

유해대기오염물질에 대한 위해성 평가 과정

이정주 · 김병모

용인대학교 산업환경보건학과

The Risk Assessment Process of Hazardous Air Pollutants

Jeong Joo Lee · Byeong Mo Gim

Department of Occupational & Environmental Health, Yongin University

1. 서론

오늘날 대부분의 국가에서는 적정한 수준의 대기질을 유지하기 위하여 여러 주요 대기오염물질들에 대해 적정 수준의 농도를 규정하여 이를 일종의 지표로 활용하고 있다. 이러한 기준은 주로 환경보건학적인 측면을 감안하여, 특정 오염물질의 농도가 특정 기간내에 특정 수치 이하의 값을 유지하도록 규정하고 있다.

다른 국가의 경우와 마찬가지로, 우리나라에서도 기준항목의 수나 규제치에 대한 기준의 조정이 지속적으로 이루어져 왔다. 기준항목의 설정은 1978년에 SO₂를 중심으로 최초로 이루어졌다. 1983년 8월에는 현재의 골격에 유사하게 대부분의 항목을 첨가시키는 변화가 이루어졌다. 그리고 1991년, 1995년에는 대기질 기준을 선진국 수준으로 향상시키기 위하여, 이에 대한 보다 엄격한 조정이 이루어졌다. 이 시기에 조정된 대부분의 오염물 농도는 현재에도 대기질 기준으로 그 골격을 유지하고 있다.¹⁾

우리나라의 대기환경보전법에 따르면 대기오염물질은 현재 61종으로 규정되어 있으며 그중 특정대기유해물질은 35종으로 규정되어 있다.²⁾ 특정대기유해물질은 인체에 저농도로 존재하여도 건강에 심각한 영향을 미칠 수 있다. 대기환경보전법에서 특정대기유해물질의 정의를 사람의 건강, 재산이나 동,식물의 생육에 직접 또는 간접으로 위해를 줄 우려가 있는 대기오염물질로서 환경부령으로 정하는 것으로 되어 있다. 이러한 대기중의 유해화학물질로부터 국민의 건강을 보호하기 위하여 대기오염물질에 대한 위해도를 정량적으로 평가하여 종합적인 관리방안이 제시될 필요가 있어 그 과정으로 대기오염물질에 대한 위해성평가과정을 이용하여 보다 합리적인 대기오염물질에 대한 기준치를 제시 할 수가 있다. 또한, 위해성평가에 대한 많은 선행 연구들이 진행되어왔다.³⁾

세계보건기구(WHO)에서는 위해성 평가 결과를 바탕으로 대기오염물질에 대한 권고기준치를 제시하고 있으며, 미국 EPA에서는 법적 규제물질을 제외한 미규제 오염물질을 유

해대기오염물질(Hazardous Air Pollutants; HAPs)로 명명하고 있으며, 급성위험목록(Acute Hazards List)에 화학물질, 유해대기오염물질 우선 순위 관리 체계(Hazardous Air Pollutant Prioritization System; HAPPS) 목록에 화학물질을 수록하여 관리하고 있다.

이렇게 이용되는 위해성평가는 대기환경오염 뿐만 아니라 모든 환경오염으로 인한 인체영향에 대해 위해도를 지표로 하는 종합적이고 계량적인 정보를 제공하기 때문에 복잡 다기능화 되어가고 있는 사회현상 속에서 이해관계와 불확실성으로 얽혀 있는 환경문제를 이해할 수 있도록 하는 과학적이고 합리적인 방법론으로 평가받고 있다.

그러므로 본 연구에서는 대기오염물질의 위해성 평가 과정을 살펴보고 보다 합리적인 위해성 평가가 이루어지기 위한 고려사항을 제안하여 향후 진행되는 대기오염물질의 위해성 평가에 기초자료를 제공하고자 한다.

2. 대기오염물질에 대한 위해도 평가과정

위해도 평가(risk assessment)란 화학물질이 인체와 생태계에 미치는 결과를 예측하기 위해 관련 노출 및 독성 정보를 체계적으로 검토 및 평가하는 것을 말한다.

일반적인 위해성 평가 방법은 알려진 독성자료를 이용하여 인체 위해도를 추정하는 과정으로 유해성 확인(hazard identification), 노출평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment), 위해도 결정(risk characterization)의 4단계로 구성된다.⁴⁾ 이와 같은 위해성 평가과정의 전반적인 절차는 Fig. 1에 나타내었다.

위해도 평가방법에는 단일 평가치(point estimate)를 결정하는 방법과 확률론적 위해도 평가방법(probabilistic risk analysis)이 있다. 단일 평가치 방법은 불확실성과 가변성을 고려하지 않고, 특정 값에 대한 평가만으로 이루어져 과대·과소평가 될 수가 있다. 확률론적 위해도 평가방법은 위해도의 범위와 발생 확률을 제공하여 불확실성에 대한 고려까지 할 수 있는 방법으로 단일 평가치 방법보다 더 많은

E-mail: jilee@yongin.ac.kr

Tel: 031-8020-2750

Fax: 031-8020-2886

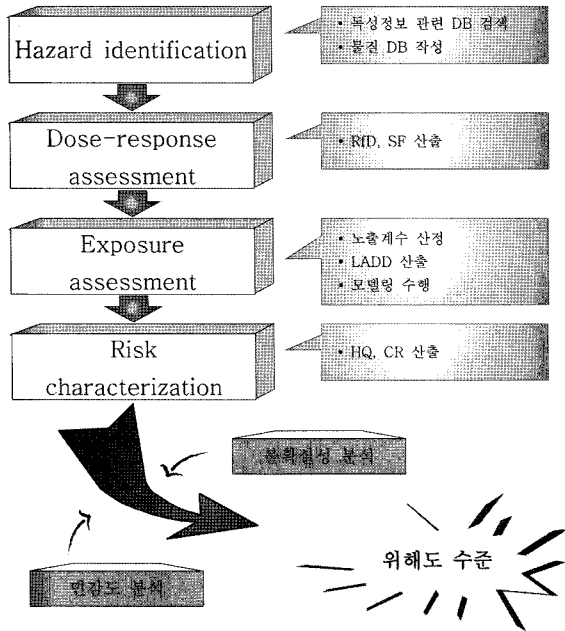


Fig. 1. Elements of a risk assessment process.

정보를 제공을 하기 때문에 위해도 관리를 위한 정책결정 시 유용하게 사용할 수 있는 방법이다.⁵⁾

대기오염물질에 대한 위해도 평가는 일반적인 환경중의 피부, 경구를 통한 노출보다는 호흡으로 인한 노출을 통한 평가가 이루어지며, 이에 따른 호흡으로 인한 독성평가 자료를 이용하여 평가하는 것이 위해성평가 결과에 대한 보다 높은 신뢰성을 가질 수 있다.

2.1. 유해성 확인(hazard identification)

유해성 확인(hazard identification)이란 화학물질의 독성 및 작용기작에 대한 연구자료를 바탕으로 화학물질이 인체나 생태에 미치는 유해영향을 규명하고 그 증거의 확실성을 검증하는 것을 말한다. 이러한 위험성 확인은 대상 대기오염물

질의 인체 위해성을 판단하기 위한 역학연구, 동물실험, 기타 보조적인 독성 평가 자료들을 수집하고, 고찰하는 것으로써 위해성평가를 하기 위한 초기의 정성 단계로 관심화합물이 인체에 유해한 영향을 유발시키는가를 결정하기 위해 이용할 수 있는 모든 적절한 자료를 수집하는 것에서부터 출발한다.

위험성 확인 단계에서 가장 중요한 부분은 대기오염물질이 동물 및 사람에 대한 연구 결과들을 종합하여 발암성이 있는지와 있다면 발암성의 강도는 어느 정도인지를 평가하는 일이다. U.S. EPA와 국제암연구센터(IARC)에서 제안하고 있는 발암 등급을 비교하면 Table 1과 같다.

2.2. 용량-반응평가(dose-response assessment)

용량-반응평가란 화학물질의 노출수준과 이에 따른 인체 및 생태에 미치는 영향과의 상관성을 규명하는 것을 말하며, 용량-반응평가는 사람이 유해대기오염물질의 특정 용량에 노출되었을 경우, 과연 유해한 영향을 받을 것인지 아닌지를 파악하는 단계로서 주로 건강영향 발생 확률이 얼마인지를 결정하는 단계이다.

일반적으로 용량 반응 평가를 적용하기 위한 기초 자료로는 정량적인 용량-반응 관계가 관찰된 역학 연구 자료가 가장 우선적으로 활용되며, 적합한 역학 자료가 없을 경우에는 동물 실험 자료를 이용하여 용량-반응 평가를 수행한다. 그러나 동물실험 결과를 활용하는 경우에는 사람과 동물간의 차이를 비롯하여 동물 실험에 사용한 용량을 인체에 적용하기 위해 변환하는 과정 등에서 오차를 발생시킬 수 있어 분석결과에 대한 해석에 신중을 기하는 것이 바람직하다.

용량-반응 평가 방법에 있어서 EPA에서는 물질의 발암성 여부에 따라 적용 기법을 달리하고 있으며, 유럽 및 OECD에서는 발암성 구분 없이 고전적인 NOAEL(No Observed Adverse Effect Level)방법을 적용하고 있다.

1) 발암물질에 대한 용량-반응 평가

발암물질은 역치가 존재하지 않는다는 즉, 매우 낮은 농도

Table 1. Classification scheme for carcinogens

U.S. EPA		IARC		발암등급
인체 발암물질 (역학 연구를 통해 충분한 증거가 있는 경우)	A	인체에 대한 발암물질 (인체에 대한 발암성 증거가 충분한 경우)	1	
유리한 인체발암물질 (인체에 대한 발암성 증거가 제한적이나, 실험 동물에 대한 발암성 증거가 충분한 경우)	B	인체에 대한 유리한 발암물질 (인체에 대한 발암성 증거는 제한적이나, 실험 동물에 대한 발암성 증거가 충분한 경우)	2A	
가능한 인체 발암물질 (인체에 대한 자료는 없으나 실험동물에 대한 발암성 증거가 제한적인 경우)	C	인체에 대한 가능한 발암물질 (인체에 대한 발암성 증거가 제한적이며, 실험 동물에 대한 발암성 증거가 충분치는 않은 경우)	2B	
인체에 대한 발암물질로 분류할 수 없음 (인체 및 실험 동물모두에 대한 발암성 증거가 불충분하거나 없는 경우)	D	인체에 대한 발암물질로 분류할 수 없음 (인체에 대한 발암성 증거가 불충분하고, 실험 동물에 대한 발암성 증거가 불충분하거나 제한적인 경우, 어떤 다른 분류 기준에 속하지 않을 노출 환경이나 물질군인 경우)	3	비발암 물질
인체 발암물질이 아님 (실험동물에 대한 결과에서 발암성이 없는 것으로 입증된 사례가 최소한 2가지 이상인 경우)	E	인체에 대한 발암물질이 아님 (인체 및 실험동물 발암성에 대한 지지 증거가 부족한 경우)	4	

에서도 유해한 반응이 발생할 가능성이 존재한다는 비역치(non-threshold)의 개념을 적용하고 있다. 발암물질의 용량-반응 평가를 위해서 일차적으로 고농도 노출군을 대상으로 한 역학 연구자료나 고용량에서 수행된 실험동물 평가 자료를 이용한다. 그러나 일반적인 사람이 일상적으로 노출될 수 있는 대기오염물질의 농도는 매우 낮은 농도로 존재하기 때문에 고용량에서 저용량으로의 외삽이 필요하다. 일반적으로 고용량에서 저용량으로의 외삽을 위해서 다양한 수리통계 모델이 이용된다. 또한 실험동물 평가 자료를 이용할 경우에는 사람에게 있어 용량에 따른 반응을 추정하기 위해서는 동물실험에서 사용된 용량을 사람에게 해당하는 용량으로 전화하는 용량 전환과정이 추가되게 된다.⁶⁾

대기오염물질은 위에서 언급한 것과 같이 용량-반응 평가의 실험 결과를 바탕으로 한 호흡 노출에 의한 발암 위해도 평가치인 단위 위해도(unit risk)를 이용하여 평가를 한다. 대표적으로 U.S. EPA IRIS(Integrated Risk Information System)를 비롯한 WHO ICPS(International Program on Chemical Safety)등의 자료를 이용한다. 이 단위 위해도를 발암잠재력, 즉 Inhalation Slope Factor를 우리나라 평균 체중과 호흡률을 고려하여 대기오염물질에 대한 평생 노출에 대한 발암가능성 즉, 발암잠재력을 산출한다.

2) 비발암성 물질에 대한 용량-반응 평가

비발암성 독성 물질의 경우는 일정용량, 즉 역치(threshold) 용량 이상에서 노출되어야 유해 영향이 관찰된다는 가정을 전제로 하고 있다. 다시 말하면, 일정 용량 이상으로 노출되는 경우에 유해한 영향이 발생할 수 있다고 가정하는 것이다. 여기서 유해영향의 종말점들은 임의의 화학물질에 노출됨으로써 발생 가능한 그리고 정량 가능한 모수의 변화, 신경학적인 변화 또는 장기독성과 같은 측정을 통해 결정된다.

대기오염물질의 비발암 물질의 용량-반응을 평가하는 방법 중 가장 일반적으로 이용되는 방법은 만성 호흡참고치법(RfC method)이다. 만성 참고치법은 유해화학물질에 노출되는 인구집단의 일일안전 용량(safety dose)을 평가하는 방법으로서 만성 호흡참고치(Reference Concentration, RfC)는 인체에 독성 영향을 나타내지 않을 것으로 기대되는 농도를 일컫는 것으로 기준노출농도로도 표현된다. 만성 호흡참고치는 임의의 유해화학물질의 인체 혹은 실험동물을 대상으로 한 만성 및 아만성 실험 연구에서 결정된 무관찰 유해영향 수준(No Observed Adverse Effect Level, NOAEL) 또는 최저 관찰 유해영향 수준(Lowest Observed Adverse Effect Level, LOAEL)에 불확실성 상수를 고려하여 산출된다.⁷⁾

비발암 독성물질에 대한 안전수준을 결정하기 위해서 역학자료 및 동물실험에서 다양한 유해영향의 종말점에 대해 그 영향이 관찰되지 않는 수준인 무관찰 유해영향수준을 찾게 된다. 그러나 이 수준을 결정하기란 쉽지가 않기 때문에 종종 영향이 관찰되는 최저수준, 최저관찰유해영향수준을 찾기도 한다. 이러한 관찰수준을 근거로 불확실성을 고려하여 동물에서 사람으로 외삽을 함으로써, 종내 및 종간 다양성, 동물실험의 질 및 기간 등을 고려하여 상이한 인구집단에 있

Table 2. Use of uncertainty factor

불확실성 계수	불확실성이 발생 가능한 내용
10	인체 대상 연구로서 적절한 기간 노출에 의한 타당성이 있는 결과로 인정될 경우
100	인체연구결과 없고 동물실험으로서 장기간 노출에 의한 타당성이 있는 결과를 인체에 적용할 경우
1000	인체연구결과가 없고 동물실험으로서 장기간 노출에 의한 평가가 아닐 경우
1~10	NOAEL 대신 LOAEL을 대신 쓸 경우
기타	과학적 판단에 의한 기타 불확실성 상수

어 실제적으로 허용 가능한 용량을 결정하기 위해 불확실성 상수를 적용하는데 이는 아래의 Table 2에 따라 선택한다.⁸⁾

$$\text{호흡참고치: RfC(mg/m}^3\text{)} = \frac{\text{NOAEL 또는 LOAEL(mg/m}^3\text{)}}{\text{불확실성계수(UF)} \times \text{첨가상수(MF)}}$$

비발암 용량-반응 평가를 위한 대부분의 방법은 건강영향에 대한 역치가 있다는 조건하에서 개발된 방법으로 일반적으로 역치의 존재를 인정하지만 실제로 역치가 개인 간 차이로 인해, 단일 역치 값으로써 전체 인구집단을 적용하기에는 무리가 있으므로 용량-반응 평가를 위한 자료 선택 시 고려해야 할 것이 노출 농도와 기간이다. 짧은 시간에 고농도 노출 또는 저농도의 오랜 노출에 대한 건강 영향은 다른 것이다. 대기오염물질에 대한 용량-반응평가는 대부분이 고정오염원으로부터 배출되는 저농도의 만성 노출이기 때문에 연구자료에서의 노출기간이 꼭 고려되어야 하며, 만성 노출 연구가 아닐 경우 평생 노출로 고려하여 계산되어야 한다. 이러한 실험자료등을 이용하여 U.S EPA에서 제시하고 있는 RfC를 이용하여 국내 평균체중과 호흡률을 고려하여 호흡참고치, 즉 Inhalation RfD를 산출한다.

2.3. 노출평가(exposure assessment)

노출평가(exposure assessment)란 환경 중 화학물질의 정성 및 정량적 분석자료를 근거로 화학물질이 인체나 기타 수용체 내부로 들어오는 노출 수준을 추정하는 것을 말하며, 용량-반응 평가로부터 화학물질에 단위농도의 노출로 부과될 수 있는 위해도를 산출하였으나, 실제적인 현 노출환경으로부터 노출 가능한 인구집단이 어느 정도의 위해에 처해 있는가를 알기 위해서는 노출량을 평가하여야 한다.^{9,10)}

노출평가에서는 노출된 인구집단의 크기, 노출의 강도(strength), 빈도(frequency) 및 기간(duration), 그리고 노출경로(monitoring)를 통해 인체노출량을 추정할 수 있으며 이에 따른 대기오염물질에 대한 인체 노출량(life average daily dose; LADD) 산정식은 아래와 같다.

$$\text{인체 노출량 (LADD ; mg/kg/day)} = \frac{\text{오염도} \times \text{단위환산계수} \times \text{일일 호흡률} \times \text{노출빈도} \times \text{노출기간}}{\text{체중} \times \text{기대수명} \times 365}$$

$$\frac{(\text{ng/m}^3) (0.00001\text{mg/ng}) (\text{m}^3/\text{day}) (\text{day/year}) (\text{year})}{(\text{kg}) (\text{year}) (\text{day/year})}$$

- 환경중의 오염농도(concentration)
- 일일 호흡율(inhalation rate)
- 노출빈도(exposure frequency)
- 노출기간(exposure duration): 대기오염물질 호흡기간으로 일반적으로 환경기준 설정의 경우에는 70년을 가정한다. 오염지역의 건강영향 예측의 경우에는 25년을 가정하며 실 노출기간을 알 때에는 그 기간(day)을 적용한다.
- 기대수명(lifetime)

대기오염물질에 대한 위해도 평가를 위해 직접 노출 경로인 호흡노출경로만을 고려하였을 경우 다음과 같은 항목들이 검토되어야 한다. 우선 호흡노출량을 산출하기 위하여 일일 호흡량을 고려하여야 하며, 인체 흡수량을 파악하기 위하여 체중을 알아야 한다. 일반적으로 대기오염물질에 대한 인체 노출량을 산정하기 위해서는 노출빈도, 일일 호흡율, 노출기간, 체중, 기대수명에 대한 실측자료가 있어야 하지만 자료가 없는 경우 위해성평가에 관한 국립환경과학원의 절차 및 방법 등에 관한 지침에 따른 노출인자들에 대한 설정값을 Table 3에 나타냈다.¹¹⁾

대기오염물질을 얼마나 흡입하는가를 하나의 수치로 표현하는 것은 무리가 있다. 이러한 한계로 인하여 불확실한 대기오염물질 노출량을 산출하기 위하여 몬테카를로 시뮬레이션 방법이 이용되는데, 예를 들어 대기 중 오염물질의 농도는 수시로 변하는 상황에서 흡입되는 대기오염물질의 양이 일정한 분포 범위 안에 존재할 것이라고 보고 이 범위 안에서 흡입되는 대기오염물질의 농도값을 시뮬레이션 할 수 있다.

대기오염물질의 농도분포는 일반적으로 대수정규분포를 하는데 실측된 오염농도 자료를 바탕으로 대수정규분포로 Fitting시켜 비모수적 시뮬레이션을 통해 농도분포를 예측한다. 비모수적 시뮬레이션이란 과거 데이터 또는 비교 가능한 데이터를 이용하여 시뮬레이션을 실행하여 즉, 측정된 농도를 이용하여 분포를 찾을 때 이용한다.

비모수적 시뮬레이션에 대한 적합도 검정은 일반적으로 콜모고로프-스미르노프 검정(K-S)을 이용한다. 콜모고로프-스미

르노프 검정(Kolmogorov-Smirnov Test)은 표본 데이터의 과거 분포함수를 기준으로 수행되는 비모수적 검정법이다. 검정통계량은 K-S가 기각치(critical value)보다 커지면 분포와 관련된 귀무가설이 기각된다. 여기서 0.03에서 0.05까지의 값이 가장 일반적으로 사용되는 기각치의 수준이다. 일반적으로 K-S 검정 통계량이 0.03이나 0.05보다 작으면 분포가 잘 적합했다고 할 수 있다.

농도분포의 적합도 검정에서 앤더슨-달링(A-D)검정은 모수 검정의 한 종류로 콜모고로프-스미르노프 검정(Kolmogorov-Smirnov Test)을 수정한 것으로 볼 수 있다. A-D 검정은 K-S 검정보다 분포의 꼬리 부분을 더 중시한다. K-S검정은 기각치가 검정 대상인 특정분포와 상관없다는 점에서 그 성격상 비모수검정 또는 분포와 상관없는 검정이다. 하지만 A-D 검정은 기각치를 계산하는데 검정 대상인 분포를 사용한다. A-D 검정법은 K-S 검정법보다 민감도 수준이 높은 검정 방법이지만 각 분포에 대해 기각치를 계산해야 한다는 단점도 있다. A-D 검정의 귀무가설은 데이터 셋이 특정 분포를 따른다는 것이고 대립 가설은 데이터 셋이 특정 분포를 따르지 않는다는 것이다.

A-D 검정의 기각치는 검정 대상인 특정 분포에 따라 결정된다. A-D 검정은 단측검정으로 검정통계량 A-D값이 기각치보다 커지면 분포가 특정 형태를 따른다는 가설이 기각된다. 일반적으로 A-D 통계량이 1.5보다 작으면 분포가 잘 적합했다고 볼 수 있다. 이 값은 분포와 상관없이 적용할 수 있는 보수적인 기준이다.¹²⁾

이러한 검정을 통해 농도분포의 신뢰성을 확인하게 되며, 보다 높은 신뢰성을 위해서는 많은 측정 분석으로 인한 다수의 농도측정을 함으로써 이루어 질 수 있으며, 분석된 농도에서의 검출한계 이하의 값은 일반적으로 각 물질의 검출한계 이하 값의 1/2을 적용하여 농도분포를 산출하는 것이 농도에 따른 신뢰성을 높일 수 있다.¹³⁾

대기오염물질에 대한 발암잠재력(inhalation slope factor)와 호흡참고치(inhalation reference dose)산출시 비발암 노출량·반응시험의 결과값인 약영향무관찰농도(No Observed Effect Concentration, NOEC), 약영향최소관찰농도(Lowest Observed Effect Concentration, LOEC), 기준용량(Benchmark Dose, BMD) 등을 불확실성 계수를 고려하여 구한 인체독성참고치(Reference Dose, RfD)와 발암성 용량·반응 평가에서 얻어지는 결과물인 단위위해도(unit risk)를 사람의 체중과 호흡율을 70 kg, 20 m³/day를 적용하여 발암잠재력(inhalation slope factor), 호흡참고치(inhalation reference dose)를 구할 수 있다.¹⁴⁾ 또한 노출평가에서 이용된 노출계수의 체중분포와 호흡율분포를 이용하여 발암잠재력분포와 호흡참고치분포를 산출하여 이를 적용하여 발암위해도와 유해지수를 평가하면 체중과 호흡량에 대한 수용체에 따른 영향과 그 차이를 고려하여 평가할 수 있다.

실측된 농도를 이용한 농도분포와 각 노출계수에 따른 노출분포를 적용한 노출 시나리오에 따른 몬테카를로 시뮬레이션을 하여 인체노출량(LADD) 분포를 산출한다. 아래 Fig

Table 3. Exposure factor for risk assessment

노출계수	구분	대표값	표준편차
체중	성인남자	69	9.7
	성인여자	56	7.8
	성인전체평균	62	8.8
	어린이	20	-
기대수명(년)	전체	75	-
	발암성 평가시	70	-
인구유동성 (거주기간, 년)	평균	7.6	-
	중앙값	4	-
	95th	25	-
일일 호흡율 (mg/m ³)	성인남자	15	-
	성인여자	12	-
	성인전체평균	13	0.9

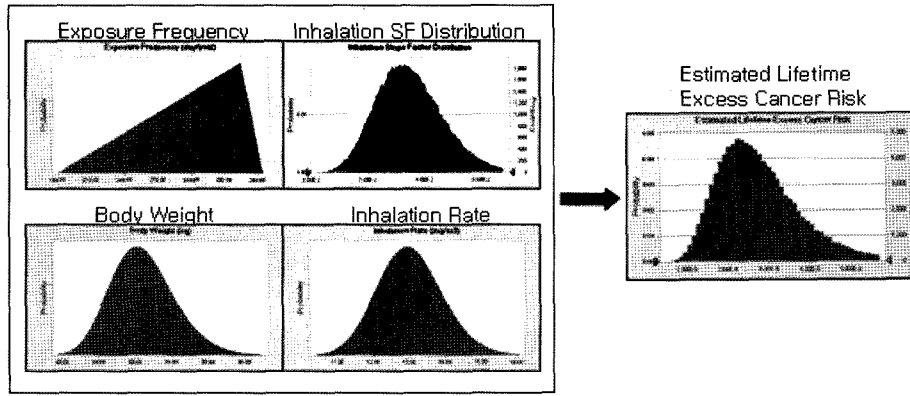


Fig. 2. Example of Monte Carlo Uncertainty analysis.

2는 불확실성 분석을 위한 몬테카를로 시뮬레이션의 예를 나타내고 있다.

2.4. 위해도 결정(risk characterization)

위해도 결정 단계는 용량-반응 평가와 인체 노출평가에서 산출된 정보를 종합하여 특정화학물질에 특정농도로 노출되었을 경우, 개인이나 인구집단에서 유해한 영향 즉, 암과 같은 영향이 발생할 확률을 결정하는 단계이며, 발암물질과 비발암물질로 나누어 위해도를 결정한다.

1) 발암위해도

발암물질의 경우, 용량-반응 평가를 통해 산출된 발암 잠재력과 인체 노출평가를 통해 얻어진 일일 평균 인체노출량을 곱하여 아래 식과 같이 산출할 수 있다.

$$\text{초과발암위해도(excess cancer risk)} = \text{LADD} \times \text{Inhalation Slope Factor}$$

U.S. EPA에서는 허용위해도(acceptable risk)를 자연적으로 발생할 수 있는 위해 수준 1.0E-06(백만명당 1명의 초과발암 확률)으로 제한하고 있다. 이 위해도는 무시해도 좋은 아주 작은 위해도로 이를 “de minimis risk”라 하며, 이 위해도에 상응하는 농도를 실제안전용량(Virtually Safe Dose: VSD)이라 한다. 그러나 현실적으로 환경성 발암물질의 경우, 여러 가지 투자비용에 대한 경제적 손익, 공학적 처리 기술이나 분석기술에 대한 조건들이 감안되어 법적인 규제치는 약 1.0E-06~1.0E-04(백만명당 1명~만명당 1명의 초과발암 확률)정도의 위해도에 상응하는 농도에서 결정되는 경우가 대부분이며 법적인 규제가 필요하다고 판단되는 위해수준은 1.0E-04로 보고 있다. 따라서 일반적으로 발암성 물질의 위해도를 초과발암위해도라고 하며, 유해 화학물질에 의한 초과 발암 위해도가 백만명당 1명~만명당 1명의 초과발암 확률 수준에서 그 허용 농도를 결정하게 된다.^{15,16)}

또한 위해도 결정에 있어 노출변수들은 불확실성과 가변성을 항상 내포하고 있다. 가변성은 호흡량, 몸무게, 노출빈도 및 노출기간 등이 수용체에 따라 다르게 나타나고, 발

암물질의 농도 범위와 인체 반응의 차이, 예를 들어 화학성분에 대한 수용체의 면역성과 같은 유전적 차이에서도 나타나는 것을 의미한다. 이러한 가변성은 보통 자료의 축적에 따라 더 잘 구별되지만 제거되거나 감소되지는 않는다. 불확실성은 특정변수, 확률분포모델, 모델의 인자(대수정규분포의 평균과 표준편차), 그리고 발암물질의 농도 자료 부족과 낮은 정밀도에 의해 나타나는데, 가변성과는 반대로 자료의 축적으로 감소시킬 수 있다. 이러한 자료의 불확실성과 가변성은 몬테카를로분석에서 확률밀도함수로 입력되어 결과에 반영되는데, 노출 변수들의 불확실성은 위해도 결과에 대해 과대평가 혹은 과소평가와 같은 정량적인 해석을 가능하게 한다.

불확실성을 고려하기 위해 보통 시료채취 및 분석등과 관련된 농도의 불확실성을 고려하기위해 95% 확률의 위해수준이 권장된다.

2) 비발암 위해지수

비발암 물질에 대한 위해도 결정은 용량-반응 평가를 통해 산출된 호흡 노출 참고치(inhalation RfD)와 인체노출량(LADD)의 비를 이용하여 위해지수(hazard quotient)를 산출하는 것이다.

현 오염수준으로 인한 일일 노출량을 일일 허용용량인 참고치와 비교함으로써 현 오염수준이 1을 초과하는 경우에는 유해영향이 발생할 가능성이 있음을 제시해 주며 1 이하인 경우에는 발생할 가능성이 낮다고 해석 할 수 있다. 즉, 일반적으로 참고치보다 적은 노출용량은 건강위해도와 관련되지 않을 가능성이 크며, 참고치를 초과하는 노출빈도나 크기가 증가한 인구집단 내에 유해한 영향이 발생할 확률이 크다는 것을 의미한다. 그러나 참고치 이하의 용량이 ‘허용가능하다’ 또는 ‘위해도가 없다’라고, 또는 참고치 이상의 용량은 ‘허용가능하지 않다’ 또는 ‘유해영향을 초래한다’라고 단정지어 결정할 수는 없다.

위해도 평가의 한계점은 어디까지나 예측치이며 위해도평가 결과 “기준값이 초과하였다”, “초과하지 않았다”라는 단순한 의미 해석보다는 정책적 평가 즉, 오염물질 기준치 마련에 참고 사항으로 이용 될 수 있지 절대적인 의미를 부여해서는 안된다고 판단된다.

3. 결론

위해성 평가시 가장 중요한 사항은 평가결과가 대기오염 물질의 농도에 따라서 인체에 미치는 건강영향 결과가 정확하게 반영되어 실제 건강영향에 반영된 평가가 될 수 있어야 한다. 하지만, 이에 따른 평가과정에서는 독성실험자료의 오차, 측정농도의 오차, 수용체에 따른 인체 반응의 차이 등 수많은 오차와 그에 따른 불확실성과 가변성을 내포하고 있다.

이러한 차이들을 줄여 나가는 것이 보다 신뢰성 있는 위해성 평가를 하는 가장 중요한 요소이다. 이러한 평가를 위해 본문에서 언급한 불확실성 분석을 위한 몬테카를로 시뮬레이션을 이용하게 되었으며, 이에 필자는 시뮬레이션 과정에 있어 보다 높은 신뢰성을 확보하기위해서 몇 가지를 제시하는 바이다.

첫째, 농도분포의 검정을 통한 측정농도의 대표성과 신뢰성을 확보하는 것이며, 또한 대기오염물질의 시료채취 수가 많을수록 신뢰성 있는 분석을 할 수 있어 자료의 축척 또한 농도분포 산출에 있어 매우중요하다.

둘째, 인체노출량 분포산정은 대기오염물질에 노출되는 집단의 노출빈도, 노출기간, 호흡률, 체중등의 노출분포가 그 집단의 대표성을 부여 할 수 있어야 하며, 발암잠재력과 호흡참고치는 호흡노출로 인한 독성평가자료를 이용하며, 인간에 외삽시에도 다양한 인구집단의 체중과 호흡율을 고려하기 위해 분포형태를 이용하여 산출하는 것이 더욱 신뢰성을 높일 수 있다.

셋째, 위해성 평가의 해석은 모든 평가가 과정에서의 오차를 고려하여 판단하고, 절대적인 의미를 부여하여 위해성의 유무를 결론지어서는 안되며, 위해성 평가 과정에 대한 불확실성을 고려하기위해 95% 확률의 위해수준으로 결과를 해석하는 것을 권장하는 바이다.

참고문헌

1. 김기현외 9인, 2006, 대기환경학, 향문사.
2. 고영립외 13인, 2006, 최신 환경화학, 동화기술.
3. 국립환경과학원, 2007, 위해성평가의 대상물질 선정기준, 절차 및 방법 등에 관한 지침[별표 7], 유해화학물질관리법, 국립환경과학원 고시 제 2006-30호.
4. 대기환경보전법, 2007, 대기환경보전법 시행규칙 별표 1 [일부개정 2007.3.14 환경부령 제230호].
5. 윤충식, 2005, 저농도 물질 측정분석의 검출한계, 정량한계 및 그 이하 자료처리, 2005년 작업환경측정기관 정도관리 교육집, 한국산업안전공단.
6. 환경부, 1999, 대기오염물질의 위해성평가 및 관리기술(II), 제 2단계 3차년도 연차 보고서, 연세대학교 환경공해연구소
7. Decisioneering, Inc. Crystal ball 7, user manual, 2005.
8. Elizabeth L.A. and E.A. Roy., 1999, Risk assessment and indoor air quality, Lewis publishers.
9. Johnathan Mun, 2003, 미래형 리스크 분석(Applied risk analysis; moving beyond uncertainty in bysiness), 172-176, 이레테크.
10. Kofi Asante Duah, 1998, Risk assessment in environmental management, John wiley&sons Ltd.
11. National Academy of Sciences(NAS), 1987, Human exposure assessment for airborne pollutants, Washington D.C.
12. U.S. EPA, 1986a, Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures, 51 Federal Regoster 34014.
13. U.S EPA, 1986b, Guidelines for exposure assessment, 51 FR 34042.
14. U.S. EPA, 1997, Exposure factors handbook, EPA IRIS.
15. U.S. EPA, 2004, Example exposure scenarios, National Center for Environmental Assessment, EPA/600/R-03/036.
16. U.S. EPA, 2005, Guidelines for carcinogen risk assessment, Risk Assessment Forum, EPA/630/P-03/001F.
17. U.S. EPA, 2006, Integrated Risk Information System (IRIS), Available at <http://www.epa.gov/iris/index.html>(assessed 2006).