은 수식을 이용하였다. 여기서 물질군의 위해도는 물질군에 해당하는 물질의 위해도의 합이고, 각 하위문제에 대한 위해도는 각 물질군의 위해도의 합(equation 1)이고, 상위 문제에 대한 위해도는 각 하위문제에 대한 위해도의 합(equa-

tion 2)으로 계산하였다. 즉 여러 물질에 대한 위해도는 개개 물질의 위해도를 합한 결과(additive effect)와 같다고 가정하였다 [1].

$$CI_{ij} = \sum_{k=1}^n [IR_{ijk} \times EP_{ijk}] \dots\dots\dots \text{Equation 1}$$

IR_{ijk} = 개인 위해도
 EP_{ijk} = 노출인구수
 CI_{ij} = 이론적 사망수
 i = i번째 상위 환경문제
 j = j번째 하위 환경문제
 k = 원인물질(군)

■ $CI_i = \sum_{j=1}^n CI_{ij}$ Equation 2
 $CI_i = i$ 문제에 대한 이론적 사망수

또한, 이론적 사망수를 추정하는데 있어 자료의 불확실성을 감안하기 위하여 Monte-Carlo Simulation (Crystal-ball Package, 2000)을 이용하여 분석을 하였다. 이 때 이론적 사망수 추정에 필요한 오염농도, 단위 위해도, 노출 인구수중 결과물의 분산에 가장 영향이 클 것으로 예상되고 불확실성이 존재하는 오염농도에 대해서만 평균 및 표준편차를 고려한 대수정규분포(확률분포)를 입력하였고 [23], 나머지 단위 위해도 및 노출인구수는 하나의 값(point value)으로 입력하였다. 최종적으로 얻어지는 이론적 사망수에 대한 출력 분포에서 50percentile과 95percentile을 제시하였고, 손실비용 추정시, 50percentile을 대표 값으로 사용하였다.

3. 경제 위해도 추정

1) 지불의사금액 추정

해당 환경 오염(대기오염, 실내공기오염, 먹는물 오염)으로 인한 10년간 5/1,000 (년간 5/10,000)에 해당하는 위해도 감소에 대한 지불의사금액을 추정하기 위하여, 서울시민 600명을 대상으로 개인면접을 통한 설문조사를 실시하였다. 설문지 구성은 총 6개 영역으로 지불의사금액을 묻는 부분 이외에 5개 세부 영역으로 분류하였다 (Part A: 건강상태 및 삶의 질 조사, Part B: 위해도 인식, Part C: 확률 및 위해도에 대한 이해도, Part D: 소득 및 지출비용, Part E: 지불의사금액, Part F: 기타 정보).

지불의사금액(WTP)을 이끌어 내기 위하여 가상 가치 평가법(contingent valuation method)을 이용하였다. 여기서 초기 제시 금액 설정은 투표 모형에서 발생할 수 있는 출발점 편 의(starting point bias)를 최소화하기 위해서 예비조사를 실시하여 10,000원, 20,000원, 40,000원과 60,000원으로 결정하였다. 그리고 지불 의사 금액을 유도하기 위하여 2단계 양분선택법(double-bounded dichotomous choice)을 이용하였으며, 지불수단

(vehicle payment)으로는 기부금을 선택하였다.

지불의사금액을 추정하기 위한 기본 모델로는 lower-bounded Turnbull method, Weibull model, Spike model을 선택하였다.

그리고 이들 추정모형에 설명변수로서 소득, 성, 연령, 질병 상태, 주택 소유 여부, 삶의 질, 인식도(환경오염에 대한 일반적인 인식도, 환경오염으로 인한 사회적 가치에 대한 영향), 확률 및 위해도에 대한 검사 점수를 포함시켰다 [12].

2) 건강손실비용 산정

건강 손실 비용은 사망(mortality) 또는 암 발생(cancer incidence)으로 인한 손실비용과 질병 이환(morbidity)으로 인한 손실비용으로 분류할 수 있으나, 본 연구에서는 암발생으로 인한 사망 손실비용만을 추정하였다.

통계적 생명가치액은 각각의 환경문제에 의한 위해도 감소를 위한 지불의사금액(3가지 모델에 의한 평균값의 추정치)을 위해도 감소분(ΔP; 이 연구에서는 5/10,000)으로 나누어서 산출하였다. 크게 3가지 상위환경문제에 대한 통계적 생명가치액을 산출하였다. 여기서 하위 환경문제에 대한 통계적 생명가치액은 상위 환경문제에 대한 지불의사금액(각각의 상위 환경문제에 대한 WTP는 해당 하위 환경문제의 WTP와 동일하다고 가정)을 적용하여 산출하였다.

건강 손실 비용은 각각의 환경문제에 해당하는 통계적 생명가치액에 인체 위해도 평가에서 추정된 이론적 사망수(50percentile)를 곱하여 산출하였다.

∴ $VSL = WTP / \Delta P$, Change in probability of death

∴ $Damage\ cost\ (W) = VSL \times Theoretical\ Mortality\ Incidence$

건강 손실 비용에 대한 불확실성을 감안하여 Monte-Carlo Simulation (Crystal-Ball Package, 2000)을 이용하여, 각 환경문제의 사망 위해도에 대한 확률밀도 함수(오염농도, 단위 위해도, 노출인구수와의 함수)와 통계적 생명가치액에 대한

확률밀도함수(지불의사금액과 위해도와 함수)의 조합을 통해 모의되는 출력함수인 손실비용함수로부터 50percentile과 95percentile의 사망 손실 비용을 이용하였다.

연구결과

1. 인체 위해도

각각의 하위문제에 해당하는 물질(군)으로 인한 연간 개인 위해도와 인구집단 위해도는 Table 1-3과 같다. 이를 토대로 하여 각 하위문제에 대한 인체 위해도를 추정한 결과(연간 개인위해도*노출인구수), 50percentile을 기준으로 다른 문제에 비해 특히 PM10, 라돈, IAPs로 인한 위해성이 높은 것으로 추정되었다 (Table 4). 또한 다중 비교 결과, 하위 문제들의 각각의 평균 추정치 간에는 모두 통계학적으로 유의한 차이를 나타내었다.

2. 경제 위해도

개인 지불의사금액을 유도하기 위한 서울 시민들의 일반 특성을 살펴보면, 응답자의 평균연령은 39세였고, 여성응답자가 전체 49.8%였다. 교육수준은 42.5%가 대졸학력 이상이었으며, 1인당 월 평균 소득은 약 1,690,000원이었으며, 서울에서 평균 거주기간은 23년이었다.

각 모델에 따른 지불의사금액과 통계적 생명가치는 Table 5와 같다. 지불의사금액 추정결과 Weibull 모형이 모델의 적합도가 가장 양호하였다. Weibull 모델을 기준으로 할 때, 대기오염으로 인한 지불의사금액은 12,000원, 실내공기오염은 약 20,000원, 먹는물 오염은 약 13,000원으로 추정되었다.

이들 지불의사금액을 이용하여 이론적 사망에 대한 통계적 생명가치(VSL)의 경우, Turnbull method에 의한 통계적 생명가치는 대기오염으로 인한 경우는 약 3억 원으로 추정되었고, 실내공기 오염으로 인한 사망은 약 4억 원으로 추정되었으며, 먹는 물 오염으로 인한 사망은 약 2억 4천만 원으로 추정되었다. 반면 Weibull model의 경우, 대기오염으로 인한 경우

는 약 3억원으로 추정되었고, 실내공기 오염으로 인한 사망은 약 5억원으로 추정되었으며, 먹는 물 오염으로 인한 사망은 약 3억원으로 추정되었다. 그리고 Spike model은 대기오염으로 인한 경우는 약 2억원으로 추정되었고, 실내공기 오염으로 인한 사망은 약 5억원으로 추정되었으며, 먹는 물 오염으로 인한 사망은 약 3억원으로 추정되었다.

모형의 적합성이 가장 좋은 Weibull 모델에서 추정된 통계적 생명가치액을 적용한 경우, 손실비용이 천억을 초과하는 것으로 추정된 하위 문제는 PM₁₀(약 1,550억)과 라돈(약 2,150억)이었으며, 백억을 초과하는 하위 문제는 실내공기오염의 IAPs(630억)와 대기오염의 HAPs(110억)이었다.

이론적 사망 손실 비용에 대해, 상위 문제간에는 모두 통계학적으로 유의한 차이를 나타내었고, 하위 문제간에도 유의한 차이를 나타내었으나, 다중 비교 결과, 다이옥신류와 DWPs간, 그리고 DBPs와

지하수중 방사성 물질간에는 유의한 차이가 없었다 (Table 6).

고 찰

이론적 사망수 추정시, 오염도의 시공간적 대표성에 대한 제한점 때문에 평균 오염 농도의 하나의 값을 이용하기보다는 오염 농도의 분포를 입력하여 추정하였다. 오염 농도의 분포는 실측자료의 분포를 검증한 결과, 대수 정규분포에 근사하였고, 일반적으로 환경 중 농도는 대수 정규분포를 따른다는 연구결과가 보고되고 있기 때문에 [23], 오염 농도 분포를 대수정규분포로 가정하고(이때, 대수정규분포의 평균 및 표준편차는 실측자료로부터 얻음), Monte-Carlo Simulation을 통해 최종 결과 분포인 이론적 사망수 분포(가정된 농도분포에서 10,000번의 임의 추출을 통해, 추정식의 조합에 따라 도출된 결과 값으로 구성된 분포)에서 50 percentile을 취하였으므로, 오염 농도에

대한 불확실성의 문제를 반영하였다고 볼 수 있다.

이론적 사망수 추정에 중요한 단위 위해도는 한 물질에 대해 여러 연구결과로부터 도출된 다양한 단위 위해도가 존재할 수 있고, 이들 단위 위해도들의 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 미국 환경보호청에서 제공하는 Integrated risk information system(IRIS) 정보 시스템 [20]에서 제공하는 단위 위해도 하나의 값을 이용하여 산출하였다.

그러나 이들 단위 위해도는 동물 실험이나 역학자료에서 생성되는 것이기 때문에, 오염도가 비교적 낮은 환경에 노출되는 사람에 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.

따라서, 실제 이 연구에서 도출된 이론적 사망수에 대한 수치적 결과들을 다른 목적으로 활용할 경우, 앞에서 언급한 가정들이나 불확실성들을 감안해야 할 것이다. 이들 수치는 과학적으로 검증된 세밀한 자료이기보다는 정책적인 활용을 위한 진단 도구로 해석하면 될 것이다. 하지만 좀 더 타당성 있는 결과물을 도출하

Table 4. Health risk estimates in environmental sub-problems

Sub-problem	Population risk ^{b)}		
	Point	50%tile	95%tile
Air pollution			
HAPs	47	38	121
Regulated pollutant(PM ₁₀)	565	548	826
Dioxins (PCDDs/PCDFs)	8	7	14
Indoor air pollution[†]			
IAPs	154	132	413
Radon*	788	434	2,555
Drinking water contamination			
DWPs	8	7	16
DBPs	2	2	3
Radionuclides (groundwater)	1	1	6

^{b)} Theoretical mortality estimates (unit : person/year)
 * p < 0.05 (comparison among theoretical mortality estimates of sub-problems), ANOVA
[†] p < 0.05 (comparison among theoretical mortality estimates of problems), ANOVA

Table 5. Median WTPs and VSLs for environmental problems

(unit : ₩)

Environmental problems	Lower-bounded Turnbull		Dichotomous Weibull		Spike model	
	WTP ¹	VSL ²	WTP	VSL	WTP	VSL
Air pollution	12,900	311,000,000	12,000 [†]	287,000,000	9,700	233,000,000
Indoor air pollution	16,900	406,000,000	19,900*	477,000,000	20,600* [†]	495,000,000
Drinking water contamination	10,000	240,000,000	12,600	302,000,000	13,700	330,000,000

¹ willingness-to-pay
² value of statistical life
 * p < 0.05 (among WTPs of environmental problems), ANOVA
[†] p < 0.05 (between WTPs by Weibull and Spike model), t-test

기 위해서는, 평가 과정에 내재되어있는 불확실성들을 감소시키고, 사망수 계산에 이용된 오염 농도나 노출 자료들이 좀 더 보완되어야 할 것으로 생각된다. 또한 과거 측정 자료를 이용한 경우는 현재 오염 자료에 대한 확보나 검증이 필요하다고 판단된다.

이 논문에서 지불의사금액을 추정하기 위한 3가지 모델을 선택하였다. Lower-bounded Turnbull method는 각각의 제시 금액에 대한 1단계 질문에서 yes/no에 대한 정보만을 이용하여 지불의사금액을 추정하고, Weibull model은 각각의 제시

금액에 대한 1단계와 2단계 질문에 대한 4가지 유형의 반응(yes-yes, yes-no, no-yes, no-no) 정보를 이용하여 추정하고, Spike model은 Weibull model에서 이용되는 정보뿐만 아니라, no-no로 응답하는 경우, 지불할 의사가 없는지(0원)의 여부에 대한 정보까지를 포함하여 지불의사금액을 추정하는 방법이다. 실제 지불의사금액에 대한 참값은 정확히 알 수 없는 문제이기 때문에, 다양한 추정모델에서 제공한 수치들을 활용할 수 있도록 모두 제시하였다.

경제 위해성 평가의 결과를 Krupnick

의 연구 [24]와 비교해보면, Krupnick의 연구에서는 조사 대상자수가 약 600명이었음에 비해, 본 연구는 전체 조사대상자수는 약 600명이었으나, 상위 문제당(대기오염, 실내공기오염, 먹는물오염) 약 200명으로 표본수가 상대적으로 적었기 때문에 통계적으로 유의하거나 일관성 있는 결과를 얻기가 어려웠던 것으로 판단되므로 표본 수를 늘려 자료를 재분석할 필요가 있을 것으로 생각된다. 이러한 지불의사 모형을 통해 산출된 지불의사금액(WTP) 및 통계적 생명가치액(VSL)을 일반 사망 위해도 감소와 관련한 Krupnick의 결과와 이 연구에서 최적 모델로 선정한 Weibull의 결과를 비교해보면, 미래 자원연구소의 Krupnick는 약 9억~10억으로 추정하였고, 본 연구는 약 3억~5억의 수준으로 약 2~3배의 차이를 나타내고 있다. 이들 연구간에 다른 점은 초기제시금액과 추정모형에 포함되는 설명 변수 그리고 표본수였다.

여기서 Krupnick의 결과는, Benefit Transfer 방법 [25]을 이용하여 우리나라 화폐가치액으로 환산한 값이다. 단순히 캐나다 달러를 원으로 환산하여 계산하는 것보다 좀 더 타당한 결과를 줄 수 있을 것으로 생각한다. Benefit Transfer 방법은 해당 지역이나 국가에 대한 연구결과가 없는 경우, 다른 지역의 연구결과를

Table 6. The health damage costs in environmental sub-problems

Sub-problem	Health damage cost (billion ₩)		
	Point	50%tile	95%tile
Air pollution			
HAPs	16	11	43
Regulated pollutant (PM ₁₀)	180	155	388
Dioxins (PCDDs/PCDFs)	2	2	6
Indoor air pollution[†]			
IAPs	88	63	243
Radon*	408	215	1,384
Drinking water contamination			
DWPs	3	2	7
DBPs	1>	1>	2
Radionuclides (groundwater)	1>	1>	2

HAPs : Hazardous Air Pollutants PM₁₀ : Particulate Matter (size : ≤10 μ m)
 PCDDs : Polychlorinated dibenzo-p-dioxins PCDFs : Polychlorinated dibenzofurans
 IAPs : Indoor Air Pollutants DWPs : Drinking Water Pollutants
 DBPs : Disinfection by-products

* p < 0.05 (comparison among health damage costs of sub-problems), ANOVA

[†] p < 0.05 (comparison among health damage costs of problems), ANOVA

Table 7. Comparison of WTP and VSL from Krupnick's study

	Turnbull		Weibull		Spike	
	WTP	VSL	WTP	VSL	WTP	VSL
Environmental pollution (original data)(1999C\$)	470.92	941,840	725.53	1,450,000	597.65	1,196,000
Environmental pollution (benefit transfer) (1999 won)	-	567,000,000~549,000,000	-	873,000,000~999,000,000	-	720,000,000~824,000,000
Environmental pollution (benefit transfer) (2001 won)	-	604,000,000~691,000,000	-	930,000,000~1,063,000,000	-	767,000,000~877,000,000
Air pollution	12,941	311,000,000	11,954	287,000,000	9,690	233,000,000
Indoor air pollution	16,914	406,000,000	19,891	477,000,000	20,645	495,000,000
Drinking water contamination	10,000	240,000,000	12,587	302,000,000	13,747	330,000,000

* Variables used in Benefit transfer

$$VSL_{KOR} = VSL_{CAN} \times (GDP_{KOR} / GDP_{CAN})^e$$

GDP_{KOR} : 508,655 billion won(₩1999) (source : Korea National Statistical Office, 1999)

GDP_{CAN} : 1,010.6 billion C\$(C\$1999) (source : Korea National Statistical Office, 1999)

Exchange Rate : 788.08 won/C\$(1999) (source : The Bank of Korea, 2002)

e : 0.3 ~ 0.6 (source : Miller and Guria(1991) from Technical Report on Methodology : Cost Benefit Analysis and Policy Responses(Pearce DW and Howarth A, 2000))

CPI1999(Consumer Price Index) : 97.791(2000=100) (source : The Bank of Korea, 2002)

CPI2001(Consumer Price Index) : 104.1(2000=100) (source : The Bank of Korea, 2002)

간단한 방법으로 환산하는 일종의 지불 의사금액이나 통계적 생명가치액을 구하는 방법이다 (Table 7).

그리고 Choi의 연구결과 [9]와 비교하면, 자동차 사고와 원자력 피폭 사고로 인한 위해도에 대한 통계적 생명 가치액 (2000년 원화가치) 조사결과, 원전 종사자와 일반 국민의 결과가 상이하였는데, 자동차 사고에 대한 VSL은 원전 종사자가 24.1억원, 일반 국민이 53.6억원으로 추정되었고, 방사성 피폭에 대한 VSL은 원전 종사자가 39.3억, 그리고 일반국민이 42.4억으로 추정되었다. 본 연구의 결과와 비교해 볼 때, 서울 시민의 대기 오염, 실내 공기 오염, 먹는 물 오염으로 인한 사망 위해도에 대한 통계적 생명 가치액(2002년 원화가치)은 Weibull모형의 경우 각각 3억, 5억, 3억이었다. 결국 환경오염으로 인한 지불의사금액이 적고, 일인당 통계적 생명 가치 금액이 자동차 사고와 원자력 피폭 사고보다 약 10배 이상 적음을 알 수 있었다.

이와 같은 차이는 조사방법이나 지불 제시 수단이 동일하여도, 추정모형에 따른 차이일 수도 있으나, 대상 문제에 대한 차이로 인해 발생할 수 있을 것으로 생각된다. 좀 더 조사가 요구되지만, 통계학적으로 지불의사금액이나 통계적 생명 가치액에 대한 평균값은 큰 폭으로 변화할 것 같지는 않다.

손실비용을 추정하는 과정에서 발생할 수 있는 불확실성의 요소는 이론적 사망 수를 추정하는 과정과 WTP를 추정하는 과정 요소 요소에서 발생할 수 있다. 이들 요소들에 대한 모든 불확실성을 원천적으로 차단하는 것은 불가능하므로 신뢰성 있는 자료를 계속적으로 생산·보완함으로써 불확실성의 정도를 줄여나가는 작업이 필요하다. 또한 손실비용에 대한 정량적 수치에 집중하기보다는 효율적인 환경정책 및 관리를 위한 하나의 지표로 활용하는 것이 바람직한 것으로 판단된다.

결론

환경오염으로 인한 특히 만성 사망과 관련된 손실의 규모를 파악하기 위하여 대기 오염, 실내공기 오염, 먹는 물 오염으로 인한 이론적 사망 수를 추정한 후, 통계적 생명 가치액을 적용하여 연간 손실 비용을 추정한 결과, 약 1,000억원 이상의 손실비용이 있는 것으로 추정된 항목은 대기중 미세먼지와 실내공기중 라돈이었다.

손실비용을 추정하는 과정에서 발생할 수 있는 모든 불확실성의 요소들을 원천적으로 차단하는 것은 불가능하므로 대표성 있고 신뢰성 있는 자료를 계속적으로 생산·보완함으로써 불확실성의 정도를 줄여나가는 작업이 필요하다. 또한 손실비용에 대한 정량적 크기에 집중하기 보다는 효율적인 환경정책 및 관리를 위한 하나의 도구 및 예비적 결과로 활용하는 것이 바람직한 것으로 판단된다.

참고문헌

1. US EPA. Regional and State Planning Branch, A Guidebook to Comparing Risks and Setting Environmental Priorities, Washington D.C, 1993
2. Institute for Environmental Research, Yonsei Univ. Risk Assessment and Management of Environmental Pollutants - Health Risk Assessment and Management of Water Pollutants. Ministry of Environmental, Korea (1992~1995)
3. Institute for Environmental Research, Yonsei Univ. Risk Assessment and Management of Environmental Pollutants - Health Risk Assessment and Management of Air Pollutants. Ministry of Environmental, Korea (1995~1998)
4. Institute for Environmental Research, Yonsei Univ. Risk Assessment and Management of Environmental Pollutants - System Development for Integrated Risk Assessment of Environmental Pollutants. Ministry of Environmental, Korea (1998~2001)
5. US EPA. Estimates of willingness to pay for pollution-induced changes in morbidity : A critique for benefit-cost analysis of pollution regulation, 1984
6. US EPA. Guideline for preparing economic analysis. Office of the Administrator,

- September, EPA-240-R-00-003. 2000
7. Oh Sang Kwon, Environmental Economics. Pakyoungsa. 1999
8. Tietenberg T. Environmental and natural resource economics. Addison-Wesley Longman, 2000
9. Kwang Sik Choi. A Study on the Evaluation of Monetary Value of Radiation Dose for the Nuclear Regulatory Analysis in Korea. A thesis for the degree of Doctor of Philosophy. Dept. of Nuclear Engineering, Korea Advanced Institute of Science and Technology. 2001 (korean)
10. Jones-Lee MW. The value of safety : Result of a national sample survey. *Economic J.* 1985; 95: 49-72
11. Leigh JP. Compensating wages, value of a statistical life and inter-industry differentials. *JEEM* 1995; 28: 83-97
12. Ye Shin Kim. A Study on Development of Comparative Risk Analysis System for Priority of Environmental Problems in Seoul, Korea. A thesis for the degree of Doctor of Philosophy. Dept. of Public Health, Yonsei University. 2002 (korean)
13. Ministry of Environment, Korea. Air pollution monitoring network, <http://www.me.go.kr>, 2001
14. Dong Chun Shin. Comparison of direct and indirect approach for estimating average daily dose of dioxins in Korea. *Organohalogen Compounds* 2001; 52: 325-329 (korean)
15. Institute of Environmental Research, Yonsei University. Making healthy home in Korea. Ministry of Health and Welfare, 2001
16. Korea Institute of Nuclear Safety. Assessment of Radiation Risk for the Korean Population and Nationwide Indoor Radon Survey in Korea. 2002
17. Institute of Environmental Research, Yonsei University. Advanced disinfection techniques and control disinfection by-products. National Institute of Environmental Research, 2002
18. Institute of Environmental Research, Yonsei University. Study on the radionuclides concentrations in ground water. National Institute of Environmental Research, 2002
19. Pope CA III, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, Thurston G.D. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, *JAMA*, 2002; 287(9): 1132-1141
20. US EPA. Integrated Risk Information System(IRIS). National Center for Environmental Assessment. URL; <http://www.epa.gov/ncea/>. 2002
21. National Research Council. Health effects

- of exposure to Radon (BEIR IV). Washington D.C, National Academy Press, 1999
22. European Commission. Externalities of Energy. General? Science, Research and Development, European Commission. 1997
23. U.S EPA. Statistical analysis of hazardous air pollutant concentrations from hazardous waste combustors, Washington D.C, 1996
24. Krupnick A, Alberini A, Cropper M, Simon N, O'Brien B, Goeree R, Heintzelman M. Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reduction : A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents. Resource For the Future, 2000
25. Pearce DW, Howarth A. Technical Report on Methodology : Cost benefit analysis and policy responses, RIVM, 2000