

서울 일부지역에서 실내공기오염으로 인한 초과발암위해도 및 사망손실비용 추정 연구

김예신¹⁾ · 박화성²⁾ · 이용진 · 김영수 · 양지연 · 신동천³⁾*

연세대학교 환경공해연구소, ¹⁾리스컴, ²⁾국립환경연구원, ³⁾연세대학교 의과대학 예방의학교실
(2004년 11월 30일 접수; 2005년 1월 24일 채택)

Excess Cancer Risk and Its Damage Cost due to Indoor Air Pollution in Seoul

Yeshin Kim¹⁾ · Hoasung Park²⁾ · Yongjin Lee · Youngsoo Kim · Jiyeon Yang · Dongchun Shin³⁾*

Institute for Environmental Research, Yonsei University

¹⁾Riskcom, ²⁾National Institute of Environmental Research

³⁾Department of Preventive Medicine and Public Health, College of Medicine, Yonsei University

(Received 30 November 2004; accepted 24 January 2005)

Abstract

We gathered exposure data on indoor air pollution, and investigated the dose-response slope factor for indoor air pollutants, such as volatile organic compounds, aldehydes and radon. Population cancer risks (that is the theoretical cancer deaths) were estimated from exposure to the pollutants. In addition, the damage costs, due to their risks, were estimated using WTP (willingness to pay) and VSL (value of a statistical life), which were investigated by a dichotomous contingent valuation method (DCVM). As a priority for human health risks and damage costs, management strategies are required for both radon and formaldehyde as indoor air pollutants. When the numeric results of human risks and damage costs are applied for other purposes, some assumptions and uncertainties have to be considered to use the results as useful screening tools for the administration of practical risk-based priorities.

Keywords : Indoor air pollution, Excess cancer risk, Willingness to pay, Value of a statistical life, Damage costs

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

1. 서 론

최근 실내에서 생활하는 시간은 하루중 90% 이상을 차지하고 있는 것으로 조사되고 있으며, 실내공기질은 실외와는 달리 실내 오염원 및 오염물질이 유입되어 오염될 경우 쉽게 정화되지 않아 실내환경질 저해뿐만 아니라 그 안에서 생활하고 있는 인체의 건강까지도 위협할 수 있기 때문에(서울시립대학교 도시과학연구원, 2002), 실내공기 오염은 매우 중요한 문제라 할 수 있다. 또한 서울 지역의 실내공기질은 심각하게 오염된 것으로 보고되고 있으나(서울시립대학교 도시과학연구원, 2002), 이 문제와 관련된 인체 위해성 평가 연구는 거의 실행된 바가 없어 이를 관리하고 규제하기 위한 방안이 도입되지 못한 실정이다.

위해성 평가를 통한 연구는 1990년 이후 우리나라에서 10년 이상 진행되어 왔으나 일반적으로 확률의 개념인 위험도라는 잣대가 널리 수용되지 못하여 오다가 최근 정부기관 및 연구기관 등에서 그 중요성을 인식하기 시작하였다. 또한 미국 환경보호청에서는 인체 위해성 평가 결과만으로 환경정책을 결정하기에는 부족함을 느끼고, 생태계나 재산 피해와 같은 여러 가지 다른 중요한 가치에 대한 측면들도 함께 고려해야 함을 강조하였다(US EPA, 1987). 이와 같이 도출된 위험도를 이용하여 최종적으로 환경문제의 위험도 감소에 대한 우선 순위를 도출하게 된다(US EPA, 1993). 그러나 국내에서는 위해성 평가 이외에도 위험도 관리를 위해서 비용-편익 분석이나 정책 우선순위 결정까지 고려된 정보는 거의 희박한 실정이다. 따라서 본 연구에서는 인체에 유해한 일부 실내공기오염물질의 오염도 자료를 수집하고, 이를 이용하여 인체 위험도 및 그로 인한 손실 비용을 산출

하고, 최종적으로 서울지역에서의 실내공기질 관리를 위한 초기 평가 수단의 정보를 제공하고자 하였다.

2. 연구 내용 및 방법

2.1 연구 내용

본 연구에서는 문제의 우선순위 설정에 대한 위험도 지표로서, 첫째 실내공기 오염문제의 개별 특성에 따른 위해성 평가를 실시하여 인체 위험도로써 이론적 사망 위험도를 추정하였고, 또한 이에 대한 불확실성 분석(uncertainty analysis)을 실시하였다. 두 번째는 서울시민 200명을 대상으로 개인 면접 설문조사를 통해 실내공기 오염으로 인한 10년간 5/1,000(연간 5/10,000)에 해당하는 위험도 감소에 대한 지불의사금액을 추정하였다. 설문지 구성은 총 6개 영역으로 지불 의사금액을 묻는 부분 이외에 5개 세부 영역으로 분류하였다(Part A: 건강상태 및 삶의 질 조사, Part B: 위험도 인식, Part C: 확률 및 위험도에 대한 이해도, Part D: 소득 및 지출비용, Part E: 지불의사금액, Part F: 기타 정보). 설문조사에서 응답한 지불의사금액은 3가지 통계기법(lower-bounded Turnbull method, dichotomous Weibull, logistic and normal distribution model, and Spike model)을 이용하여 평균 금액을 산출하였다. 또한 첫 번째 연구에서 도출된 이론적 사망수 추정치와 두 번째 연구에서 도출된 지불의사금액을 이용한 통계적 생명 가치액(= 지불의사금액/위험도 감소분)을 조합하여 이론적 사망 손실비용(= 통계적 생명 가치액×이론적 사망수)을 추정하고 이에 대한 불확실성을 분석하였다(Fig. 1).

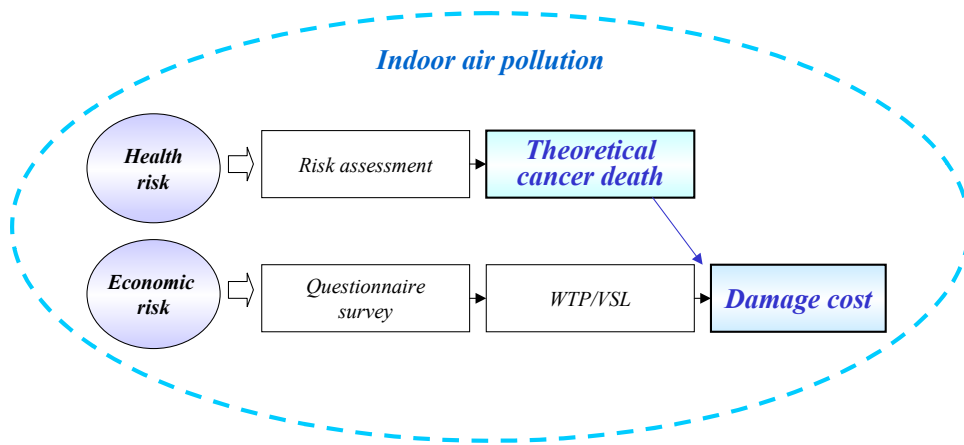


Fig. 1. Framework in this study.

2.2 연구 방법

2.2.1 대상 물질 선정

대상 물질은 선행 연구에서 대상이 되었던 환경 문제들과 비교하여 선별하였고, 동시에 국내 연구자료(연세대학교 환경공해연구소, 1998, 2001, 2002a, 2003)를 검토한 후, 정량적인 위해성 평가가 가능하도록 자료를 충분히 지원해줄 만한 발암 물질들을 대상으로 선정하였다. 이렇게 설정된 실내공기 오염물질은 크게 세 가지 하위 문제(알데

히드류, 휘발성유기오염물질류, 라돈)로 분류하였다(Table 1).

경제 위해도의 측정 수준은 실내공기 오염문제 자체에 대해 실시하였다. 설문 조사시 상위문제와 하위문제를 분류하여 지불의사금액을 유도하는 것은 응답자의 문제나 돈에 대한 분별력이 떨어져 편견이 발생할 수 있기 때문에 본 연구에서는 상위 환경 문제에 대해 측정한 지불의사금액이 각각에 해당하는 하위 환경문제의 지불의사금액과 동일하다고 가정하였다.

Table 1. Indoor air pollutants list in this study.

Sub-problems (number of chemicals)	Chemicals
VOCs (Volatile Organic Compounds) (5)	<ul style="list-style-type: none"> · Benzene · 1,2-dichloroethane · Trichloroethylene · Carbon tetrachloride · Tetrachloroethylene
Aldehydes (2)	<ul style="list-style-type: none"> · Formaldehyde · Acetaldehyde
Indoor radon (1)	<ul style="list-style-type: none"> · Radon

2.2.2 인체 위해도 평가

환경오염으로 인한 인체 위해도는 암 발생으로 인한 이론적 사망 위해도(theoretical mortality risk)로, 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 추정된 수치)로서 환경오염물질 노출로 인한 암 발생 이론적 사망수를 의미한다. 이론적 사망수 추정치는 개인위해도(=오염농도×단위위해도)와 노출인구수의 곱과 동일하다. 여기서 오염농도는 측정시기가 동일하지 않고, 시료수가 차이가 있어 본 연구에서는 현재 오염도와 동일하며 서울 지역의 오염수준을 대표한다고 가정하였다. 또한 위와 같은 불확실성을 감안하기 위해서 위해도 계산에 사용된 오염도는 점 추정치(point estimates)의 경우 평균 오염도 하나의 값, 불확실성 분석 시에는 오염 농도 분포(probability distribution)를 사용하였다.

단위 위해도에 대해서는 동물실험에서의 외삽을 통한 결과(연세대학교 환경공해연구소, 2002b) 및 역학 자료를 이용하여 도출된 값으로, 인종간 차이가 없다고 가정하였다. 또한 가능한한 우리나라 상황에 맞는 결과를 얻기 위하여 주요 노출 인자 모수치(체중 60kg, 호흡량 20m³/day, 기대수명 70년)를 적용하였다(연세대학교 환경공해연구소, 2001). 위해도 계산시 단위 위해도의 최종 단위가 평생 위해도(lifetime risk)로 제시되는 경우, 연간 위해도는 평생 위해도를 기대수명으로 동일하게 분할한 위해도와 같다고 가정하였다(EPA, 1993). 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). 위에 서술한 내용들은 결과물과 용이하게 비교할 수 있도록 표로 정리하여 제시하였다(Table 3).

실내공기 오염 및 그 하위 문제 또는 개별 물질로 인한 암 발생자수 계산은 식(1)을 이용하였다.

$$TCD = [IR_{ij} \times EP_{ij}] \quad (1)$$

여기서, TCD는 이론적 암발생 사망자수(theoretical cancer death), IR은 개인 위해도(individual risk), EP는 노출 인구수(exposed population), i 는 i 번째 하위문제(i_{th} sub-problems), j 는 개별 화학물질(individual chemical)이다.

이론적 사망수를 추정하는데 있어 불확실성을 감안하기 위하여 Monte-Carlo Simulation(Crystal-ball Package, 2000)을 이용하여 분석하였다. 이 때 이론적 사망수 추정에 포함되는 오염농도, 단위 위해도, 노출 인구수중 가장 영향이 클 것으로 예상되는 오염농도에 대해서만 평균 및 표준편차를 고려한 대수정규분포로서 확률분포를 입력하였고, 나머지 단위 위해도 및 노출인구수는 하나의 값으로 입력하였다. 최종적으로 얻어지는 이론적 사망수에 대한 출력 분포에서 50%tile값과 95%tile값을 명시하였고, 50%tile값을 인체 위해도 결과물의 대표 값으로 사용하였다.

2.2.3 경제 위해도 평가

실제 경제 위해도 또는 후생 위해도(economic or welfare risk)는 사망이외에도 질병 이환에 대한 손실비용이나 무생물에 대한 손실비용을 함께 고려하는 의미이다. 그러나 본 연구에서의 경제 위해도는 단지 사람에 대한 이론적 사망으로 인한 손실 비용만을 포함하였다. 우선 지불의사금액을 유도하기 위한 조사 절차 및 설문지를 개발하고, 지

불의사 금액 추정 모형을 개발하여 지불의사금액을 추정하고, 이들 금액을 기본으로 하여 통계적 생명가치액(value of statistical life, 이하 VSL) 및 이론적 사망 손실 비용(health damage cost)을 추정하였다. 이때 실내공기 오염의 연간 5/10,000의 위해도 감소(risk reduction)에 대한 지불의사금액(willingness to pay, 이하 WTP)을 추정하기 위하여 가상 가치 평가법(contingent valuation method, 이하 CVM)을 이용하였다.

여기서 초기 제시 금액은 투표 모형에서 발생할 수 있는 출발점 편의(starting point bias)를 최소화하기 위해서 실제 본조사에 참여하지 않을 집단을 대상으로 개방형 방식으로 지불의사금액에 대한 예비조사를 실시하였고, 그 결과를 토대로 초기 제시금액을 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. 이와 같은 방법으로 조사되는 지불의사금액은 Table 2와 같은 구간으로 결정된다.

조사된 응답을 이용하여 지불의사금액을 추정하기 위한 모델로는 lower-bounded Turnbull method, Weibull, logistic, and normal model 및 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.

위와 같은 방법으로 추정된 지불의사금액의 중앙값을 이용하여 통계적 생명가치액을 산출하고, 또한 이를 이용하여 이론적 사망 손실비용을 추정하였다. VSL은 각각의 환경문제로 인한 위해도 감소를 위한 WTP를 위해도 감소분(ΔP , 이 연구에서는 5/10,000)으로 나누어서 산출하였다(식(2)). 건강 손실 비용은 각각의 환경문제에 해당하는 VSL에 이론적 사망수 추정치를 곱하여 산출하였는데(식(3)), 이때 불확실성을 감안하여 Monte-Carlo Simulation을 이용하여 이론적 사망 위해도에 대한 확률밀도함수와 VSL에 대한 확률밀도함수의 조합을 통해 모의되는 출력함수인 손실비용 분포로부터 50%tile과 95%tile값의 이론적 사망 손

Table 2. Intervals of two-stage double-bounded response.

(unit : ₩)					
Bid amount	Response	Intervals	Bid amount	Response	Intervals
10,000	NN	$\chi < 5,000$	40,000	NN	$\chi < 20,000$
	NY	$5,000 < \chi < 10,000$		NY	$20,000 < \chi < 40,000$
	YN	$10,000 < \chi < 20,000$		YN	$40,000 < \chi < 80,000$
	YY	$20,000 < \chi$		YY	$80,000 < \chi$
20,000	NN	$\chi < 10,000$	60,000	NN	$\chi < 30,000$
	NY	$10,000 < \chi < 20,000$		NY	$30,000 < \chi < 60,000$
	YN	$20,000 < \chi < 40,000$		YN	$60,000 < \chi < 120,000$
	YY	$40,000 < \chi$		YY	$120,000 < \chi$

* NN (No-No), NY(No-Yes), YN(Yes-No), YY(Yes-Yes)

실 비용을 추정하고, 우선순위에 이용된 최종값은 50%tile 값을 사용하였다.

$$\text{VSL} = \text{WTP}/\Delta P, \text{ change in probability of death} \quad (2)$$

$$\text{Damage cost (\$)} = \text{VSL} \times \text{theoretical mortality estimates} \quad (3)$$

3. 연구 결과

3.1 인체 위해도 평가

인체 위해도 평가에서는 우선순위에 이용되는 최종 결과물, 즉 이론적 사망수 추정치를 중심으로 제시하였다. 우선순위에 최종적으로 이용된 수치는 불확실성 분석 결과중 50%tile값이다. 실내공기 오염물질중 하위문제에 대한 순위는 라돈, 알데히드류, VOCs류 순이었으며, 라돈에 의한 영향

이 매우 큰 기여도(약 84%)를 차지하였다. 다중 비교 결과에 의하면, 이들 하위 문제들의 각각의 평균 추정치 간에는 모두 통계학적으로 유의한 차이를 나타내었다. 라돈 및 포름알데히드의 연간 개인위해도는 10^{-5} 수준을 초과하였으며, 이들 두 가지 물질의 연간 인구집단 위해도 수준은 라돈이 약 788명으로 가장 높았고, 그 다음으로는 포름알데히드가 약 136명으로 다른 물질보다 높은 수준이었다. 특히 포름알데히드는 알데히드류 위해도의 약 92%를 차지하는 것으로 추정되었다(Table 3, Fig. 2).

3.2 경제 위해도 평가

전체 응답자 196명의 평균 연령은 약 39세이고, 남녀의 비율은 동일하였다. 기혼자의 비율은 68% 수준이었으며, 약 47.4% 이상이 대학졸업 이상의 교육 수준이었다. 세대주의 비율은 45.4%이고 자

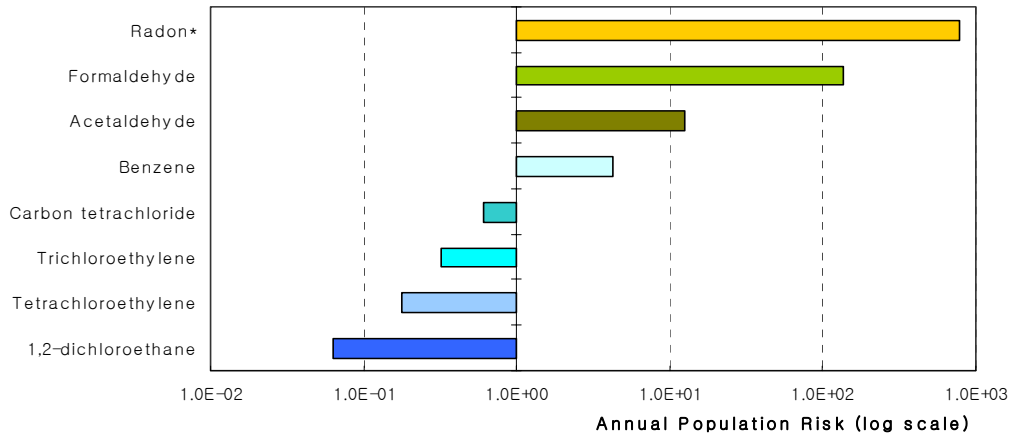
Table 3. Theoretical cancer deaths due to indoor air pollutants in Seoul.

Sub-problems	Chemicals	Mean conc.	Unit risk ³⁾	Annual individual risk	Annual population risk	Population risk			RC (%)
						Point	50%tile	95%tile	
Aldehydes ^{1),#} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Formaldehyde	81.75	1.52E-05	1.78E-05	135.8	148.4	125.6	406.7	15.7
	Acetaldehyde	44.76	2.57E-06	1.64E-06	12.6				
VOCs ^{1),#}	Benzene	4.05	9.57E-06	5.54E-07	4.24	5.4	4.4	17.1	0.6
	Carbon tetrachloride	0.13	4.33E-05	8.04E-08	0.62				
	Trichloroethylene	1.79	1.64E-06 ⁴⁾	4.19E-08	0.32				
	Tetrachloroethylene	2.42	6.74E-07 ⁵⁾	2.33E-08	0.18				
	1,2-dichloroethane	0.02	3.03E-05	8.22E-09	0.06				
Indoor radon ^{2),#}	Radon	1.22	5.92E-03 ⁶⁾	1.03E-04	788.0	788.0	434.2	2,554.8	83.7
Total	-	-	-	-	941.8	941.8	616.3	2,726.7	100.0

*VOCs: Volatile Organic Compounds, RC: Relative Contribution

¹⁾ IERY(2002a), ²⁾ MST(2002), ³⁾ IRIS(2002), ⁴⁾ IERY(2001), ⁵⁾ Calabrese et al. (1991), ⁶⁾ NRC (1999)

[#] p<0.05 (comparison among the theoretical cancer death estimated of agent classes), ANOVA



* $p < 0.05$ (comparison among the theoretical mortality estimates of agents), ANOVA

Fig. 2. Annual population risk of each chemical and its ranking in indoor air pollution.

가주택 소유 비율은 63.8% 수준이었다. 또한 월평균 소득은 195만원 정도로 서울 평균 수준보다는 높은 수준이었다(통계청, 2000). 일반 건강 척도 및 삶의 질 수준은 모두 평균 수준 이상으로 조사되었으며, 그 외 환경오염의 다양한 측면에 대한 인식수준이나 확률 및 위해도에 대한 이해 정도는 김예신(2002)의 연구에 제시된 바와 같다.

초기 제시금액에 대한 지불의사금액의 첫 번째 반응(yes or no)만을 고려한 경우, 제시 금액이 높아질수록 거절할 반응율은 점점 커지는 경향을 나타내었다. 초기 제시금액에 대한 지불의사금액의

2단계 양분 선택 반응(nn, ny, yn, yy)을 살펴보면, 각각의 제시금액에 대해 전체 응답자중 nn로 응답한 사람은 각각 24%, 35%, 61%, 50%이었다(Table 4). 또한 지불의사금액에 대한 nn로 응답한 사람중 지불 의사가 없는 사람(0원)의 분포를 보면 전반적으로 거의 50% 이상을 차지하였다. 이때 응답된 지불의사금액 검토 과정에서 오류가 발견된 설문 응답자 6명은 지불의사금액 분석에서 제외되었다.

이렇게 조사된 지불의사 금액에 대한 Turnbull 방법, "0" response를 포함하지 않는 positive res-

Table 4. Dichotomous response of four categories in indoor air pollution.

Initial payment (₩)	Follow-up payment (yes, no)	R _{nn} (%)	R _{ny} (%)	R _{yn} (%)	R _{yy} (%)	Respondents (person)
10,000	(20,000, 5,000)	23.5	7.8	27.5	41.2	51
20,000	(40,000, 10,000)	35.4	25.0	22.9	20.8	50
40,000	(80,000, 20,000)	61.2	18.4	14.3	6.1	49
60,000	(120,000, 30,000)	50.0	20.8	6.3	6.3	40

Table 5. Mean and median WTP estimated from three models.

Models		Mean	Median	95%tile
Turnbull method		18,300	16,900	
Positive response models	Weibull	51,334	19,891	57,710
	Log-logistic	22,023	17,965	47,601
	Log-normal	20,878	17,114	44,659
Spike model		21,300	20,600	39,800

(unit : ₩)

ponse models, "0" response를 포함하는 Spike model에서 추정된 WTP값은 다음과 같다(Table 5). 실내 공기 오염으로 인한 WTP는 16,900원이며, "0"의 response를 포함하지 않는 양의 반응만을 포함하는 모델에서 추정된 WTP값은 Weibull model에서 약 20,000원으로 가장 큰 값을 추정하였다. 건강손실비용을 산정하기 위해서 VSL을 도출하는 경우, 다음과 같은 세 가지 모델(Turnbull, Weibull, Spike)로부터 추정된 WTP(median)를 이용하였다.

그 외에 개인의 지불의사금액에 영향을 미칠 것으로 예상되는 설명변수들을 각각의 모형에 첨가하여 분석한 결과에 의하면, Weibull 모형의 AIC (Akaike's Information Criterion)값이 가장 작고, Spike 모형이 가장 커, 모형의 적합성은 Weibull 모형이 가장 적절하였다. 모형에 따라 분석에 포함된 변수의 모수에 대한 유의성이나 방향성은 일관성이 없었다. 따라서 모형의 적합성이 가장 좋은 Weibull 모형을 기준으로 각 설명변수가 개인의 지불의사금액에 미치는 방향성을 살펴보았다. 실내공기오염의 경우는 남성인 경우, 연령이 높을수록, 교육수준이 높을수록, 주택을 소유하고 있는 경우, 현재 질병이 있는 경우, 환경오염에 대한 인식 수준이 높을수록, 삶의 질이 높은 것으로 평가될수록, 사회적 가치에 대한 피해 인식 수준이

높을수록, 위해도와 확률에 대한 시험 점수가 높을수록 오히려 지불의사금액이 적었다. 단지, 소득수준이 양의 방향성을 보였다(Table 6).

결정된 WTP를 이용하여 산출된 VSL은 477,000,000원이며, 사망에 의한 건강손실 비용은 앞서 추정된 이론적 사망위해도와 통계적 생명가치액을 곱하여 산출하였고, 또한 불확실성 분석을 실시한 결과 50%tile값이 2,700억원 수준이었다. 사망자수에 따라 비례하는 손실 비용은 인체 위해도와 동일한 서열을 나타내었으며, 하위 문제간에는 모두 통계학적으로 유의한 차이를 나타내었다.

4. 고찰

본 연구에서 대상으로 하는 물질들은 실내공기 오염 전반에 걸친 문제들을 포괄하지는 못하며, 지역 환경 전반에 대한 문제점을 진단하는데 부족함이 많으나, 인체와 직접 관련이 있는 환경오염에 대해서는 충분히 고려하고자 하였다. 차후 연구에서는 추가적 자료 수집과 분석을 통해 서울 지역의 중요한 환경 문제를 보완해 나가는 작업이 필요할 것으로 생각된다.

인체 위해도, 즉 암 발생으로 인한 이론적 사망

Table 6. Parameter estimation of four models in individual WTP of indoor air pollution.

Covariates	Weibull	Log-logistic	Log-normal	Spike
Intercept	12.33318**	9.28620**	9.44864**	23,527.9**
Age	-0.00001**	0.00964**	0.00850**	52.6354**
Sex	-0.00150**	0.12399**	0.12892**	5,408.85**
Education	-0.28215**	-0.17261**	-0.17850**	-3,693.45**
Income	2.12E-7**	8.41E-8**	7.22E-8**	0.00413**
House owner	-0.10726**	-0.11659**	-0.11738**	-4,655.86**
Disease	-0.11790**	0.01986**	0.03072**	-7,730.81**
Perception	-0.03627**	-0.01906**	-0.01360**	-469.922**
Quality of life	-0.00057**	0.01536**	0.01409**	211.350**
Effects on social value	-0.01641**	-0.00743**	-0.01157**	-338.652**
Test score	-0.51630**	-0.52710**	-0.52429**	-6,403.62**
AIC	264.962	268.173	269.288	325.933

* p < 0.1, ** p < 0.05

Table 7. Health damage costs on indoor air pollution.

Sub-problems	Health damage cost (billion won)			Health damage cost (million \$)		
	Mean	50%tile	95%tile	Mean	50%tile	95%tile
Aldehydes	85.2	59.9	238.5	68.1	47.9	190.8
VOCs	3.3	2.1	9.6	2.6	1.7	7.7
Indoor radon	407.6	208.7	1,370.4	326.0	167.0	1,096.3

* 1\$=1,250 won (the Bank of Korea, 2002)

수 추정시, 실측된 오염농도에 대한 대표성의 문제가 제기되기 때문에, 불확실성 분석을 실행하였다. 즉 이론적 사망수 추정시 평균 오염 농도의 하나의 값을 이용하기보다는 오염 농도의 분포를 입력하여 추정하였다. 오염 농도의 분포는 실측자료의 분포를 검증한 결과에 의하면, 대수 정규분포에 근사하였고, 일반적으로 환경 중 농도는 대수 정규분포를 따른다는 연구결과가 보고되고 있기 때문에(EPA, 1996), 오염 농도 분포를 대수정규분포로 가정하고(이때, 대수정규분포의 평균 및 표

준편차는 실측자료로부터 얻음), Monte-Carlo Simulation을 통해 최종 결과 분포인 이론적 사망수 분포에서 50%tile값을 취하였으므로, 오염 농도에 대한 불확실성의 문제를 감안하였다.

현재 자세한 노출정보를 얻기가 어렵고, 노출 인구도 한 지역에서 다른 지역으로 이동하는 문제가 생기기 때문에, 노출 인구수를 20세 이상의 성인으로 하여 일괄적으로 서울 지역 전체로 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 규명하는 것은 매우 어려운 작업이기 때문에 정책적인 목적에서 위해성 평가시 상가작용에 대한 가정이 흔히 사용된다(EPA, 1993). 결국 이는 개개 물질의 발암력을 합산하는 과정과 동일한데, 이 때 미국 환경 보호청에서 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.

인체 위해도 평가 결과에서 라돈 및 포름알데히드가 높게 나타났는데, 조사된 라돈 농도치는 미국의 1991년 완료된 national residential radon survey 결과와 비교해 볼 때, 미국의 실내공기중 라돈 농도는 평균 1.25pCi/L 수준으로(EPA, 2004), 본 연구와 유사한 수준이었다. 그러나 라돈의 흡입으로 인한 위해도는 그 발암력이 다른 물질에 비해 100배 이상으로 크기 때문에 개인 위해도 및 인구 집단 위해도 수준은 높게 평가되었다. 포름알데히드 농도의 경우, 국내 실내 공기중 포름알데히드의 기준치는 $120\mu\text{g}/\text{m}^3$ 수준으로(환경부, 2004) 외국의 기준치보다 유사하거나 높은 편이며(미국의 경우 일반생활환경에서 $125\mu\text{g}/\text{m}^3$, WHO의 경우 $100\mu\text{g}/\text{m}^3$), 발생 수준 역시 미국의 경우 $37.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ (EPA, 2004)로 조사되는 데에 비해 높게 나타나고 있다. 또한 포름알데히드는 2003년까지 지하생활공간에서만 규제되어오다가 작년부턴 관련 법의 개정으로 실내 환경에서의 관리가 시작되었다(대한주택공사 주택도시연구원, 2003). 즉 이는

현재까지의 정보 및 관심 부족, 다른 국가에 비해 느슨한 규제 수준에 의한 것이라 할 수 있으며, 앞으로 관리가 필요함을 알 수 있다.

실제 이 연구에서 도출된 사망자수에 대한 수치적 결과들을 다른 목적으로 활용할 경우, 앞에서 언급한 가정들이나 불확실성들을 감안해야 할 것이다. 이들 수치는 과학적으로 검증된 세밀한 자료이기보다는 정책적인 활용을 위한 스크리닝 수단으로 해석하면 될 것이다. 하지만 좀 더 타당성 있는 결과물을 도출하기 위해서는 위해성 평가에 내재되어 있는 불확실성들을 감소시키고, 사망자수 계산에 이용된 오염 농도나 노출 자료들이 좀 더 보완되어야 할 것으로 생각된다.

경제 위해도 조사시 지불의사금액에 영향을 미칠 것으로 예상되는 변수들에 대해 설문조사를 하였고, 이들 속성에 대해 그룹간에 유의한 차이가 있는지를 모두 통계학적으로 검증하였다. 우선 응답자의 일반적인 특성 중 자가 소유율을 제외하고 집단간에 유의한 차이가 없었다. 다음으로 소득이나 지출비용, 건강상태나 삶의 질도 집단간에 유의한 차이가 없었다. 단지 환경오염에 대한 일반적인 인식도와 위해도 인식도만이 그룹간에 유의한 차이를 나타내었다.

Table 6에 제시된 지불의사금액에 영향을 미칠 것으로 예상되는 설명변수가 유의한 방향성을 가지는 것은 거의 존재하지 않았으나, 실내공기 오염문제에 대한 지불의사금액 추정치는 높게 나타난 반면, 인식 수준은 낮은 것으로 조사되었다. 이들 인식도가 추정 모형에서 유의한 변수는 아니었으나, 인식도가 높을수록 지불의사금액은 적다는 방향성을 반영하고 있다.

이 연구에서 조사된 실내공기오염에 대한 지불의사금액은 통계학적으로 다른 오염문제에 비해

높았다(김예신, 2002). 이는 두 번의 제시 금액에 모두 지불을 거절한 응답자중 실제 지불의사가 전혀 없는, 즉 지불의사금액이 “0원”인 응답자의 비율이 실내공기오염의 경우 47%로, 대기오염에 대한 거절 비율인 61%보다 낮았기 때문이다. 또한 실내공기 오염의 경우 10,000원, 20,000원, 60,000원의 초기제시금액에 다른 오염문제보다 "yy" 응답율이 가장 높았기 때문으로 생각된다. 즉, 실내공기의 경우는 자신이 속한 영역으로 공간의 제약성 때문에 혜택을 직접적으로 받을 수 있기 때문에 지불의사금액이 높을 수 있을 것으로 추정된다.

본 연구에서는 추정 모형에 성, 연령, 소득수준, 교육 수준, 만성 질환 여부, 삶의 질, 환경오염에 대한 인식도, 확률 및 위해도에 대한 검사 점수 등을 개인의 지불의사금액을 설명하는 변수로 포함시켜, 다른 연구보다 좀 더 구체적인 모형을 만들었다. 그러나 연구결과를 살펴보면, 유의한 변수로 연령, 소득 수준, 교육 수준, 만성질환의 유무, 확률 및 위해도 검사 점수 등이었으나, 모델 간에, 환경문제 간에 변수의 방향성이나 유의성에 대한 일관성은 없었다. 이는 조사 대상자수, 즉 표본수가 적기 때문인 것으로 판단된다. Krupnick et al.(2000)의 연구는 조사 대상자수가 약 600명이었으나, 본 연구는 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 Krupnick et al.(2000)의 연구결과와 비교해 보기 위하여 이 연구에서 최적 모델로 선정한 Weibull의 결

과를 비교해 보면, Krupnick et al.(2000)은 약 9~10 억원으로 추정하였고, 본 연구는 약 3~5억원 수준으로 약 2~3배의 차이를 나타내고 있다(Benefit Transfer 방법(Pearce et al., 2000)을 이용, Table 8). 이들 연구 간의 차이점은 초기제시금액과 추정모형에 포함되는 설명 변수, 표본수 등이었다.

또한 자동차 사고 및 방사선 노출에 대한 핵발전소 근로자와 일반 주민간의 VSLs의 차이에 대해 연구한 최광식(2000)의 결과와 비교하였을 때, 근로자의 자동차 사고 및 방사선 노출에 대한 VSLs은 각각 24억원, 39억원으로 조사되었으며, 일반 주민의 경우는 각각 54억원, 42억원으로 근로자 집단보다 높게 조사되었다. 이 연구결과는 본 연구결과와 비교하였을 때 VSLs 수치가 10배 정도 높았으며, 이는 설문 대상문제간의 차이가 주된 원인인 것으로 사료된다.

본 연구결과에서 제시된 WTP나 VSL이 서울 지역에 대한 대표성의 문제를 고찰하기 위해서, 설문 조사의 응답자들의 특성을 서울 지역의 통계치와 비교하였다. 조사하기 전에 조사 대상자 선택에 있어, 지역, 성, 연령은 기본적으로 무작위로 할당하였으나, 다른 요소들은 그렇지 못하였다. 서울의 통계치와 가장 차이를 보이는 요소는 교육 수준, 소득 수준 및 자가 소유 비율이었다. 교육수준이 높았던 이유는 설문지의 난이도가 높았기 때문에 조사자의 선택 편견이 발생한 것으로 생각된다.

본 연구에서는 과학적인 방법론을 통해 비교 위해도 분석의 논리적인 시스템을 개발하고, 이들 시스템에서 정량적인 연구결과를 도출하였으므로, 정성적인 평가에 의해 주관적인 견해가 개입되어 도출되는 순위보다는 신뢰성이 있는 것으로 판단된다. 따라서 결과 해석시 불확실성에 대한 부분

Table 8. Comparing WTP and VSL between Krupnick's study and this study.

	Turnbull model		Weibull model		Spike model	
	WTP	VSL	WTP	VSL	WTP	VSL
General (original data) (1999C\$)	470.92	941,840	725.53	1,450,000	597.65	1,196,000
General (benefit transfer) (1999 won)	-	567,174,622~ 548,831,780	-	873,187,805~ 998,902,236	-	720,229,390~ 823,922,120
General (benefit transfer) (2001 won)	-	603,765,972~ 690,691,253	-	929,521,638~ 1,063,346,553	-	766,695,089~ 877,077,570
Indoor air pollution	16,914	405,936,000	19,891	477,384,000	20,645	495,480,000

[†] C\$ (Canadian dollar), WTP (Willingness to Pay), VSL (Value of a Statistical Life)

^{††} Variables for benefit transfer

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

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

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

Exchange Rate : 788.08 won/C\$ (1999) (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 and Howarth, 2000))

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

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

을 잘 감안하고 활용한다면, 서울 지역의 실내공기 오염문제의 정책결정에 스크리닝 수단으로 유용할 것으로 기대된다.

5. 결 론

이 연구에서는 미국 환경 보호청에서 제시하고 있는 비교 위험도 분석 시스템보다 좀 더 섬세하고 정량적인 구조를 가진 전체 틀을 만들고, 틀 안에 필요한 각 위험도 요소들의 세부적인 틀을 구축하고자 하였다. 또한 위험도 인식을 비교 위험도 시스템 안으로 끌어들이 독립적인 위험도 요소

로서 간주하여 분석하고자 하였으며, 경제 위험도에서 사망 비용 산정시, 위험도에 입각한 지불의사금액을 추정하기 위한 설문지 개발 및 추정모형 개발과 같은 정량적인 방법론을 구축하고 이를 통해 우리나라에서 처음으로 환경오염으로 인한 사망 손실비용을 도출하여 연구의 기준점이 되고자 시도하였다. 서울지역을 대상으로 실내공기오염 문제에 대한 인체 및 경제 위험도를 산출하는 틀을 개발하고 실제 적용하였으며, 도출된 각 결과를 요약하면 다음과 같다.

인체 위험도 및 손실비용에 대한 우선순위 결과에 기초하여 볼 때, 실내 공기중 라돈 및 포름알데히드에 대한 관리가 필요하다. 여기서 도출된 수치적 결

과물은 서울 지역을 대표할 수 없기 때문에 불확실성을 감안하여야 한다. 즉, WTP 도출을 위한 설문 조사시 지역, 성, 연령 등은 무작위로 할당하였으나, 서울시 통계치와 비교해 볼 때, 교육수준이나 자가 소유비율이 다소 높았다. 이러한 이유는 설문 내용의 난이도 때문에 조사자의 선택편견이 개입된 것으로 추정된다. 또한 이 결과물은 조사 대상자가 약 200명 정도였으므로, 표본수를 늘려 좀 더 조사를 확대하고, 초기제시금액 및 추정 모형에 대한 차이도 고려해야 한다.

연구결과의 인체 위해도 및 손실비용의 수치적 결과를 다른 목적으로 적용하는 경우, 이들 결과가 유용한 스크리닝 수단으로서 사용되기 위해서는 일부 가정 및 불확실성이 고려되어야 한다. 따라서 이들 수치는 과학적으로 검증된 세밀한 자료이기보다는 정책적인 활용을 위한 스크리닝 수단으로 해석하면 될 것이다. 또한 좀더 신뢰성 있는 결과를 확보하기 위하여 본 연구결과에서 도출된 노출평가자료 및 WTP 수치 등을 지속적으로 보완 검증하여 불확실성을 줄이고자 노력해야 할 것이다.

감사의 글

본 연구는 환경부 차세대 핵심환경기술개발사업의 지원으로 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

과학기술부(2002) 국민 방사선 위해도 평가 및 전국 실내 라돈방사능 조사.
 김예신 (2002) 환경문제의 우선순위 도출을 위한

비교 위해도 시스템 개발에 관한 연구, 연세대학교 대학원 보건학과 박사학위논문.

대한주택공사 주택도시연구원 (2003) 주택도시-실내공기질 관리대책 및 향후 발전방향, 79, 7-20.

서울시립대학교 도시과학연구원 (2002) 실내공간 실내공기오염 특성 및 관리방법 연구, 환경부.

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

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

연세대학교 환경공해연구소 (2002a) 실내공기오염으로 인한 건강위험요인 평가 및 예방, 보건복지부.

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

연세대학교 환경공해연구소 (2003) 도시·산단지역의 통합환경관리를 위한 수용체 중심의 위해도 분석 시스템 개발·적용 연구, 환경부.

최광식 (2000) 원자력안전 규제분석을 위한 방사선피복 금전환산계수 산정에 관한 연구, 한국과학기술원 박사학위논문.

통계청 (1999~2001) www.nso.go.kr

한국은행 (2002) www.bok.or.kr

환경부 (2004) 다중이용시설등의실내공기질관리법률.

Calabrese, E.J. and Kenyon, E.M. (1991) *Air Toxics and Risk Assessment*, Lewis Publishers.

IRIS (Integrated Risk Information System) (2002) www.epa.gov/iris

- Krupnick, A., Alberini, A., Cropper, M. *et al.* (2000) *Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reduction: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents*, Resources for the Future.
- NRC (National Research Council) (1999) *Health Effects of Exposure to Radon (BEIR VI)*, Washington D.C., National Academy Press.
- Pearce, D.W. and Howarth, A. (2000) *Technical Report on Methodology: Cost Benefit Analysis and Policy Responses*, RIVM.
- US EPA (1987) *Unfinished Business : A Comparative Assessment of Environmental Problems - Overview Report*, Washington D.C.
- US EPA (1993) *A Guidebook to Comparing Risks and Setting Environmental Priorities. Regional and State Planning Branch*, Washington D.C.
- US EPA (1996) *Statistical Analysis of Hazardous Air Pollutant Concentrations from Hazardous Waste Combustors*.
- US EPA (2004) Radon Frequent Question, www.epa.gov/radon/radonqal