

환경오염물질의 위해성 평가 및 관리방안

정용

연세대학교 의과대학

서 론

국민 소득수준의 향상으로 소비가 증대됨에 따라, 필요한 화학물질의 종류나 사용량이 급격히 증가되고 있다. 현재 우리나라의 경우는 약 3만 여 종이상이 등록되었고, 약 만여 종 이상이 유통되는 것으로 보고되고 있으며(대한화학연구소,1993), 미국의 경우는 약 7만여 종 이상이 상업적인 용도를 쓰여지고 있는 실정이다(Lee,1990). 이들 화학물질들은 여러 경로를 통해 공기, 물, 토양과 같은 다양한 환경매체로 침투되어 인체에의 노출 기회를 더욱 증가시켜, 우리의 건강을 위협하고 있기 때문에 이에 대한 관리가 시급히 요청되는 바이다.

우리나라의 환경오염 상황을 보면 식수원으로 사용하고 있는 호수나 하천은 날로 오염되어 매일 마시는 물조차 우리의 건강을 위협하고 있다. 최근 수년에 걸쳐 발생한 수계내 화학물질의 오염사건은 사회적으로 큰 관심의 대상이 되었을 뿐만 아니라 국민의 불신을 부채질하는 계기가 되었다. 대기오염의 경우 역시, 1970년대 이후의 급격한 경제개발과 공업화로 인해 서울은 세계에서 두번째로 대기오염이 심각한 도시로 지적되기에 이르렀고, 또한 최근 10여 년 간 폐암사망률이 꾸준히 증가한다는 사망통계를 감안하여 볼 때에 이와 대기오염과의 관련성을 유추해 볼 수 있다(신동천 등, 1994). 그러나 우리나라의 경우 각각의 환경매체에서 검출되는 유해화학물질에 대한 관리 기준이 거의 없

는 실정이며, 있다고하더라도 과학적이고 체계적인 방법론을 근거로 형성된 것이 아니기 때문에 많은 문제를 내포하고 있다.

과거에는 환경오염 평가를 위해 주로 유해화학물질을 새로운 분석 기법을 통해 검출하고 오염도를 측정하고 계절적, 지역별 비교 등을 통해 오염양상을 파악하여 생태계 및 인체 건강 피해에 대한 잠정적인 추론을 하였다. 그러나, 현대사회는 사회적으로 환경 의식이 고조되면서 오염도 평가에만 국한되는 것이 아니라, 특정 유해화학 물질에 노출됨에 따라 발생 가능한 인체 영향에 대한 계량적인 정보와 이들 정보를 토대로 허용 가능한 오염 수준을 규명하는 합리적인 결과를 요구하고 있다. 이러한 요구에 합리적인 해답을 해줄 과학적인 방법론이 바로 위해성 평가(risk assessment)라고 할 수 있다.

위해성 평가는 환경오염으로 인한 인체영향에 대해 "위해도(risk)"를 지표로 하는 종합적이고 계량적인 정보를 제공하기 때문에 국민, 정부, 기업 등의 각 주체간에 의사 교환이 수월해지고, 국민의 신뢰 회복에 기여할 수 있으며, 다양한 환경매체내 오염물질에 대한 합리적 기준을 제시할 수 있고, 이에 따른 공학적 처리 기술의 목표 설정을 가능케 하는 큰 장점을 가지고 있다.

또한, 복잡다기화 되어가고 있는 사회 현상속에서 이해관계와 불확실성으로 얽혀 있는 환경문제를 풀어나가기 위한 과학적이고 합리적인 방법론

인 것이다.

이미 선진 각국의 여러 규제기관 즉 미국 환경보호청(Environmental Protection Agency; EPA), 산업안전 보건국(Occupational Safety and Health Administration; OSHA), 환경보건과학 국립연구소(National Institute of Environmental Health Science; NIEHS), 산업안전 및 보건국립연구소(National Institute for Occupational Safety and Health; NIOSH), 식품의약국(Food and Drug Administration; FDA), 소비자 제품 안전협회(Consumer Product Safety Commission; CPSC) 그리고 독성물질 및 질병등록청(Agency for Toxic Substance and Disease Registry; ATSDR)과 같은 주로 화학물질의 규제와 관련된 기관에서는 위해성평가를 정책결정(decision-making) 수단이나 연구의 한 분야로 다루고 있으며 지난 25년 동안 비교적 빠르게 발전되어져 왔다.

우리나라의 경우도 이미 위해성 평가에 대한 연구가 시도되고 있으며, 특히 수계 및 대기에서 검출 가능하고 잠재적인 위해성을 지니는 오염물질에 대해 전반적인 위해성을 평가하여 우리나라 환경관리정책에 유용한 기초자료들이 제시되고 있다.

따라서, 본고에서는 먼저 위해성 평가의 개념과 역사적인 배경, 방법론 등을 소개하고자 하며 외국 및 우리나라의 환경관리정책을 살펴보고 우리나라에 맞는 환경관리정책의 틀을 제안 하고자 한다.

본 론

1. 위해성 평가의 개요

가. 위해성 평가의 개념

위해도(risk)란 유해물질의 특정농도나 용량에 노출된 개인이나 집단에있어 유해한 결과가 발생할 확률(probability) 또는 가능성(likelihood)으로 정의 된다(NAS,1983). 따라서 위해도는 일반적으로 용량(dose) 또는 노출(exposure)의 함수로 표현되어질 수 있다.

건강 위해성 평가(health risk assessment)란 사람이 환경적 위험(environmental hazard)에 노출되었을 경우, 발생가능한 영향을 정성 또는 정량적으로 추정하는 과정이다. 즉 유해물질에 대한 역학적, 임상적, 독성학적 및 환경학적 연구결과로부터 모델을 이용한 외삽(extrapolation)을 통해, 주어진 노출 조건하에서 인간에 미칠 수 있는 건강 위해범위를 예측하고 평가하는 것이다. 이러한 평가는 위험성 확인(hazard identification), 노출 평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment) 및 위해도 결정(risk characterization)의 주요 4단계를 통해 수행되어진다.

위험성 확인은 사람이 어떤 환경오염물질에 노출되었을 경우, 과연 유해한 영향을 유발시키기를 결정하는 단계로써, 관심화학물질에 대한 모든 동물 실험자료 및 사람에 대한 자료(역학 연구)를 근거로 수행되어진다.

노출평가는 사람이 각각의 환경매체(공기, 음용수, 식품, 토양 등)를 통해 위험성이 확인된 유해물질에 과연 얼마나 노출되는가를 결정하는 단계로써, 그 물질의 환경중 농도 또는 생물학적인 감시자료(environmental and biological monitoring)들을 토대로 추정된다.

용량-반응 평가는 사람이 유해물질의 특정 용량에 노출되었을 경우, 과연 유해한 영향을 발생시킬 확률이 어느 정도인가를 결정하는 단계이다. 이때 사람의 반응확률을 추정하기 위해 최대내성용량이하의 고용량에서 수행된 동물 자료를 이용한다. 그러나 사람이 노출될 수 있는 환경매체 중의 물질의 농도는 저농도로 존재하기 때문에, 용량-반응 평가에는 동물에서 사람으로의 중간 외삽(용량 스케일링 또는 생리-약물동력학적인 모델)과 함께, 고용량에서 저용량으로의 외삽절차가 반드시 필요하다. 이들 외삽에는 수학적인 통계모델이 이용된다.

위해도 결정은 노출평가 및 용량-반응 평가에서 도출된 정보를 통합하여 특정오염물질의 특정농도에 노출되었을 경우, 개인이나 인구집단에서 유해

영향(예;암)이 발생할 확률을 결정하는 단계이다.

4가지 과정 중 위험성 확인은 정성 위해성 평가(qualitative risk assessment)에 속하고 용량-반응 평가, 노출평가, 위해도 규정은 정량 위해성 평가(quantitative risk assessment)에 포함된다. 다음 그림 1은 미국 NAS(1983)에서 설정한 주요 4단계로 구성되는 위해성 평가 및 그 위해성 관리를 상관관계로 도시하고 있으며, 각 단계의 수행에 필요한 정보를 도시하고 있다.

이러한 위해성 평가의 궁극적인 목적은 위해성 관리(risk management)를 위한 완전한 정보 특히 정책입안 및 규제책(특히 환경기준 설정)을 제공하는 데 있다고 할 수 있다.

우리나라의 경우, 환경오염물질의 인체노출로 인한 건강 위해도 측면에서, 일반대중은 절대안전수준(위해도 "0")을 요구하고, 환경정책 결정자들은 행정적 편익에 치중하는 경향이 있다. 그러나 수많은 화학물질을 생활의 편리를 위해 사용하는 한, 환경매체의 침투가 가능하고 결국 인체노출가능성이 존재하게 되며, 절대안전이란 불가능하다. 따라서 일반대

중은 흑백논리를 벗어나 어느 정도의 위해도(허용위해도)를 수용해야하고, 정책결정자들은 위해성 평가 결과를 근거로 하여 허용 위해도에 대한 합리적인 합일점을 찾아야 하고 국민을 대상으로 위해도 교육 및 홍보(risk communication)를 통해 국민을 이해시켜야 한다. 미국 환경보호청은 허용 위해도수준, 10^{-6} - 10^{-5} (백만명당 1명과 십만명당 1명이 암으로 초과사망할 확률)에서 환경기준을 설정한다.

나. 위해성평가의 역사적 배경

1) 1910~1930년

산업혁명으로 인해 다수의 근로자가 건강위험에 처하였고 발견되는 질병이 다양하고 독특하였다. 이는 산업장내 독성물질과 관련되었다는 사실을 인식하게 되었다.

2) 1930~1940년

현재 우리가 위해성평가라 하는 것은 1930년대부터 시작되어져왔다. 이때 작업장내의 독성물질에 대한 허용노출수준의 개념이 도입되어졌

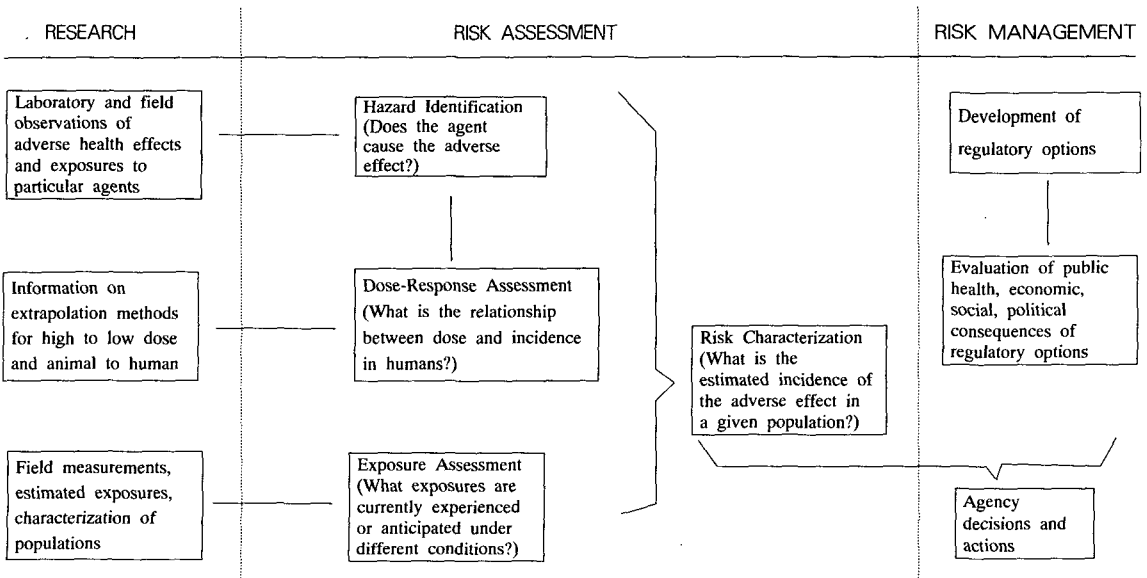


그림 1. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process, National Research Council, National Academy Press, Washington D.C. 1983

다. 또한 최초로 특정 화학물질에 대한 근로자 인구집단의 역학자료를 검토 하였고, 실험동물 을 이용하여 용량-반응 자료를 수집하였다. 이러한 역학 및 동물 독성자료를 토대로 화학물질에 대한 용량-반응 상관관계를 평가하였다.

3) 1940~1950년

유기화학물질의 합성 및 제조에 있어 막대한 증가와 함께 제조제를 포함한 농약의 광범위한 사용으로 인해 환경중에서 검출되는 화학물질로 인해 부과되는 위험에 대한 관심이 집중하기 시작하였다. 또한 US FDA에서는 식품 및 약품에 안전하게 첨가될 수 있는 화학물질종을 연구하고 규명하였다.

4) 1950~1970년

독성학 및 위해성 평가에 있어 중요한 기간으로 동물에서 사람으로 외삽하는데 있어 안전상수 (safe factor)의 크기 및 원리를 제시하였으며, 이때 제안된 안전상수의 크기는 100으로서 사람이 동물보다 10배 민감하고, 인구집단내에서 감수성에 대한 변이 10을 고려한 값이다. 특히 심한 비가역적인 영향(암)을 나타내는 경우에는 안전상수 100에 첨가상수 2~10을 곱한 값을 무관찰 영향수준(No Observed Effect Level; NOEL)에 적용하여 안전수준(safe level or concentration)을 결정하였다.

5) 1970~1985년

위해성 평가의 전환점은 마취제로 이용되어 해가 없고 매우 안전한 물질로 오랫동안 간주되어 겨왔던 염화 비닐(vinyl chloride)이 인체발암물질로 알려진 다음부터이다. 또한 식사, 흡연 및 생활방식 등이 암 발생율을 증가시키는 일차적인 요소로 간주되었으나 이러한 요소 이외에 공기, 물 및 음식 중에 존재하는 발암물질들이 발생율을 증가시키는 기여요인임을 인식하였다. 발암물질에는 무관찰 영향수준(NOEL)이 존재하지 않는다는 학설이 지배적이지, 발암물질의 노출허

용수준을 설정하기위한 새로운 접근법이 조사되어졌다. 이러한 접근법으로 동물실험에서 얻어진 용량-반응 자료를 이용하여 사람에 있어 평생 초과 발암 위해도를 추정하는 수학적 모델의 광범위하게 이용되었다.

6) 1980~1990년

생물학적인 요소들을 고려하지 않은 이전의 통계적 확률모델과는 달리 실제 기관이나 조직군의 무게나 혈류량이 실험종의 화학물질의 시간에 따른 대사 경로나 분포를 예측하기위해 생물-배치모델(Biologically based disposition model) 또는 생리-약동력학적 모델(Physiologically based pharmacokinetic model; PB-PK model)이라고도 일컬어짐이 이용되었다. 이러한 접근에서 유용한 생물학적 정보나 발암기전에 대한 지식은 생물체의 표적기관에서 전달용량이나 반응을 좀더 정확히 추정할 수 있다.

7) 1985 ~ 1995년

우리나라의 경우 이 기간의 전·중기 동안 위해성 평가의 개념으로 처음으로 소개하기 시작하였고, 90년대초부터 위해성평가 연구를 본격적으로 시작하여, 92년도말부터는 환경처 지원 선도기술개발사업과제로 1993년말부터 1995년까지 "수질오염물질의 위해성 평가 및 관리기술개발" 연구가 진행되고 있다.

2. 위해성 평가의 방법론

가. 위험성 확인

어떤 화학물질의 위험성을 확인(hazard identification)하는 과정에는 여러 가지의 정보를 필요로 한다. 이를 위해서는 몇 단계의 강도를 높여 확인할 수 있는 방법이 있을 수 있는데, 우선 단기 간내 적은 비용으로 검색(screening)하는 방법으로 미생물의 균주나 포유동물의 세포를 이용하여 그 화학물질이 돌연변이원성(mutagenicity)이나 유전

표 1. 유해화학물질의 EPA분류체계

인체발암성에 대한 증거	동물 발암성에 대한 증거				
	충분	제한	불충분	자료없음	증거없음
충분	A	A	A	A	A
제한	B ₁	B ₁	B ₁	B ₁	B ₁
불충분	B ₂	C	D	D	D
자료 없음	B ₂	C	D	D	E
증거 없음	B ₂	C	D	D	E

- A (Human carcinogen): 확인된 인체 발암물질
- B₁, B₂ (Probable human carcinogen): 유력한 인체 발암물질
- C (Possible human carcinogen): 가능한 인체 발암물질
- D (Not classifiable as to human carcinogen): 인체발암물질로 분류할 수 없음
- E (Evidence of non-carcinogen for human): 인체 비발암성물질

자 독성(genotoxicity)을 일으키는가에 대해 검사한다. 여기서 양성으로 판정되면 증거의 강도는 미약하지만 일차적으로 발암성에 대한 잠재 위험(potential hazard)에 대해 의심할 수 있다.

다음 단계로 물질의 만성독성이나 발암성에 대한 동물실험을 수행하여 그 물질이 발암성은 없으나 독성을 지니는 물질과, 독성과 발암성을 함께 지니는 물질로 구분할 수 있다. 위와같이 동물 실험에서 독성 또는 발암성에 대해 양성으로 판정되면 항상 그렇지는 않지만 사람에게 있어서 동일한 독성이나 발암위험의 가능성을 갖는다고 추정한다.

마지막 단계로 사람을 대상으로 원인물질과 영향간의 인과 관계를 추론하는 역학 연구를 실행하게 되며 그 결과를 이용하여 동물실험결과나 보조적 단기실험결과와 함께 그 물질의 독성이나 발암성을 확증하게 된다. 그러나 대부분 역학 연구 결과의 한계성 때문에 동물실험 결과를 통해 위험성을 유추하게 된다.

실제적으로 한 물질에 대한 위험성을 확인하는데에는 위와 같은 과정들을 필요로 하므로 막대한 예산과 시간 그리고 전문인력이 요구되므로, 현 상황에서 우리나라의 경우는 외국의 연구결과를 인용할 수밖에 없는 실정이다. 그러나 장, 단기 독성이나 발암성을 검사하기 위해서는 표준화된 실험

실, 실험동물 및 실험방법(protocol)에 의해 진행이 되는 것이므로 연구결과를 인용하는데 국가간의 차이는 없다고 본다. 그러나 우리나라에서만 사용하는 고유의 화학물질에 대한 동물실험결과는 우리나라 자체내에서 얻어야 할 것이다. 반면 역학적 연구결과는 인종, 체질 및 식습관 또는 생활 습관의 차이로 동일한 연구상황하에서 진행되었다더라도 연구결과에는 다소 차이가 있으리라 추정되므로 우리나라 상황에 맞는 역학 연구가 이루어져야 하지만 인식 및 정책적 지원을 비롯한 데이터베이스의 부족으로 인해 어떤 물질에 대해 역학 연구를 진행하기에는 현재로서는 거의 불가능하다(정용 등, 1995).

결국, 우리나라의 경우는 외국의 동물실험이나 역학 연구결과에 대한 정보를 수집하거나 데이터베이스를 이용하여 관심 화학물질에 대한 위험성을 확인하는 방법이 현재로서 가장 적합하다.

우리가 조사하고자 하는 연구 대상 물질이 인체에 유해한 영향을 끼치는지의 유무를 결정하기 위해서 가용한 연구 논문 및 보고서 그리고 각종 데이터베이스를 통해 자료를 수집한다. 수집된 자료들을 중심으로 앞에서 언급한 방법으로 단계적으로 동물실험결과 및 역학적 연구결과를 검토한 후 보조적으로 단기검사결과를 활용한다. 얻어진 증

거를 종합하여 미국 환경보호청(EPA)의 분류체계(표 1)에 입각하여 발암성 물질과 비발암 독성 물질로 분류한다(EPA,1986). 이와같이 두 가지로 분류하는 이유는 발암성 물질과 비발암성 독성 물질에 대한 유해영향을 추정하거나 안전수준을 결정하는 데에는 접근 방법이 각기 다르기 때문이다.

여기서, EPA분류체계 중 A(인체발암물질), B1, B2(유리한 인체발암물질)는 발암물질로, D(인체발암물질로 분류할 수 없는 물질) 및 E(인체 비발암물질)는 비발암 독성물질로 분류할 수 있으며, C(가능한 발암물질)의 경우는 각 물질에 따라 사례별(case by case)로 결정한다.

나. 노출평가

노출평가는 현 환경 중에 존재하는 원인물질에 대한 인간 또는 인체노출의 강도(magnitude), 빈도(frequency) 및 기간(duration)을 측정 또는 평가하는 과정이며, 또는 환경 중으로 방출되고 있는 새로운 화학물질들로부터 발생가능한 노출을 평가하는 단계이다. 노출평가는 위해성 평가 중 위험성 확인 부분만큼 중요하다. 이들 노출평가는 크게 환경노출과 인체노출평가 두 가지로 분류할 수 있다.

1) 환경 노출 평가

가장 어려운 문제 중 하나가 화학물질에 대한 노출 정도를 평가하는 것이다. 이러한 문제는 직접적 측정(direct measurement) 및 모델링(modeling)에 의해 해결되어질 수 있다. 모델에 의해 예측되어지는 대기 및 음용수의 장래 오염도는 직접적으로 측정되어지는 오염보다 일반적으로 과소평가되지만 모델을 이용한 접근은 장래오염의 중요한 노출경로를 차단하는데 유용하다. 이때 사용되는 확산모델(dispersion model)은 모든 오염원 주위(50km 이내)의 오염물질 농도를 예측할 수 있다. 단, 오염원의 위치 및 배출물질에 대한 정성, 정량 자료가 반드시 필요하다. 반면 실제 환경시료를 포집하여 매체 내 농도를 기기분석을 통해 결정하는 직접 측정방법은 환경 감시망으로서 유용한 수단이나 시간 및

비용이 매우 많이 소모되는 단점을 가지고 있다.

2) 인체 노출 평가

환경 중 화학물질에 대한 노출경로는 크게 호흡(분진, 증기상 물질), 피부접촉(오염된 토양, 분진) 및 섭취(오염된 음식, 물 또는 토양/분진)등 세 가지 경로이다.

호흡을 통한 섭취는 대기 중 오염물질의 농도, 입경분포, 분진에 있어 오염물질의 농도, 호흡율, 폐흡수정도, 노출기간 등의 척도들이 측정 또는 평가되어야만 한다. 만약 기인성 화학물질의 오염원이 토양이고 그 오염물질이 비교적 휘발성이 크다면 지표면에서 증기상의 농도가 평가되어야 하며 그것의 농도는 토양내 농도, 증발율, 노출이 발생할 곳의 토양으로부터의 거리, 대기 혼합도에 의존한다. 상대적으로 토양 오염물질이 비휘발성이 라면 일차적으로 흡입용량은 오염물질이 흡착된 기인성 입자상 물질의 농도에 의해 영향을 받고 미세입자가 조대입자보다 높은 농도의 독성물질을 포함하고 있다는 사실을 고려해야 한다. 또한 총부유분진 측정시 기상학적 및 지질학적 조건, 교통양상, 흡입성 입자상 물질의 분율 그리고 실내 및 실외 농도를 고려해야 한다.

피부 접촉을 통한 섭취에서 고려해야할 척도는 토양 및 분진에 있어 오염물질의 농도, 공기 및 직접 토양 접촉으로부터의 분진/토양 침착률, 노출된 피부의 면적, 피부흡수계수, 노출기간 등이다. 일반적으로 증기상 물질의 피부섭취는 흡입에 의해 섭취되는 양의 1% 미만으로 매우 적다. 따라서 피부를 통한 침투경로는 무시할 만하다. 토양 중 화학물질의 생체 흡수도는 오염물질의 물리·화학적 성질, 오염물질과 토양의 접촉기간, 오염된 토양과 피부와의 접촉기간에 의존한다.

소화기를 통한 섭취에서는 일일 섭취되는 오염매체(토양, 음식 및 물)의 양, 각 매체에 있어 화학물질의 오염농도, 위장계의 흡수계수 등이 고려되어야 할 척도이다. 그리고 구강 섭취의 주 오염원은 오염된 토양으로부터의 직접적 섭취로 기인하

고 토양섭취는 2~6살의 어린이에게서 가장 많고 나이에 따라 감소한다. 또한 화학적 오염물질을 포함하는 매체(예: 먼지, 고기, 비산재 등)는 생체 흡수도에(흡수계수) 영향을 미치고 토양에 있어, 생체흡수도는 다양한 토양종에 따라 0.55-0.95 % 범위에 존재하고 물에 있어서는 일반적으로 75-100% 범위에 존재한다.

근래에는 가정수 중 휘발성 유기오염물질이 흡입에 의한 노출이 문제시되고 있다. 소화기를 통한 섭취보다 목욕 또는 샤워시 그리고 가사생활에 수반되는 물을 이용함에 따른 흡입노출이 더욱 큰 것으로 보고되어 음용수 중 휘발성 유기오염물질의 인체노출평가는 다중노출경로(섭취, 흡입, 피부접촉)를 모두 고려한 접근이 요구된다.

어떤 노출 시나리오를 이용하여 인간에 노출된 오염물질량을 평가할 때 과소 또는 과대 평가되어 질 수 있다. 실제적으로 흡수된 용량을 평가하는 유용한 접근방법은 인체 감시(human monitoring)법으로서 노, 혈액, 변, 머리카락 또는 지방조직에서 모체물질 또는 대사물질을 측정하는 것이다. 시간과 비용이 많이 소모되지만 30일 이상의 긴 생물학적 반감기를 가진 화학물질에 있어 지방조직 수준으로부터 일일 섭취량을 평가하는 것도 가능하고 생물학적 반감기가 수개월 이상되는 많은 종의 농약류에 대한 일일 섭취량을 평가하는데 유용하다. 이 방법 이외에 인체노출모델(human exposure model)이 이용되기도 한다. 이는 확산모델의 결과를 인구집단에 적용시키는 것이며 오염물질에 노출된 인구집단의 크기를 결정할 수 있다. 이 접근법은 신속하고 비용이 저렴한 장점을 가지고 있다.

노출 계산을 위해 노출된 인구집단과 노출경로를 규명하여야 하며 노출계산의 결과는 후에 위해성평가에서 이용될 용량-반응함수의 요구조건과 일치하는 형식($mg/kg/day$ 또는 $mg/m^2/day$)으로 표현해야 한다. 만성 노출을 포함하는 대부분의 위해성 평가에 있어 노출량($mg/kg/day$)은

$$\text{일생동안 일일 평균 노출량} =$$

(average daily lifetime exposure)

총 용량(total dose; mg)

$$\text{총 용량} = \text{오염물질 농도} \times \text{접촉률} \times \text{노출 기간} \\ (\text{total dose}) \quad (\text{contaminant concentration}) \quad (\text{contact rate}) \quad (\text{exposure duration}) \\ \times \text{흡수 분율} \\ (\text{absorption fraction})$$

여기서 오염물질의 농도는 신체와 접촉하고 있는 환경매체(공기, 물, 음식, 토양 등)내에서 오염물질의 농도를 나타낸다. 접촉률은 흡입, 소화 또는 피부 접촉을 통하여 환경매체와 신체가 접촉하는 율(일일 호흡률 또는 음용수 섭취율)을 말한다. 노출기간은 오염물질과의 접촉기간을 말하고, 흡수분율은 접촉을 통하여 신체내로 유입되는 총 오염물질의 유효분율을 말한다. 신체내로의 유입은 오염물질이 폐포막, 위장계 또는 피부의 세 가지 교환 경계 중 하나를 통과하는 것을 의미한다.

다. 용량-반응 평가

1) 비발암성 물질의 용량-반응 평가

일반적으로 비발암 독성 물질의 경우는 일정 용량 즉 역치(threshold)이상에서 노출되어야 유해 영향이 관찰된다. 다시 말하면 일정 용량 이하로 노출이 되었을 경우는 유해영향이 발생하지 않을 것으로 기대된다. 여기서 유해영향(adverse effect)의 종말점(endpoint)은 임의의 화학물질에 노출됨으로 발생가능한 그리고 정량 가능한 생리학 및 생화학적 모수의 변화, 정신행동학적인 변화 또는 장기 독성과 같은 측정을 통해 결정되어진다. 비발암 독성 물질에 대한 안전수준을 결정하기 위해서 동물 실험에서 특정 유해영향의 종말점에 대해 그 영향이 관찰되지 않는 수준(NOEL ; No Observed Adverse Effect Level)을 찾게 된다. 그러나 이 수준을 결정하기란 쉽지 않으므로 종종 영향이 관찰되는 최저수준(LOEL : Lowest Observed Adverse Effect Level)을 이용하기도 한다. 이러한 수준에 안전한계(safety margin) 또는 불확실성 상수

(uncertainty factor)를 고려하여 동물에서 사람으로의 외삽(extrapolation)함으로써 노출경로가 음용수 섭취인 경우에는 구강참고치(oral reference dose, mg/kg/day)를, 노출경로가 공기흡입인 경우는 흡입참고치(inhalation reference dose, $\mu\text{g}/\text{m}^3$)로 인체노출 허용수준을 결정하게 된다. 그리고 각각의 단계에 필요한 NOAEL, 불확실성 상수, 참고치(일일허용량) 계산 방법은 다음과 같다(정용 등, 1995).

① 무관찰 유해영향수준(No observed adverse effect level; NOAEL, mg/kg/day 또는 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

동물실험이나 역학연구에 있어 유해한 영향(생화학, 생리학, 해부병리학적 지표에 의거)을 나타내지 않는 수준으로 실험이나 기존 문헌을 통해 결정한다.

② 불확실성 상수(Uncertainty factor)

종내 및 종간 다양성(intraspecies and interspecies variability), 민감한 소집단(sensitive subpopulation), 동물실험의 질 및 기간 등을 고려하여, 상이한 인구집단에 있어 실제적으로 안전한 수준을 결정하기 위해 적용하는 상수로 표 2와 같은 지표에 의거 선택할 수 있다(EPA, 1990).③ 참고치(Reference dose ; RfD, mg/kg/day 또는 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

어떤 물질에 평생 노출 되었을 경우, 유해한 영향이 발생하지 않을 것으로 기대되는 일일 노출 허용량으로 다음과 같은 수식에 의해 산출된다.

참고치(mg/kg/day 또는 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) =

$$\frac{\text{무관찰 유해 영향 수준(mg/kg/day 또는 } \mu\text{g}/\text{m}^3\text{)}}{\text{불확실성 상수} \times \text{첨가상수}}$$

더 나아가 음용수의 경우는 참고치(mg/kg/day)를 음용수에 상응하는 농도 단위(mg/L)로 전환한 DWEL(Drinking Water Equivalent Level, mg/L)에 다양한 환경 매체(대기, 음용수, 식품, 토양) 중 어떤 물질의 총오염도 중 음용수로 인한 오염원 상대 기여도(Relative source contribution ; RSC)를 고려하여 최종적으로 평생건강 권고치(Lifetime health advisories ; Lifetime HAs, mg/L)를 산출하게 된다. RSC의 경우 실측치가 없는 경우, 일반적으로 유기화학물은 20%, 무기화학물은 10%로 가정한다.

DWEL(mg/L) =

$$\frac{\text{참고치(mg/kg/day)} \times \text{평균체중(70kg)}}{\text{일일 음용수 섭취량(2L/day)}}$$

평생 건강 권고치(mg/L) =

$$\text{DWEL} \times \text{오염원 상대 기여도}$$

결국, 수돗물에서 측정된 오염도와 이 평생건강 권고치와 비교하면 유해영향의 발생가능성을 추정할 수 있다.

2) 발암성 물질의 용량-반응 평가

환경규제목적(regulatory process)과 암예방 차원에서 발암성 물질의 용량-반응 곡선(dose-response curve)은 비발암성 물질과 같이 역치(threshold)를 전제로 하지 않는다. 즉 역치가 존재하지 않는다는 것은 아주 저농도에서도 유해한 반응이 발생할 가능성이 존재한다는 것이다. 이러한 근거는 “일반적으로 회복이 불가능한(irreversible) 손상은 단일 용량 투여 후에 따르는 단일 체세포내 돌연변

표 2. 불확실성 상수의 적용 지표

적 용 내 용	적용상수
- 사람에 있어 적절한 노출기간에 따르는 타당한 실험결과	10
- 사람에 대한 자료가 유용하지 않아 동물장기연구의 타당한 결과를 이용한 경우	100
- 사람에 대한 자료가 유용하지 않고 만성노출연구의 실험결과를 이용한 경우	1000
- NOAEL대신 LOAEL (Lowest observed adverse effect level)을 사용한 경우	x 10+
- 과학적인 판단에 의거 사용된 불확실성 상수,	x 2 ⁵⁺

이(mutation)로부터 발생된다”는 사실에 입각한다. 그러나 발암물질이 대사를 통해 무독화되거나 또는 발암물질에 의해 손상된 DNA가 DNA 수복체계(repair system)에 의해 복구되는 기전 때문에 발암성 물질의 역치의 유무에 대해 많은 논란이 되어져 왔으나, 암은 일단 발생하면 회복이 불가능하므로, 절대적인 안전은 노출이 없어야 가능하다는 이론을 전제로 발암성 물질의 경우는 비역치 모델(nonthreshold model)을 적용해 왔다.

우선 발암성 물질의 동물실험에서 용량-반응 결과를 통계학적인 기법을 이용하여 사람으로 적용해야 한다. 이때 두 가지 과정이 필요하다. 첫번째 과정은 고용량에서 저용량으로의 외삽과정으로 일반적으로 동물 종양 연구에 있어서는 최대 내성 용량(Maximum Tolerated Dose ; MTD) 이하에서 실험이 진행되는데, 우리가 추정하고자 하는 영향은 환경중 저농도에서의 장기노출에 인한 것이므로 고농도에서 저농도로의 외삽이 필요하며, 이때 비역치에 입각한 수학적 모델이 사용되게 된다. 가장 일반적으로 사용되는 수학적 모델은 Multistage, Multi-hit, One-hit, Weibull, Probit, Logit 모델 등이 있다.

또 다른 과정은 사람에 있어 용량에 따른 반응을 추정하기 위해서는 동물실험에서 사용된 용량을 사람에 해당하는 용량(human equivalent dose)으로 전환하는 과정(dose scaling)이 필요하다. 이때는 체표면적에 입각하여 용량을 전환하는 것이 일반적이며 용량에 대한 반응은 사람이나 동물이나 동일 용량에 대해서는 동일한 영향(equipotent)을 나타내는 것을 가정으로 한다.

이러한 과정을 통해 궁극적으로 얻고자하는 모수는 결국 인체 위해도 추정과 관련된 발암 잠재력(carcinogenic potency), 단위 위해도 추계치(unit risk estimate) 및 실제 안전용량(virtually safe dose)이다. 여기서, 단위 위해도 추계치는 발암 잠재력으로부터 얻어진다. 여기서, 발암잠재력(carcinogenic potency ; q_1^*)은 용량-반응 곡선에서 기울기(slope

factor) 또는 선형계수(linear coefficient)의 95% 상한값으로 단위 노출용량(mg/kg/day)당 초과 발암 확률을 의미하고, 단위 위해도 추계치(unit risk)는 오염된 물을 마실 경우 평균 체중(일반적으로 70kg)의 건강한 성인이 어떤 화학물질의 단위 농도($\mu\text{g/L}$)로 오염된 물을 기대수명(일반적으로 70년)동안 마시고 살 때 그로 인해 발생하는 초과 발암 확률, 즉 오염물질의 단위 농도($\mu\text{g/L}$)당초과 발암 확률을 의미한다. 또한 실제적 안전용량(virtually safe dose)은 우리가 허용 위해도를 10^{-6} (백만명당 1명의 초과발암확률)으로 간주할 때, 그에 해당하는 대상물질의 농도를 의미 한다(정용, 1995).

반면 다환방향족 탄화수소류는 일반적으로 complex mixtures(다양한 PAHs 류의 복합성분)로 존재하며, 이중 benzo(a)pyrene만이 독성학적으로 잘 규명되어져 있다. 다른 PAHs에 대한 정보는 부족하므로 이들의 용량-반응관계를 평가하기는 어렵다. 따라서 PAHs에 대한 전반적인 발암성을 평가하기 위해 발암성/독성상대계수(Toxic Equivalency Factor, TEF) 접근법을 이용할 수 있다. 이 접근법은 발암성이나 PAH-DNA adducts 정량에 있어, benzo(a)pyrene에 기인한 영향을 "1"로 고정시킬 때 다른 PAHs에 대한 TEF는 benzo(a)pyrene 에 기인한 영향의 상대적 크기에 따라 결정된다.

다른 PAHs 각각의 TEFs = $\text{TEF}_{\text{BaP}} (1) \times$

다른 PAHs 각각에 의한 유해영향의 크기

benzo(a)pyrene 에 의한 유해영향의 크기

이와같이 산출된 TEFs를 이용하여 이미 계산된 benzo(a)pyrene 의 발암력 또는 단위위해도 추계치에 곱해, 다른 PAHs에 대한 발암력 또는 단위위해도 추계치를 산출할 수 있다. 즉, 다른 PAHs 각각의 단위 위해도 = 단위위해도_{BaP} × 각각의 TEFs이다.

라. 위해도 결정

위해도 결정(risk characterization)은 위험성이 확인된 물질에서 노출 평가 결과와 용량-반응 평가를 조합하여 실행하게 된다. 용량-반응 평가와 마찬가지로

지로 발암물질과 비발암물질에서의 위험도 결정은 접근 방법이 각각 다르다.

1) 비발암성 물질

비발암성 물질의 노출에 따른 안전성 평가는 용량-반응 평가를 통해 산출된 참고치 또는 평생 건강 권고치와의 비교를 통해 실행할 수 있다. 즉 현 오염수준을 평생 동안의 일일 허용량(참고치) 또는 허용농도(평생 건강 권고치)와 비교함으로써 현 오염수준이 1을 초과하는 경우에는 유해영향(독성)이 발생할 가능성을 제시해주며, 1이하인 경우에는 안전역에 속해 있을 가능성을 제시해 준다.

위험값 =

$$\frac{\text{현 오염도 수준}(\mu\text{g/L 또는 } \mu\text{g/m}^3)}{\text{평생 건강 권고치}(\mu\text{g/L) 또는 흡입참고치}(\mu\text{g/m}^3)}$$

2) 발암성 물질

EPA를 비롯한 여러 규제기관에서는 용량-반응 평가를 통해 다양한 모델에서 산출된 위험도추계치중 가장 보수적인 (conservative ; 동일용량에서 더 높은 위험도를 나타내는 또는 동일 위험도에서 더 낮은 농도를 추정하는) 수치를 제공하는 multistage 모델을 일반적으로 많이 이용하고 있으며, 또한 multistage model은 생물학적인 발암공정을 다른 모델에 비해 수학적으로 잘 반영하고 있으며, 초과 암발생의 예방적인 측면에서 규제기준 설정시 더 낮은 농도를 제공한다.

초과 발암 위험도(Excess cancer risk) =

$$\text{현 오염도 수준}(\mu\text{g/L 또는 } \mu\text{g/m}^3) \times \text{단위 위험도 추계치} [(\mu\text{g/L})^{-1} \text{ 또는 } (\mu\text{g/m}^3)^{-1}] \text{ 또는 인체노출량} (\text{mg/kg/day}) \times \text{발암력, } q_1^* [(\text{mg/kg/day})^{-1}]$$

3. 외국의 환경 위험도 관리체계

가. 음용수관리체계

1) 미국 환경보호청

가) 위해성 평가과정

앞에서 제시한 방법론과 동일하다. 단, 발암위해

성 평가에서 모델의 선택에 있어 타당한 근거가 없는 한, 선형화된 다단계모델(linearized multistage model)을 선호하고, 발암력(cancer potency)은 95% 상한값을 선택하여, 우리가 알지 못하는 실제위해도(true risk)보다는 낮지는 않을 것으로 기대되는 위험도를 추정한다.

나) 음용수질기준 설정과정

미국에서는 1974년 음용수 안전법(SDWA, Safe Drinking Water Act)이 제정되어 미국 환경보호청(U.S. EPA, Environmental Protection Agency)으로 하여금 공공보건에 악영향을 줄 수 있는 음용수내 물질들을 확인하고 규제하도록 지시하고 있다. 이 법이 발효된 후 180일 이내에 음용수 일차오염물질 임시규제(NIPDWRs, National Interim Primary Drinking Water Regulations)가 설정되었고 그후 수 년간에 걸쳐 음용수 일차 오염물질 규제(NPDWRs, National Primary Drinking Water Regulations)가 최종 확정되어 1986년 음용수 안전법의 개정을 보게 되었다. 여기서 음용수 일차 오염물질이란 인체에 영향을 주는 물질, 즉 공중 보건에 악영향을 주는 물질을 말하며 이차 오염물질 규제는 냄새나 맛 등에 영향을 주는 음용수의 심미적인 질(aesthetic quality)과 관련된 물질의 규제를 일컫는다.

규제 대상 물질을 선정하는 가장 합당한 기준은 어떤 물질의 건강 위해 잠재성과 음용수내 출현 가능성이 될 것이다. 이렇게 선정된 물질에 대하여 미국 음용수 안전법의 개정법에서는 환경보호청으로 하여금 최대 오염 수준(Maximum Contaminant Levels, MCLs)을 제정하도록 하여 행정적으로 규제토록 하고 있으며 아울러 행정적 규제 목적은 아니나 도달 목표로서 최대오염수준목표(Maximum Contaminant Level Goals, MCLGs)를 정하도록 하고 있다. 따라서 각각의 대상 오염 물질에 대하여 우선 MCLG를 정하고 난 후 현실성을 고려하여 MCL을 가급적 MCLG에 가깝게 정하고 있는데 여기서 현실성이란 처리 기술, 경제성, 규제 효과, 분석 한계 등을 포함한다.

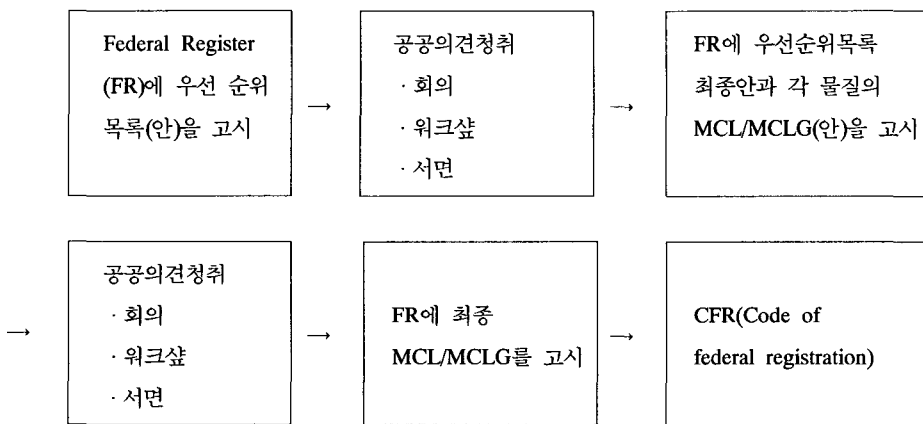
음용수 안전법에 포함된 음용수 일차 오염물질 규제(NPDWRs)에서는 아래와 같은 특정한 단계를 밟아 그 기준을 발효시킨다. 즉, 음용수 우선 순위 목록(DWPL, Drinking Water Priority List)을 발간하는 데서부터 시작하여 몇 단계의 의견 수렴 과정을 거친 후 최종 기준을 공포하고 있다.

위에서 언급한 MCL과 MCLG를 정하는 과정을 구체적으로 도식화하면 다음과 같다.

1986년에 개정된 SDWA에서는 미국 환경보호청으로 하여금 83종의 음용수 오염물질을 1989년까지 규

제토록 하였다. 연차적으로 규제 목표를 설정하여 1987년 6월까지 휘발성유기오염물질을 9종의 기준치(MCLs)를 설정토록 하였고 1988년 6월까지 40종, 1989년 6월까지 34종의 기준치를 설정하여 왔다. 음용수내 존재할 수 있는 오염 물질은 표 3과 같이 세 가지로 범주화해서 최대오염수준목표(MCLG) 즉 기준치 목표를 정하는 방법을 달리한다.

인체에 가능한 발암물질(probable human carcinogen) 이상일 경우 <범주 I> 기준치 목표를 0으로 하되 현실적으로 불가능하므로 가능한 한



위 해 성 평 가	위 해 성 관 리
위험성 확인	위해성 평가
+	+
용량 - 반응 평가	분석방법 및 한계
+	+
인체노출평가	처리기술과 비용
+	+
위해성 결정	규제의 사회적, 경제적 효과
↓	↓
MCLG (건강기준 목표)	MCL(법적 한계)

표 3. 미국환경보호청에서의 최대오염수준목표(MCLG)설정을 위한 세 범주의 접근법

범주	경구섭취시 발암성의 증거	등 급	MCLG 설정접근법
I	증거의 확실성, 약동력학 및 노출정도로 강력한 증거	A, B(EPA) 1, 2A, 2B(1ARC)	0
II	제한적 증거	C(EPA)	1) 참고치(RfD) 접근법에 안전계수추가 2) 10 ⁵ , 10 ⁶ 의 발암 위해도 범위
III	증거가 없거나 불충분	D, E(EPA) 3, 4(1ARC)	참고치 접근법

이 목표에 도달해야 한다는 전제하에 기술적 가능성, 경제적 영향, 사회적, 정치적 고려 등을 종합하여 기준치를 현실적으로 정하게 된다. 이때 기술적 가능성(technological feasibility)이란 가능한 최선의 기술(BAT, best available technology)을 의미하는데 예를 들면 미국의 음용수 안전법에서는 합성유기화학물질들(SOCs, synthetic organic chemicals)에 대해서는 GAC(granular activated carbon)으로 처리하는 것이 최선의 기술로 받아들여지고 있다.

비발암물질(범주 II)의 기준치 설정에는 우선 유해영향이 관찰되지 않거나(NOAEL, no observed adverse effect level) 최저 유해영향수준(LOAEL, lowest observed adverse effect level)을 동물실험으로 얻은 후 여기에 불확실성 계수를 적용하여 참고치(RfD, reference dose)를 구하고 70kg 성인 남자를 기준으로 하루 2리터를 음용한다고 가정할 때 음용수내에 오염물질의 해당 농도를 구한 후 그 오염물질이 음용수를 통해 섭취되는 분율(음식, 공기, 작업장 등의 다른 섭취원을 고려한)을 적용하여 기준치 목표(MCLG)를 설정한다. 기준치 목표가 설정되면 이후의 과정은 발암물질의 경우와 같으나 대개 비발암물질의 경우는 기준치 목표를 현실적으로 만족시킬 수 있어 기준치 목표와 기준치가 같은 경우가 대부분이다.

범주 II에 해당되는 물질에서 참고치에 추가적으로 전문가적인 판단에 의해 안전계수(불확실성 계수)를 부과하게 된다. 만약 참고치를 구할 만한

자료가 불충분하다면 10⁵ 내지 10⁶ 범위의 발암 위해도를 기준치 목표로 설정할 수 있다.

첨가적으로 '건강 자문(Health Advisory)'이란 미국 환경보호청 음용수 담당 부서(ODW, Office of Drinking Water)에서 주관하여 여러 전문가의 검토를 거쳐 발행되는 책자로서 일단 법적인 규제 효력은 없으나 오염누출사고등 긴급 상황에 활용될 수 있는 유용한 자료이며 권고 기준이다. '건강 자문'에서는 비발암독성에 관한 실험자료들을 토대로 1일, 10일, 장기간(보통 7년, 수명의 10%), 평생건강자문을 적절한 동물실험 자료를 토대로 제시하게 되며 발암물질(EPA분류, A,B)에 대한 평생노출위해도는 이 방법을 통하여 제시하지 않고 본래의 다단계 선형모델의 95% 상한값으로 계산된 단위위해도 추계치를 사용하도록 하고 있다. '건강자문' 작성에는 가장 최근까지의 자료가 쓰여지며 오염사고의 경우와 같이 응급상황에서 정보가 필요할 때 즉시 이용이 가능하도록 다각적이고 항시 운용되는 프로그램으로 짜여져 있다(신동천 등, 1994).

미국 EPA 수질부의 정보에 의하면, 현재 총 268종의 물질(유기물질 201종, 무기물질 39종, 방사성물질 6종, 심미적 항목 15종, 미생물 7종)에 대해 MCLG/MCL 및 건강자문수치를 설정하기 위한 작업을 계속하고 있다. 여기서 유기 및 무기물질 중 57종의 물질에 대해 최종 MCL치를 공고하고 있다(표 4).

2) 세계보건기구

가) 위해성 평가과정

위험성 확인을 통한 발암성물질의 분류체계는 미국 환경보호청과 거의 유사하나 약간의 차이가 있다. 이들 분류기준은 IARC (International Agency for Research on Cancer)의 분류체계에 입각한다. 이는 Group 1 ; 확인된 인체발암물질(proven human carcinogen), Group 2 ; 유력한 인체발암물질(probable human carcinogen), 여기서 Group 2는 유력한 인체발암물질, 2A(인체발암성에 대한 증거는 제한되어 있고, 동물발암성에 대한 증거는 충분한 경우)와 가능한 인체발암물질, 2B(인체발암성에 대한 증거는 불충분하고 동물발암성에 대한 증거가 충분한 경우)로 세분류된다. Group 3 ; 인체발암성에 관해 분류될수 없는 화학물질으로, Group 4; 사람에게 있어 발암성이 거의 아닌 물질로 분류된다.

발암성 물질의 용량-반응 평가에 있어, 고용량에서 저용량으로의 외삽에 수학적 모델을 이용하고, 미국 환경보호청과 마찬가지로 선형 다단계모델을 선호한다. 또한 동물에서 사람으로의 용량전환시에는 체표면적지표가 아닌 체중지표를 근거로 한다. 또한 권고 기준치는 일반적으로 10^5 의 위해도에 해당하는 농도에서 설정된다.

비발암성 물질의 권고기준치 설정 역시, 미국 환경보호청과 유사하나, 참고치(RfD)와 동일한 개념인 일일 섭취 내성량(Tolerable Daily Intake; TDI)과, 평생건강권고치(Lifetime HAs)과 동일한 권고치(Guidelne Value; GV)란 용어로 사용된다.

불확실성 상수의 적용내용이 미국환경보호청과는 약간의 차이를 나타내는데, 중간변이(동물과 사람, 동물과 동물)를 고려하여 1-10, 종내변이(개체 변이)를 고려하여 1-10, 연구나 자료의 질을 고려하여 1-10, 마지막으로 유해영향의 심각성을 고려하여 1-10의 불확실성 상수를 적용하게된다. 또한 총 불확실성 상수는 10,000을 초과할 수 없다.

위해성 평가 전반에 필요한 기본 모수인 일일 음

용수섭취량과 기대수명은 미국과 동일하게 각각 2L/day와 70년이지만, 평균체중은 60kg을 가정으로 한다(WHO, 1993).

나) 권고치 설정과정

각 오염물질에 대해 캐나다, 덴마크, 이태리, 일본, 네덜란드, 노르웨이, 폴란드, 스웨덴, 영국, 미국등과 같은 선진각국에서 음용수 중 오염물질의 노출에 따른 인체위해도를 평가하는 초안평가서를 준비한다. 지침서의 각 분야별 코디네이터의 책임하에 이들 초안평가서는 일부 과학집단과 전문가들에 의해 검토되고, 각 분야의 코디네이터 및 저자들의 논평이 조합된다. 이후 검토집단에 의해 최종평가서가 제출된다. 평가서가 준비되는 동안 검토집단회의에서는 ILO/UNEP/WHO IPCS (International Programme on Chemical Safety)에서 수행된 Environmental Health Criteria monographs에 실린 위해성 평가와 IARC, 농약잔류물에 대한 FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nation)/WHO 공동 회의, 식품첨가물에 대한 FAO/WHO 공동 전문가 회의에서 수행된 위해성 평가결과를 신중히 고려해야 한다(WHO 1993).

위와같은 과정을 통해 약 100여 종의 음용수질 오염물질에 대한 권고 기준치(guideline)를 설정하고있다(표 5).

나. 대기오염관리정책

1) 미국 환경 보호청

가) 위해성 평가 절차

단지 노출경로가 호흡을 통해 오염물질에 노출될 뿐이지 위험성 확인과정, 분류체계, 노출 평가, 용량-반응평가와 위해도 결정과정은 음용수의 위해성 평가와 동일하며, 이미 앞의 방법론에서 서술한 바와 같다.

나) 기준치 설정 절차

일반적으로 법적으로 규제하고 있는 물질(SOx,

PM, NO_x, O₃, Pb)을 제외한 비규제오염물질을 유해대기오염물질(Hazardous Air Pollutants; HAP)로 명명하고 있으며, 급성위험목록(Acute Hazards List)에는 403종의 화학물질과 유해대기오염물질 우선순위관리체계(Hazardous Air Pollutant Prioritization System; HAPPS) 목록에는 620종의 화학물질을 수록하고 있다.

위해성 평가 및 위해성 관리를 포함하는 규제정책결정과정은 주요 3단계를 통해 이루어진다. 첫 번째 단계는 문헌고찰이나 정보 시스템을 이용하여 대상 화학물질이 인체에 유해한 영향을 미치는지를 결정하고, 두 번째 단계로 그 물질이 유해한 영향을 끼친다면, 위해성 평가결과를 포함하는 건강평가서(Health Assessment Documents; HADs) 초안을 작성하고 전문가의 면밀한 재검토를 위해 Workshop에 제출된다. 마지막 단계로 이 초안에 대한 공중의 견해가 수렴되고 과학 고문단(Science Advisories Board; SAB)에 의해 재검토된 후, 최종 초안(Final Draft HADs)이 작성된다. 이들 과정이 완결되어 그 물질의 위해성이 인정되면, EPA의 충분한 검토와 함께 EPA와의 다른부서 그리고 OMB(Office of Management and Budget)와의 긴밀한 조정을 통한 후, 대기질 계획 및 기준부(Office of Air Quality Planning and Standard; OAQPS)가 그 물질에 대해 규제할 의향(Intent to List Section 112)을 공포한다. 이후 청정공기법(Clean Air Act; CAA) section 112에서는 다른 연방부서와 긴밀한 조정하에 기준을 설정하고 주정부 및 지방정부는 이를 수행하게 된다(그림 1). 이와 같은 절차를 통해 비규제 오염물질의 위해성 평가상태나 제어 프로그램을 표 6에 제시하였다(Lee 등, 1990).

2) 세계보건기구

가) 위해성 평가 절차

대기 중에서 검출가능한 물질은 위험성 확인을 통해 발암성물질과 비발암성물질로 분류하는데, 이들 분류기준은 IARC (International Agency for

Research on Cancer)의 분류체계에 입각한다.

이는 Group 1 ; 확인된 인체발암물질(proven human carcinogen), Group 2 ; 유력한 인체발암물질(probable human carcinogen), 여기서 Group 2는 2A (인체발암성에 대한 증거는 제한되어 있고, 동물발암성에 대한 증거는 충분한 경우)와 2B(인체발암성에 대한 증거는 불충분하고 동물발암성에 대한 증거가 충분한 경우)로 세분류된다. 마지막으로 Group 3 ; 분류될 수 없는 화학물질으로 크게 세 범주로 분류된다. 미국 EPA의 분류체계가 좀더 세분화 되어 있다. 여기서 Group 3은 비발암물질로 분류되어질 수 있고, Group 1과 Group 2A는 발암물질로 분류되며, 위해도에 입각하여 권고치를 설정하며, Group 2B는 동물실험자료를 이용하여 위해성 평가를 실시하여 위해도에 입각한 권고치를 제시할 수는 있으나, 단지 동물자료에 입각한 위해도 추계치에는 다양한 불확실성이 따르기 때문에, 권고치는 비발암 독성영향에 입각하여 설정된다.

대기 중 발암물질의 위해성 평가절차는 미국 환경보호청과 크게 다를 바 없으나, 세계보건기구는 인체자료에 입각한 위해성 평가를 실시하여 권고치를 설정하는 것을 더욱 선호한다. 이들 위해도 추계방법은 평균 비교위해도 모델(average relative risk model)을 이용한다. 이들 모델은 다음과 같은 네 가지 단계의 정량평가를 통해 수행되어진다. 첫째 유용한 역학연구의 선택, 둘째 연구결과 즉 비교 위해도, 노출 수준 및 노출기간 등을 표준화(standardization), 셋째 "0" 용량으로의 외삽, 넷째 일반적인 인구집단에 적용 등의 단계이다. 이때 평생 동안의 단위 위해도 추계치(unit lifetime risk; UR)의 계산은 다음과 같다(WHO, 1987).

$$UR = \frac{P_0(R-1)}{X}$$

P₀: 기초 평생 위해도(background lifetime risk)

여기서 P₀는 국가 연령-특수 암발생률 또는 사망률로 결정

R: 비교 위해도 [노출 인구집단에 있어 암발생

표 4. 미국환경보호청의 최종 MCL로 공고

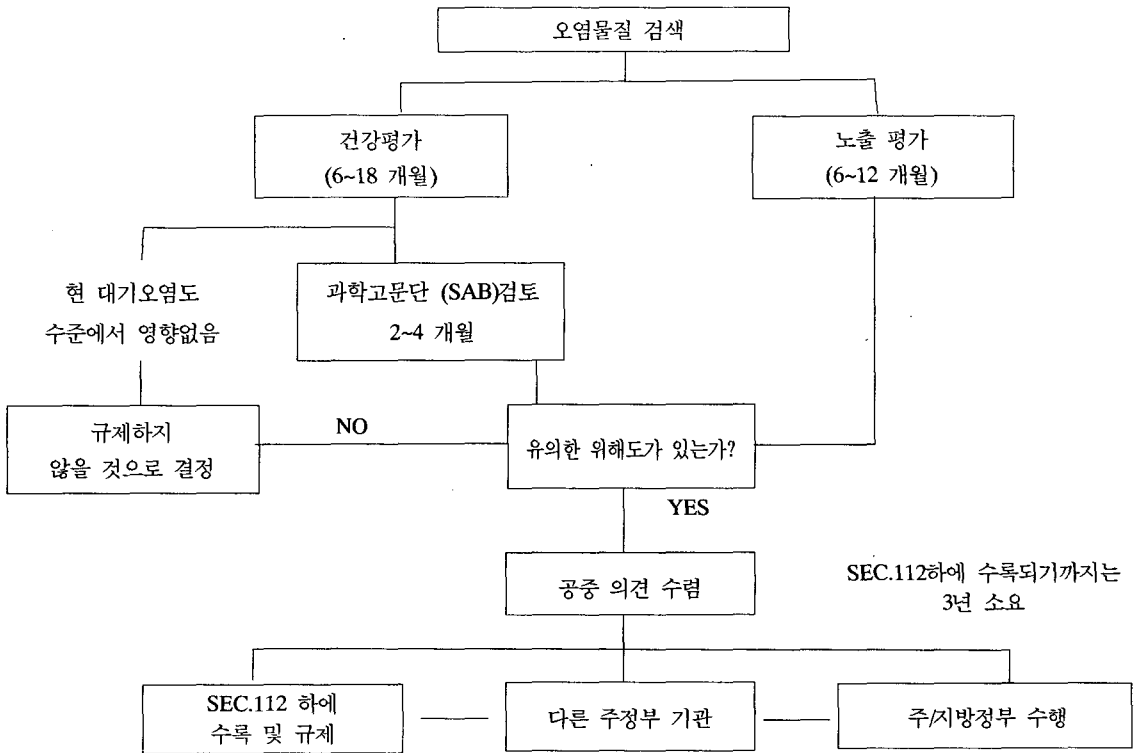
eksdnl : mg/m³

물 질 명	MCL	물 질 명	MCL
A (인체 발암물질)		D (인체발암물질로 보류할 수 없는 물질)	
Benzene	0.005	2,4-D	0.07
Vinyl Chloride	0.002	Dalapon	0.2
Asbestos (fibers/l >10um length)	7MFL	Dichlorobenzene o-	0.6
		Dichlorobenzene m-	0.6
		Dichloroethylene(cis-1,2-)	0.07
		Dichloroethylene (trans-1,2-)	0.1
		Dinoseb	0.007
		Diquat	0.02
		Endothall	0.1
		Endrin	0.002
		Heptachlorocyclopentadiene	0.05
		Methoxychlor	0.04
		Monochlorobenzene	0.1
		Picloram	0.5
		Trichlorobenzene (1,2,4-)	0.07
		Trichloroethane (1,1,1-)	0.2
		Xyrenes	10
		Antimony	0.006
		Cadmium	0.005
		Chromium (total)	0.1
		Mercury (inorganic)	0.002
		Nikel	0.1
		2,4,5-TP	0.05
		Barium	0.004
		E (인체 비발암물질)	
		Carvafuran	0.04
		Glyosate	0.7
		Oxamyl (Vydate)	0.2
B (유력한 인체발암물질)			
Alachlor	0.002		
Benzo(a)pyren	0.0002		
Carbon tetrachloride	0.005		
Chlordane	0.002		
Dibromochloropropane (DBCP)	0.0002		
Dichloroethane (1,2-)	0.005		
Dichloropropane (1,2-)	0.005		
Diethylhexyl phthalate	0.006		
Ethylene dibromide (EDB)	0.00005		
Heptachlor	0.0004		
Heptachlor epoxide	0.0002		
Heptachlorobenzene	0.001		
Pentachlorophenol	0.001		
Polychlorinated biphenyls(PCBs)	0.0005		
2,3,7,8-TCDD(Dioxin)	3E-08		
Beryllium	0.004		
Toxaphene	0.003		
Trichloroethylene	0.005		
C (가능한 인체발암물질)			
Adipate(diethylhexyl)	0.4		
Atrazine	0.003		
Di[2-ethylhexyl]adipate	0.4		
Dichlorobenzene p-	0.075		
Dichloroethylene (1,1-)	0.007		
Lindane	0.0002		
Simazine	0.004		
Styrene	0.1		
Trichloroethane (1,1,2-)	0.005		

표 5. 세계보건기구의 음용수질 권고 기준

단위 : mg/m³

항 목	권 고 치	항 목	권 고 치
1. 미생물(E.coli.)	0/100ml	bentazon	30
2. 무기물질		carbofuran	5
antimony	0.05	chlordane	0.5
arsenic	0.01	chlorotoluron	30
barium	0.7	DDT	2
boron	0.3	1,2 dibromo-3-chloropropane	1
cadmium	0.003	2,4-D	30
chromium	0.05	1,2-dichloropropane	20
copper	1.5	1,3-dichloropropane	20
cyanide	0.07	ethylene dibromide	30
fluoride	1.5	heptachloro and HP epoxide	0.03
lead	0.01	hexachlorobenzne	1
manganese	0.5	isoproturon	9
mercury	0.001	lindane	2
molybdenum	0.07	MCPA	2
nickel	0.02	methoxychlor	20
nitrate	50	metolachlor	4
nitrie	3	molinate	6
selenium		pendimethaline	20
3. 유기물질		pentachlorophenol	10
염소계 알칸		permethrine	20
carbon terachloride	2	propanil	20
dichloromethane	20	pyridate	100
1,2-dichloroetane	30	simazine	2
1,1,1-trichloroethane	2000	trifluralin	20
염소계 에탄		chlorophenoxy herbicides	
vinyl chloride	5	dichloroprop	100
1,1-dichloroethene	30	· 2,4-DB	90
1,2-dichloroethenes	50	· 2,4,5-T	9
trichloroethene	70	5. 소독 부산물	
tetrachloroethene	40	monochloramic	3
방향족 탄화수소류		chlorine	5
benzene	10	chlorine dioxide	0.4
toluene	700	Disinfection by-products	200
xylene	500	chlorite	200
ethylbenzene	300	chlorate	25
styrene	20	bromate	200
benzo(a)pyrene	0.7	2,4,6-trichlorophenol	900
염소계 벤젠		formaldehyde	100
monochlorobenzene	300	bromofom	100
1,2-chlorobenzene	1000	dibromochloromethane	60
1,4-dichlorobenzene	300	bromodichloromethane	200
trichlorobenzene	20	chloroform	50
기타		dichloroacetic acid	100
diethylhezydipate	80	trichloroacetic acid	10
diethylhexylphtalate	8	chlora hydrate	90
acrylamide	0.5	dichlorohaloacconitrile	100
epichlorohydrin	0.4	dibrochloroacetonitrile	1
hexachlorobutadiene	0.6	trichloroacconitrile	70
EDTA	200	cyanogen chloride	
NTA	200	6. 방사선 물질	
tributyltin oxide	2	gross alpha activity	0.1
4. 농약류		gross beta activity	1
alachlor	20		
aldiacrab	10		
aldrin/deldrin	0.03		
atrazine	2		



(NOT MUTUALLY EXCLUSIVE)

출처 : Office of Air Quality Planning and Standards
Office of Air and Radiation
U.S. Environmental Protection Agency

그림 2. 유해대기오염물질의 의사결정과정

환자의 관찰치(O)와 기대치(E)의 비], 비교 위
해도는 때때로 표준화 사망률(standardized
mortality ratio, SMR=O/Ex100)로서 표현하기도
함

X: 평생 동안의 평균 노출량

직업적 노출인 경우, $X = 8 \text{시간 시간가중평균}$
 $(\mu\text{g}/\text{m}^3) \times 8/24 \times 240/365 \times (\text{평균노출기간(년)}/$
기대수명(70년))

비발암성 물질의 권고치를 설정하기 위한 위해
성 평가방법은 미국 환경보호청과의 기본개념이나
골격은 동일하다. 사람이나 동물에서 관찰되는 최
저영향 관찰수준(Lowest Observed Effect Level;
LOEL)을 규명하여 예방상수(protection factor) 또는

안전상수(safety factor)를 적용하여 권고치를 설정
한다.

나) 권고기준치 설정 절차

우선 우선순위오염물질을 선택하게 되는데,
WHO scientific group에서 제시된 기준에 따라 선택
되어진다. 인체에 발생가능한 유해영향의 심각성
및 발생빈도, 특히 암발생과 같은 비가역적인 영
향, 대기환경에서의 오염물질의 분포 및 농도수준
환경 중에서 변형 또는 인체내에서 대사를 통해 모
체물질보다 독성이 더 강한 물질을 생성하는지의
유무 환경중 지속성을 가지는 난분해성물질 또는
먹이사슬을 통한 생체농축물질 노출가능한 인구집

단의 크기 등과 같은 근거로 28종의 대기오염물질을 선정하였다(WHO, 1987).

이들 물질의 권고치를 설정하기위해 필요한 과학적인 근거자료(scientific background documents)를 위해성 평가를 통해 초안을 작성한다. 그 다음은 각각의 전문가 그룹을 형성하고 전문가들은 각각의 오염물질 또는 오염물질군의 초안을 평가하고 수정한다. 수정된 보고서를 해당분야의 고문이 재검토를 하고 최종초안을 작성한다. 이는 외부 관계 전문가들의 재검토를 위해 제출되고 최종회의를 통해 재검토한 후 최종적인 권고치가 설정된다. 이들 과정을 통해 28종의 대기오염물질에 대한 권고 기준치를 설정하고 있다(표 7).

3. 우리나라에서 위해성 관리접근방안

우리나라의 경우 유해화학물질의 규정과 관련된 법은 크게 수질환경보전법, 대기환경보전법 및 유해화학물질 관리법이 있다.

유해화학물질 관리법에서는 사람의 건강 또는 환경에 위해를 미칠 독성이 있는 화학물질을 유독물이라하여 총 424항목을 지정하고 있고, 이중 위해도가 특히 크다고 인정되는 유독물을 특정유독물이라 하여 총 94항목에 대해 지정하고 있다. 이들 화학물질의 생산, 판매, 유통, 사용 후 과정에서 발생할 수 있는 인체 위해성을 검토하기 위한 안전성 평가 방법을 정립하여 현재 등록된 3만 여종의 화학물질에 대한 합리적인 안전성 평가와 함께 단계적으로 이들 물질에 대한 법적 제한 조치를 늘려감이 바람직하다고 판단된다.

환경보전법상 수질오염물질은 29종으로 지정하고 이중 특정수질 유해물질은 12종으로 규정하고 있다(표 12). 미국 EPA의 경우 우선관리대상 오염물질(priority pollutants)로 122종으로 규정하고 있는 반면 우리나라 음용수질기준은 현재 38종의 물질에 대해 기준치를 설정하고 있고 1995년 7월부터는 총 45종의 오염물질을 규제할 예정에 있다(표 13). 미국의 경우는 약 253종의 물질에 대해 위해성

평가를 통해 MCLG, MCL 또는 건강자문치를 공고하였으며, 세계보건기구는 약 100여종에 대해 음용수질기준을 권고하고 있다. 반면, 일본 후생성에서는 85종(건강관련 항목 29종, 수도수가 가져야할 항목 17종, 쾌적 수질항목 13종, 감시항목 26종)에 대해 규제하고 있다. 이와 같이 외국 선진국의 경우는 우선 감시대상물질에 대한 목록을 정해놓고, 단계별로 또는 장기적 계획을 통해 위해성 평가를 실시하여 그 물질에 대한 규제기준치를 공고하고 있다. 그러나 우리나라의 경우는 사실 우선감시대상물질의 목록도 없는 상태이며, 대부분의 수질기준의 결정은 수질오염사건이 발생하면, 그 상황에 대처하기 위한 대안으로 선진 각국의 수질기준치 중 가장 높은 것을 선택하여 수질오염물질의 기준을 설정하는 근시안적인 수질행정 관리를 보이고 있다. 또한 수질기준 설정의 행정적 과정도 공식화된 절차가 없으므로 합리적인 수질기준 설정절차를 마련하고 이 과정중 일반 대중이나 전문가의 신중한 검토를 반드시 받아야 하는 과정이 필요하다.

대기보전법상 대기오염물질이라함은 대기오염의 원인이 되는 가스, 입자상 물질 또는 액체물질로 정의하고 있으며 이중 사람 건강, 재산이나 동식물의 생육에 직접 또는 간접적으로 위해를 줄 우려가 있는 대기오염물질을 특정 대기 유해물질로 정의하여 16종에 대해 규정하고 있다(표 14). 미국의 유해 대기오염물질의 개념으로 유해대기오염물질 우선순위 관리체계(HAPPS)에 620종이 수록되어있어 우리나라의 16종에 비해 약 50배 정도의 많은 화학물질을 규정하고 있다. 일반적으로 규제오염물질의 항목은 다른 선진국에 비하면 동일한 항목과 동일한 수준의 기준치를 채택하고 있으나, 앞에서 언급한 바와 같이 인체에 유해한 영향을 끼칠 것으로 기대되는 우선 관리대상물질의 수도 부족할 뿐만 아니라, 대기 유해물질로 규정만 하고 그 후속 조치에 대한 관리방안은 없는 실정이다. 수질오염물질의 관리방안과 마찬가지로 이들 대기오염물질도 우선감시대상물질의 광범위한 규명을 통해

표 6. 미국환경보호청의 비규제 오염물질의 제어 프로

Preliminary Health and Source Screening	Detailed Assessment	Intent-to-List Section 112
Propylene oxide ⁷ Ammonia ⁷ Styrene ⁷ Ethyl Chloride Methyl Methacrylate Maleic Anhydride ⁷ Phthalic Anhydride ⁷ Fluoride & Comps. Phosphorus & Comps. Hydrocyanic acids ⁷ Selenium & Comps. ⁶ Mercuric Chloride ⁶ Bromine & Inorganic Compounds Methanol ⁵ Contaminant Asbestors ⁶	Chlorine & HCL ⁸ Phosgene Acetaldehyde ⁷ Acrolein ⁹ Hydrogen sulfide ⁷ Beryllium ² Dibenzofurans ⁶ Asbestos ² Dioxide ⁶ Formaldehyde Toluene diisocyanate ⁶ Mineral fibers ⁶ Epichlorohydrin ⁵	Chromium Carbon tetrachloride Ethylene oxide Chloroform Ethylene dichloride Cadmium 1-3-Butadiene Methylene Chloride Perchloroethylene Trichloroethylene
Decision not to Regulates	Listed under 112 ⁴	NESHAP Proposed
Toluene POM CFC-113 Methyl chloroform Manganese Chlorobenzenes Vinylchloridene Chloride Hexachlorocyclopentadiene Acrylonitrile ³ Nikels Phenol Copper Zinc/Zinc oxide Epichlorohydrine Naphthalene Sdium Hydroxide	Asbestos Beryllium Vinyl Chlororide Coke oven emission Benzene Arsenic Radionuclides Mercury	Benzene Coke Oven Emmission <hr/> Promulgate <hr/> Mercury Beryllium Asbestos Vinyl chloride Benzene Radionuclides Arsenic

¹ As of March 6 1989.

² reassessment of original health effects information

³ Referrd to states for evaluation

⁴ EPA is also regulated wood stove emission and will regulate municipal waste combustor emissions under Section 111 (New Source performance Standards) which will significantly reduces the toxic components of these emission. Onboard controls for gasoline vapors from vehicle refueling are being developed under Title II of the CAA.

⁵ Reassessment based on noncancer health effects

⁶ Ongoing

⁷ Incorporated into Source Category Ranking System. Pollutants specific determination will not be made.

⁸ Hold.

⁹ Promoted initiatives underway in two States.

표 7. 세계보건기구의 대기오염물질의 권고 기준

항 목	비발암성 물질인 경우	발암성물질인 경우(단위위해도)*
무기물질		
Arsenic		4.0×10^{-3}
• Asbestos ¹⁾		$10^{-6} - 10^{-5}$ (폐암) $10^{-5} - 10^{-4}$ (중피종)
Cadmium	1 - 5 ng/m ³ 10 - 20 ng/m ³	
Carbon monoxide	10 mg/m ³ (8 hr) 30 mg/m ³ (1 hr) 60 mg/mg/m ³ (8 hr) 100 mg/m ³ (15 minutes)	
Chromium 6가		4.0×10^{-2}
Hydrogen sulfide	0.15 mg/m ³	
Lead	0.5 ~ 1.0 ug/m ³	
Manganese	1.0 ug/m ³	
Murcury	1 ug/m ³ (indoor air)	
Nickel		4.0×10^{-4}
Nitrogen dioxide	150 ug/m ³ (24 hr) 400 ug/m ³ (1 hr)	
Ozone	100 ~ 120 ug/m ³ (8 hr) 150 ~ 200 ug/m ³ (1 hr)	
TSP	120 Bq/m ³	
Radon daughter ²⁾		$0.7 - 2.1 \times 10^{-4}$
Sulfur dioxide	125 ug/m ³ (24 hr) 50 ug/m ³ (1 hr)	
Vanadium	1 ug/m ³	
유기물질		
Acrylonitrile		2.0×10^{-5}
Benzene		4.0×10^{-6}
Carbon disulfide	100 ug/m ³ (24 hr)	
1,2-dichloroethane	0.7 mg/m ³ (24 hr)	
Dichloromethane	3 mg/m ³ (24 hr)	
Formaldehyde	0.1 mg/m ³ (30 min)	
Benzo(a)pyrene ³⁾		9.0×10^{-5}
Styrene	800 ug/m ³ (24 hr)	
Tetrachloroethylene	5 mg/m ³ (24 hr)	
Toluene	7.5 mg/m ³ (24 hr)	
Trichloroethylene	1 mg/m ³ (24 hr)	
Vinyl chloride		

1) 단위농도는 500 Fiber/m³으로 계산한 수치임

2) 단위농도는 1 Bq/m³

3) 단위농도는 ng/m³임

• 안전수준을 권고할 수 없으므로, 단위농도(1 g/m³)당 초과발암위해도 표기.

표 12. 환경보전법상 수질오염물질 및 특정 수질유해물

수질오염물질 (29종)		특정 수질유해물질 (12종)
1. 구리(동) 및 그 화합물*	15. 시안화물*	1. 구리(동) 및 그 화합물
2. 납(연) 및 그 화합물*	16. 아연 및 그 화합물	2. 납 (연) 및 그 화합물
3. 니켈 및 그 화합물	17. 염소화합물	3. 비소 및 그 화합물
4. 대장균군	18. 유기물질	4. 수은 및 그 화합물
5. 망간 및 그 화합물	19. 유기용제류	5. 시안화물
6. 브롬화합물	20. 유류 (동·식물성 포함)	6. 유기인화합물
7. 부유물질	21. 인화합물*	7. 6가 크롬화합물
8. 브롬화합물	22. 주석 및 그 화합물	8. 카드뮴 및 그 화합물
9. 비소 및 그 화합물*	23. 질소 화합물	9. 테트라클로로에틸렌
10. 산 및 알칼리류	24. 철 및 그 화합물	10. 트리클로로에틸렌
11. 색소	25. 카드뮴 및 그 화합물*	11. 페놀류
12. 세제류	26. 크롬 및 그 화합물*	12. 폴리크로리네이티드비페닐
13. 셀레늄 및 그 화합물	27. 플루오르 (불소)화합물	
14. 수은 및 그 화합물*	28. 페놀류	
	29. 황 및 그 화합물	

표 13. 우리나라의 음용수질 기준

구 분	항 목	기 준	구 분	항 목	기 준
심미적 영향물질	탁도	2도 이하		불소	1 이하
	pH	5.8-8.5		세레늄	0.01 이하
	색도	5도 이하		질산성 질소	10 이하
	냄새	이취 없을 것		암모니아성질소	0.5 이하
	맛	이미 없을 것		미생물	일반세균
	염소이온	150 이하	대장균군		0
	KMnO4 소비량	10 이하	유해영향 유기물질	페놀	0.005 이하
	총경도	300 이하		T.H.M	0.02 이하
	황산이온	200 이하		다이아지논	0.06 이하
	중발잔류물	500 이하		파라티온	0.25 이하
	세제	0.5 이하		말라티온	0.04 이하
	철	0.3 이하		페니트로이온	0.07 이하
	아연	1 이하		카바틸	0.1 이하
	동	1 이하		2,1,1트리크로로에탄	0.01 이하
	망간	0.3 이하		테트라클로로에틸렌	0.06 이하
알루미늄	0.2 이하	트리클로로에틸렌		0.02 이하	
유해영향 무기물질	수은	불검출	*디클로로메탄	0.01 이하	
	시안	불검출	*벤젠	0.01 이하	
	비소	0.05 이하	*톨루엔	0.7 이하	
	6가 크롬	0.05 이하	*에틸벤젠	0.3 이하	
	카드뮴	0.01 이하	*크실렌	0.5 이하	
	납	0.08 이하			

* '95. 7. 1 시행항목

표 14. 환경보전법상 대기오염물질 및 특정 유해대기오염물질

대기오염물질 (47종)		특정 대기유해물질 (16종)
1. 입자상 물질	25. 인 및 그 화합물	1. 카드뮴 및 그 화합물
2. 브롬 및 그 화합물	26. 붕소화합물	2. 시안화수소
3. 알루미늄 및 그 화합물	27. 알데히드	3. 납 및 그 화합물
4. 바나듐 및 그 화합물	28. 벤젠	4. 폴리크로리네이티드 비페닐
5. 망간화합물	29. 스틸렌	5. 크롬화합물
6. 철 및 그 화합물	30. 아크롤레인	6. 비소 및 그 화합물
7. 아연 및 그 화합물	31. 카드뮴 및 그 화합물*	7. 수은 및 그 화합물
8. 셀렌 및 그 화합물	32. 시안화물*	8. 구리 및 그 화합물
9. 안티몬 및 그 화합물	33. 납 및 그 화합물*	9. 염소 및 염화수소
10. 주석 및 그 화합물	34. 크롬 및 그 화합물*	10. 불소화물
11. 텔루륨 및 그 화합물	35. 비소 및 그 화합물*	11. 석 먼
12. 바륨 및 그 화합물	36. 수은 및 그 화합물*	12. 니켈 및 그 화합물
13. 일산화탄소	37. 구리 및 그 화합물*	13. 염화비닐
14. 암모니아	38. 염소 및 그 화합물*	14. 디옥신
15. 질소화합물	39. 불소화물*	15. 페놀 및 그 화합물
16. 황산화물	40. 석 먼*	16. 베릴륨 및 그 화합물
17. 황화수소	41. 니켈 및 그 화합물*	
18. 황화메틸	42. 염화비닐*	
19. 이황화메틸	43. 디옥신*	
20. 메르캅탄류	44. 페놀 및 그 화합물*	
21. 아민류	45. 베릴륨 및 그 화합물*	
22. 사염화탄소	46. 휘발성 유기화합물질	
23. 이황화탄소	47. 폴리크로리네이티드 비페닐*	
24. 탄화수소		

목록을 규정하고, 이들 물질에 대해 위해성 평가의 우선순위를 작성하고 개개의 물질에 대한 기준설정 기초작업을 위한 연구가 장기적인 계획아래 단계별로 진행되어야 한다. 또한 기준 설정과정 또한 합리적인 행정절차를 통해 일반 대중이나 전문가의 신중한 검토가 뒤따라야 한다.

이와 같이 환경오염물질에 대한 우선순위를 설정하고 합리적인 건강 목표치나 행정 목표치를 설정하는데 있어 가장 필수적인 방법론이 위해성 평가 및 관리제도로써 우리나라의 경우, 앞으로 이러한 위해성 평가 결과를 토대로 물질의 우선순위를 결정하고, 안목있는 계획을 통해 우리나라 상황에 적절한 기준치를 설정하는 것이 환경오염물질로

인한 유해영향을 최소화하는 바람직한 방향으로 생각된다.

결론 및 제언

최근 우리나라의 경제와 산업 수준의 발달로 인해 환경오염 현상이 심각한 상태에 이르렀다. 앞으로 과학적이고, 합리적이며 지속적인 환경 관리 대책이 수반되지 않는 한 이러한 상태는 더욱 악화되리라 전망된다. 또한 우리나라의 최근 과학기술 수준의 향상은 이제 여러 분야의 학문과 행정 기술을 통합한 과학적 환경 관리 대책을 가능케 하리라 생각된다.

표 15. 우리나라의 대기환경기준

항 목		기 준
아황산가스 (SO ₂)		연간평균치 0.03ppm 이하 24시간평균치 0.14ppm 이하 1시간평균치 0.25ppm 이하
일산화탄소 (CO)		8시간평균치 9ppm 이하 1시간평균치 25ppm 이하
이산화질소 (NO ₂)		연간평균치 0.05ppm 이하 24시간평균치 0.08ppm 이하 1시간평균치 0.15ppm 이하
먼 지	총먼지 (TSP)	연간평균치 150 μ g/m ³ 이하 24시간평균치 300 μ g/m ³ 이하
	미세먼지 (PM-10)	연간평균치 80 μ g/m ³ 이하 24시간평균치 150 μ g/m ³ 이하
오존(O ₃)		8시간평균치 0.06ppm 이하 1시간평균치 0.1ppm 이하
납(Pb)		3개월평균치 1.5 μ g/m ³ 이하

따라서 이제 시급히 과학적 평가에 근거한 환경 기준의 설정, 관리 대책의 우선 순위 선정, 관리 기술의 평가, 그리고 환경의 위해성 정도를 주민에게 알리고 가능한 협조를 구할 수 있는 합리적 행정이 이루어져야 하며, 이를 위한 출발이 건강위해성 평가임을 강조하는 것이다. 이를 위해서는

첫째, 건강 위해성 평가에 대한 연구가 본격화되어야 한다. 위해성 평가는 독성학, 의학, 역학(epidemiology), 통계학 등의 학문이 얹혀져 이루어지므로 이들 학문 분야의 해당 연구가 필요하다. 또한 위해성 평가의 방법론상의 제한점, 불확실성 등에 대한 연구가 수반되어야 한다.

둘째, 건강 위해성 평가의 결과를 바탕으로 위해성 관리 기술을 발전시켜야 한다. 위해성 평가에 추가하여 경제적 영향과 기술적 타당성을 고려한 대안의 선택 기준, 관리 기술의 개발이 필요하며 위해성 홍보에 대한 연구가 필요하다.

셋째, 건강 위해성 평가나 관리 기술의 타당성을 높이기 위해서는 오염 물질에 대한 더욱 폭넓은 조

사가 필요하다. 조사 항목과 조사 횟수, 시기 등을 고려하여 노출 평가의 대표성을 높여야 한다.

넷째, 우리나라의 환경기준을 기준치에 대한 개념에서 발전시켜 목표(goal)에 대한 개념을 추가해야 하며, 이에 따른 환경 관리의 장기적, 전략적 대책이 필요하다.

다섯째, 현재 시행되고 있는 환경기준에 대해서도 주기적인 재평가가 필요하며 평생노출기준 뿐 아니라 단기 노출에 대한 권고 기준도 마련되어야 한다.

여섯째, 미규제 오염 물질에 대한 주기적인 감시를 통하여 위해성 평가를 실시하여야 하며, 평가 결과 위해도가 10-5 이상을 나타내는 경우는 반드시 환경기준에 포함되어야 한다.

일곱째, 환경의 위해성 정도를 국민에게 알리고 가능한 협조를 구하여 합리적인 수질 관리 행정이 이루어질 수 있도록 국민적인 차원에서의 위해도 홍보가 필요하다. 또한, 지역별로 상이한 위해도 결과를 비추어 볼 때, 각 지역의 상황 특히 오염원에 적합한 공학적 처리 대책이 요구된다.