

化學物質의 安全解析(有害性)

본 고는 화학물질의 유해성을 發癌性과 非發癌性 物質로 나누어 안전관리를 어떻게 할 것인가에 대해 기술한 것으로서 日本의 “安全工事” Vo131. No.8에 게재된 것을 번역, 정리한 것이다.

1. 序言

현대사회에 있어 화학물질은 없어서는 안될 중요한 것이나 성능, 경제성만을 추구하여 대량으로 생산, 소비한다면, 사람의 健康이나 環境에 問題를 야기시킨다는 것은 인류의 오랜 역사중 최근 30년 사이에 얻은 교훈이다.

특히, 일본은 PCB에 의한 피해의 경험에 있어, 이를 근거로 1973년에 세계에서 처음으로 工業化物質을 대상으로 한 化學物質審査規制法(통칭, 化審法)을 공포하고, PCB 등의 製造 및 輸入을 금지하고 있다.

그 후 Tri-chloroethylene 등에 의한 地下水 汚染이 문제가 되어, 1986년에 化審法을 개정하여 Tri-chloroethylene 등을 第2種 特定 化學物質로서 규제하게 되었다.

최근 Ozone층 파괴, 지구 온난화, 산성비, 해양오염 등 지구 환경 문제가 크게 대두되어 化學物質의 위험평가를 다시 넓은 시야에서 행하는 것이 필요하게 되었다.

이에 따라 1988년에 Ozone층 보호를 위해 Ozone층 보호법이 공포되고, 당초는 특정 Freon만을 규제대상으로 했지만, 이것만으로는 불충분하다

는 국제적 인식에 따라 Tri-chloroethylene의 代替物質로서 일본에서 소비가 급격히 증가하고 있는 1, 1, 1-Tri-chloroethane도 폐기대상으로 되어 있어 2005년까지 전량 폐기된다고 하는데, 1992년이 되어서 1995년 말까지 전량 폐기를 앞당기기로 하였다.

이렇게 化學物質의 위험평가를 위해 충분한 과학적 지식을 얻기가 어려운 상황하에 있는데, 인류가 현대사회를 될 수 있는 한 안전성을 높여 생활하고, 후손에게 地球環境을 보호하여 남겨주기 위해 화학물질의 안전관리를 어떻게 하면 좋은가 하는 것이 化學物質의 安全性 解析의 문제이다.

2. 化學物質의 安全性 解析

化學物質의 安全解析 즉 Risk Analysis를 Risk Assessment와 같은 의미로 사용하는 경우와 조금 넓은 범위에 사용하는 경우가 있다.

Risk Assessment가 위험의 定性的, 定量的 評價를 과학적으로 하는 것에 대하여, 후자의 경우는 Risk Assessment에 의해 얻어지는 정보와 지식을 여러 분야에서 가장 유효하게 사용하는 방법이나 Risk Communication도 포함하여 고려하는데, 본고에서는 위험평가와 같은 의미로 사용하는 것으로 한다.

Risk Assessment로 사용되는 용어의 의미는 국제적으로 통일되어 있지 않으며 이의 國譯도 적절한 표현이 없어 본 고에서 사용하고 있는 용어의 정의를 밝히고자 한다.

Hazard : 위험의 원인, 유해성 또는 유해원인 등으로 번역된다. 위험은 Hazard에서 생긴다. 사람의 건강에 대하여 Hazard인 化學物質은 사람이 그것에 露出되지 않으면 위험은 생기지 않는다.

Hazard Identification(有害性의 確認) : 어떤 물질 또는 조작이 사람의 건강 또는 환경에 危害(Harm)를 주는가 아닌가를 결정하는 것이다.

Risk : 危險度 등으로 번역된다. 사람 또는 환경에 대하여 유해한 영향이 나타나는 確率이다.

그래서 化學物質의 위험평가는 1983년에 발표된 미국 National Research Council(NRC)의 보고서 (NRC : Risk Assessment in the Federal Government : Managing the Process, National Academy Press, Washington. D. C. 「1989」)에 기초하고 있다. 이 중에서 건강 영향이 나타나는 확률을 과학적으로 추정한 위험평가와 이에 기초하여 많은 선택 가지 중에서 政治的, 社會的, 技術的인 요소를 고려하여 化學物質의 規制 및 對策을 결정하는 Risk Management를 분리하여 생각하는 것을 제안하였다.

다시 Risk Assessment를 4단계로 나누어서 행하는 것과 美國의 각 官廳은 통일된 Guideline에 따라 Risk Assessment를 행하는 것 등을 권고했다.

이러한 방식은 EPA(環境保護廳)를 위시하여 美國의 각 관청만이 아니라 州 政府의 모든 기관에서도 채용되고 있다. 그러나 그 후 發癌性을 중심으로 한 Risk Assessment의 기법 검토가 진행되고, 또 Risk Assessment와 Risk Management 분야가 완전히 분리되지 않고, 兩者가 겹치는 분야도 있고, Risk Manager는 하나의 결정을 함께 있어서 Risk Management의 가장 不滿足性 한계를 충분히 이해하는 것이 필요하다.

또한, 최근에는 Risk Communication에 따라 Risk Assessment 및 Risk Management의 結果를 바르게 시민에게 전하여 이해를 깊게하는 중요성도 강조되고 있다.

가. RISK ASSESSMENT의 PROCESS

NRC의 보고서는 Risk Assessment의 Process를 상세하게 말하고 있는데, 다음 4단계로 행한다.

1) 有害性의 確認(Hazard Identification)

上述한 바와 같은데, Risk의 定性的인 판단이다.

2) 用量, 反應 Assessment(Dose－Response Assessment)

어떤 화학물질에 대하여 露出量과 健康影響과의 定量的 關係를 명확하게 한다.

3) 露出量 Assessment(Exposure Assessment)

어떤 화학물질에 대하여 사람이 노출되는 경우 量, 頻度, 期間을 명확하게 한다.

4) Risk의 判定(Risk Characterization)

이상 3개 Step을 종합하여 어떤 화학물질에 노출된 사람이 받는 健康影響의 정도를 평가한다.

각 Step의 不確實性(Uncertainties)도 기록된다. 發癌性 物質의 사람에 대한 Risk Assessment를 행하는 경우, 우선 Hazard Identification에 있어서 동물실험 결과, 疫學調查 結果에 變異原性試驗 등의 결과도 加하여 證據의 確實性(Weight of Evidence)에 따라 定量的으로 분류한다. 이 분류와 定量的評價 結果를 합쳐서 Risk를 판정한다.

나. 化學物質 RISK ASSESSMENT의 問題點

(1) 試驗 DATA의 不足

Risk Assessment를 하기 위해서는 우선 안전성에 관한 Data가 필요하다는 것은 말할 나위도 없다. 그러나 현재 공업적으로 생산되고 있는 화학물질의 수는 전 세계적으로 10만에 가깝다고 생각되지만, 안전성의 試驗項目은 많고, 또 發癌性 동물 실험처럼 3년이라는 기간과 100만 \$ 이상의 비용이 필요하므로 다량으로 생산되고 있는 물질에서도 毒性試驗 Data가 不足한 것도 적지 않다.

對策으로서 OECD(經濟開發協力機構)는 각국에서 연간 1,000만톤 이상을 2개국에서 생산하고 있는

물질의 목록을 만들고, 각국이 분담하여 物理化學性狀試驗, Screening으로서의 毒性試驗, 環境影響試驗을 하는 Project를 진행하고 있으며, 일본에서도 32종의 物質試驗을 하고 있다.

또한, Data의 부족을 보충하기 위해 化學構造와 毒性의 正量的活性相關(QSAR)의 연구도 활발하게 이루어지고 있다.

단일 물질에 대한 Data도 부족하므로 環境中에 존재하는 많은 물질의相互作用에 대하여는 극히 제한된 Data 밖에 없는 것이 현실이다.

(2) 動物實驗結果에서 사람으로의 外挿

사람에 대한 健康影響을 생각할 때, 痘學研究, 症例처럼 직접 사람을 상대로 한 시험결과를 이용할 수 있는 것보다 좋은 것은 없다. 그러나 이들은 한정되어 있고 결론을 내기가 어려운 경우가 많다. 따라서 대부분은 동물실험의 결과에서 사람으로의 작용을 판단하게 된다.

그러나 동물의 종류에 따라 毒性의 發現이 다른 것도 많고, 또한 실험동물과 사람과의 化學物質의 體內代謝機構의 차가 다른 경우도 많다.

이들에 대한 연구도 활발하게 이루어지고 있지만, 그래도 앞으로의 연구결과에 기대하지 않으면 안되는 상황이다.

(3) 高濃度의 試驗DATA에서 低濃度로의 外挿

毒性은 어떤 일정한 농도 이하에서는 有害作用이 나타나지 않는 경우(이를 Threshold Value라 한다)와 發癌性, 變異原性과 같이 低濃度에서도 얼마간의 有害作用이 있다고 생각하는 편이 안전한 경우(Threshold Value가 아니다)가 있다.

그러나 發癌性試驗은 실제로 사람이 露出되는 低濃度에서 동물실험을 하면, 통계적으로 有意差의 어떤 결론을 내기 어렵기 때문에 高濃度에서 시험하게 된다. 따라서 高濃度의 試驗 Data에서 실제로 사람이 露出한 低濃度의 發癌 Risk를 일정한 Model에서 구한 수식을 이용하여 추산하는 것이 필요한데, 이 Model은 많은 종류가 있고, 또 어떤 Model이 과학적으로 합리적이라는 결과를 내기 곤란하므로 어떤

Model을 채용하는가에 따라 Risk의 推算值는 10의 몇 제곱씩이나 차이가 생기는 경우가 많다.

또한, 동일한 Model의 결과에서도 信賴性의 限界(95% 上限 信賴 限界值, UCL)를 채용하는 경우와 統計的 最適值(MLE)를 이용한 경우에서도 수치에 큰 거리가 있다. 따라서 일반적으로 어떤 化學物質의 發癌의 生涯 Risk가 100만명에 1명이라 표현하는 경우, 이것은 安全度를 매우 높게 본 推算值라고 생각하는 것이 좋다.

3. 非發癌性長期毒性의 RISK ASSESSMENT

美國 環境保護廳(EPA)은 毒性의 Risk Assessment를 행할 경우, 癌 및 遺傳子突然變異를 제외한 Threshold Value가 있다고 생각되는 健康影響을 Systemic Toxicity(全身毒性)이라하고, 이 毒性에 대하여 종래 사용된 ADI(1일 허용 섭취량)라는 표현은 과학적 해석을 정확하게 표현한 것이 아니고, 오해를 가져오기 쉬운 것으로서, RfD : Reference Dose라는 용어를 도입했다.

종래의 ADI는

$$ADI = NOAEL/SF$$

NOAEL : No - Observed - Adverse - Effect Level(無有害影響量)

SF : Safety Factor(安全係數), 보통 동물의 種差 10, 個體差 10을 취하여 $10 \times 10 = 100$ 을 이용한다.

이 ADI는 허용할 수 있거나 없거나의 一線을 정한 값이라고 생각되는데, 그것보다 얼마간 높은 露出量일 때는 악영향의 확율이 증가한다고 생각하는 편이 좋다.

여기에서 ADI 대신에

$$RfD = NOAEL/(UF \times MF)$$

를 정의한다.

RfD는 感受性이 높은 Sub-Group도 포함된 사람의 집단에 대하여, 일생동안 매일 노출하여도 감지되는 위험이 아니라고 생각되는 露出量으로, 체중

kg당 1일 mg 단위의 露出量을 나타낸다.

UF : 標準 不確定性 -係數(Standard Uncertainty Factor), UF는 종전의 安全係數의 思考方式에 가미하여, 90일 등 비교적 짧은 기간의 毒性試驗 結果가 NOAEL을 이용할 때는, 다시 계수 10을 곱하여 1,000으로 하는 등을 고려한다.

MF는 Data의 질이 불확실한 경우에 이용되는 係數이다. 만일 사람의 Data로부터의 NOAEL이 이용되는 때는 UF=1인 경우도 있을 수 있다.

4. 사람으로의 影響 評價(疫學的研究)

사람의 健康 影響을 동물실험의 결과에서 추정하는 경우에 대하여, 실제의 사람의 집단에 대한 影響 確認은 疫學的 研究에 의해 얻어진다. 이것에는 다음의 방법이 있다.

가. 記述 疫學的 方法

집단중의 健康 障碍의 發現 狀況을 관찰하고, 이 것에 관련이 있다고 생각되는 요인에 대하여 假說을 고려하는 것이 목적이다. 어떤 질환의 발생율이나 有病率을 시간적(연월일), 공간적(장소별), 사람의 속성별(姓, 年齡, 人種, 職業, 신체적인 조건, 사회계층별 등)로 나누어 관찰한다.

나. 分析 疫學的 方法

관련 요인에 대한 假說을 확정하고, 관련성의 유무를 밝히는 것이 목적이다. 여기에는 2가지 방법이 있다.

1) 患者 對照 研究(Case Control Study)

집단 중 문제의 질병을 갖는 환자군에 着眼하고, 갖지 않은 군(對照群)에 비해 그 원인 되는 假說의 원인을 보다 높은 비율로 보유하고 있는가 아닌가를 조사한다.

이것은 조사하고 있는 현재 또는 과거로 거슬러 올라가서 조사하는 것인데, 回顧調查(Retrospective Study)라고도 불린다. 예를 들면, 위암의 발생율이

높은 지역과 낮은 지역의 식생활 습관을 비교하는 등이다.

2) 要因 對照研究(Factor Control Study)

예를 들면, Dioxin 사고에 의해 露出한 Group의 發癌率을 長期에 걸쳐 추적 조사하고, 對照群과 有意差가 있는가의 여부를 연구한다.

假說의 요인을 보유하는 군과 보유하지 않은 군, 혹은 그것이 많은 집단과 낮은 집단에 대하여 문제로 되는 질병의 發生率이나 有病率을 비교하는 것이다. 이 경우 요망되는 것은 장래에 관한 조사(Prospective Study : 展望調査)이다. 같은 Group를 경제적으로 관찰하는 것이기 때문에 동아리 조사(Cohort Study)라고도 한다.

5. 發癌性의 定性的 分類

사람에 대한 發癌性의 證據의 무게에 따른 분류, 즉 Risk Assessment의 제1단계인 發癌의 「유해성 확인」은 WHO의 기관인 IARC(The International Agency for Research on Cancer : 國際癌研究機關)의 분류는 세계의 전문가가 모여 토의한 결론으로 세계적으로 가장 권위가 있다고 생각되어 매년 monograph(논문)이 발행되고 있다. 그 분류는 다음과 같다.

Group 1 : 작용물질은 사람에 대하여 發癌性이 있다.

이 Group에 분류되는 경우는 疫學的 연구에 의해 사람에 대한 충분한 증거가 있을 때에만 이용된다.

Group 2 : 이 범주는 하나의 극단적인 경우에는 사람에 대한 發癌性 證據의 정도가 대개 충분한 경우에 이용되며, 다른 극단적인 경우는 사람에 대한 Data는 없지만 發癌性의 실험적 증거가 있는 경우에 이용된다.

이들은 疫學, 實驗 Data 및 다른 관련 Data에 의해 다음 두 가지로 분류한다.

Group 2A : 아마도 사람에 대한 發癌性이 있다 (Probably Carcinogenic)

ii) Group은 사람에 대한 發癌性이 한정된 증거가

있고, 또 실험동물에 發癌性의 충분한 증거가 있는 경우 등에 이용된다.

Group 2B : 사람에 대하여 發癌性이 있을지도 모른다(Possibly Carcinogenic).

이 범주는 보통 사람에 대한 發癌性의 한정된 증거가 있지만, 실험동물에 대하여 發癌性의 충분한 증거가 없는 경우 및 사람에 대한 發癌性의 부적절한 증거가 있을 때, 또는 사람에 대한 Data가 없고, 동물에 대하여는 충분한 증거가 있는 경우에 이용된다.

Group 3 : 사람에 대한 發癌性으로 분류되지 않는다.

다른 어느 Group에도 속하지 않을 때 이 범주로 분류된다.

Group 4 : 사람에 대하여 아마도 發癌性이 없다.

이 범주는 사람에 대한 發癌性이 없다는 것을 시사하는 증거가 있고, 실험동물에 대하여도 發癌性이 없다는 것을 시사하는 증거가 있는 경우에 이용된다.

이상의 분류에 속하는 화학물질의 예를 들면,

Group 1 : Benzene, Benzidine, 염화 Vinyl Monomer 등

Group 2A : Cadmium 및 Cadmium 화합물, N-Nitrosodimethylamine, Ethylene Oxide, PCB 등

Group 2B : Tetrachloroethylene, Styrene Monomer, 2, 3, 7, 8 Dioxin, DDT 등

Group 3 : Aniline, Trichloroethylene, Ethylene, Toluene 등

Group 4 : Caprolactum

IARC의 發癌性 분류 외에 EPA 등이 있다. 이는 A, B1, B2 C, D E로 분류하고, IARC의 2A에는 B1, B2, 2B에는 C가 대응한다.

6. 發癌 物質의 定量的 RISK ASSESSMENT

이미 밀한 바와 같이 동물실험이 실시된 고농도에서 사람이 노출되는 저농도로 外插하는 경우, 채용되는 Model에 의해 얻어지는 위험의 추산치에는 상당히 큰 차이가 있다. 이들 Model에 대하여 간단히

설명한다.

가. 高濃度에서 低濃度로의 外插 Model

1) 確率分析에 기초한 Model

사람이나 동물의 發癌性 物質에 대한 반응에는 個體差가 있고, 그것은 일정한 확률 분포에 따른다는 것을 가정하여 구한 Model이다.

가) **Probit** : 發癌 確率이 代數 定規 分布에 따른다 고 가정한 Model이다.

나) **Logit Model** : Logistic 곡선에 따르는 가정에 기초로 하고 있다.

다) **Weibull Model** : 이는 Weibull의 수명, 피로를 검정하기 위하여 제안한 Weibull 분포에 따른다고 가정한 Model로서, 식에서 $m=1$ 로 하면 후술하는 One-hit Model로 된다.

2) 發癌 機構에 기초한 Model

가) **One-hit Model** : 發癌은 하나의 세포에 하나의 화학물질이 Hit하여 일어난다고 가정하여 도출한 Model이다.

나) **Multi-hit Model** : 하나의 세포에 화학물질이 여러번 Hit하여 發癌한다고 가정한 Model이다.

다) **Multi-stage Model** : 최근의 發癌 Mechanism을 받아들여, 세포는 1회의 Hit에 의해 변화하지만, 發癌까지에는 여러 단계를 거친다는 Model이다.

라) **Linearized Multi-stage Model** : EPA가 發癌 Risk의 계산에 이용하는 Model이며, Multi-stage model의 식에 실험치를 대입하고, 發癌 확률이 가장 확실한 값이 되도록 계수를 구하고, 이 계수값을 대입한 1차식에 의해, 실험의 최저 투여량에서 저농도의 95% 上限 信賴 限界值를 구한다. 투여량 0의 原點을 통과한다.

發癌 機構를 고려하면서, 안전도가 높을 때, 즉 위험률 높게 본 추산치가 얻어진다.

3) 時間을 고려한 Model

發癌 동물실험은 용량뿐만 아니라 投與 日數에도

관계된다.

따라서 앞에서 말한 Model에 시간을 變數로하여 추가한 Model이다.

4) 生物學的 機構에 기초한 Model

發癌의 生物學的 機構을 고려한 Model이며, 최근 관심을 모으고 있다. 그 중에서 주목되는 것은 MVK Model이고, 제1단계에서 세포가 Initiate되고, 增殖, 死滅하는 속도나 癌細胞로 변화하는 속도를 계산하여 넣고 제2단계에서는 바로 전에 癌細胞 가增殖하는 速度와 다시 악성 세포로 변하는 속도를 도입한다.

나. 藥理 動力學的 Model(PB-PK Model)

화학물질의 체내에서의 거동은 동물에 따라 다르고, 또 외부의 농도가 그대로 發癌하는 臟器에 작용하지는 않는다. 따라서 섭취한 화학물질의 血液, 肺, 筋肉, 脂肪 등의 흡수, 분포, 배출농도, 肝臟의 代謝速度 등을 도입하여 계산하는 방법으로, PB-PK (Physiologically-Based Pharmacokinetic : 生物學的基礎의 藥理 動力學) Model이라고 불리며, 사람에 대한 위험 계산치료서 주목되고 있다.

금후 이 Model에 의한 위험 계산 결과는 중요시될 것이다.

7. 發癌性 RISK ASSESSMENT의 數値가 의미하는 것

發癌 위험의 계산 결과 수치를 좌우하는 불확정 인자로서

가) 高濃度에서 低濃度로 外挿하는 경우, 어느 Model를 이용할 것인가

나) 위험을 계산할 경우, 用量으로 이용되는 농도로 동물에 투여한 농도를 이용할 것인가.

臟器에 도달하는 濃度를 이용할 것인가.

다) 계산한 결과로서, 95% 上限 信賴 限界值 (UCL)를 이용할 것인가. 통계적 최적치 (MLE : Maximum Likelihood Estimate)를 이용할 것인가.

라) 동물에서 사람으로의 外挿하는 경우에, 體重

比를 이용할 것인가. 體表面的比를 이용할 것인가 등의 조건에 따라 계산결과는 10의 몇 제곱이나 차이가 난다. 일반적으로 위험 계산치는 동물실험의 投與量-反應의 Curve의 모양에 따라 다르지만, 채용된 Model에 따라 위험이 큰 쪽부터 One-Hit > Multistage > Weibull > Multihit > Probit가 되게 한다.

EPA가 공포하고 있는 發癌 위험 계산치, 예를 들면 어떤 화학물질의 일정한 농도의 發癌生涯 위험이 100만명 중 1명이라는 수치는 일반적으로 露出濃度를 그대로 이용하고 Linearized Multistage Model(LMS)를 사용한 계산치의 95% 上限 信賴 限界值이며, EPA에 의하면, 이것은 몇몇의 提案되어 있는 發癌 Mechanism도 모순이 없는 위험의 上限值이다.

즉, 위험을 안전측에 지나치게 많이 견적한 計算值로서 현실적인 예측치는 아니다. 실제 위험은 UCL과 95% 下限 信賴 限界值(LCL)의 사이에 있다. 따라서 發癌 危險 計算值를 표시하는 경우, EPA와 같이 LMS Model의 UCL값뿐만 아니라 MLE값 및 다른 Model를 사용한 값을 병기하는 쪽이 바람직하다고 생각된다.

한편 EPA는 非遺傳子 毒性的 發癌性 物質에 대하여는 LMS Model은 부적합하고 MVK Model 등의 生物學的 機構 Model이 적당하다고 생각한다. 또한, EPA는 실험동물에서 사람에, 外挿하는 경우, 體表面積에 비례하여 계산하고 있는데, FDA는 體重比이고, EPA의 계산방법은 7~13배 위험을 높게 보고 있다.

최근 EPA와 FDA는 공동으로 그 중간이 되는 체중의 3/4승을 채용하는 것을 제안하고 있다.

EPA의 危險 計算 結果는 약 500 물질에 대하여 공개되고, IRIS Data Base에 의해 이용 가능하다.

이 때 위험은

Slope Factors : 물질을 經口 또는 흡입했을 때, 단위 노출량에 대한 위험(mg/체중kg/day)

Unit Risks : 단위 농도에 대한 위험($\mu\text{g}/\text{l}$ 또는 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)로 표시된다.

8. 生態系에 대한 RISK ASSESSMENT

화학물질의 생태영향의 Risk Assessment는 현재 물고기, 물벼룩, 藻類를 이용하여 시험하고, 무작용 수준을 구하여 행하는 것이 일반적이다. 그러나 자연 환경은 각종 생물이 상호작용에 의해 평형상태가 유지되고, 또 화학물질은 자연계에서 生物分解, 光分解, 化學的 分解에 의해 변화하고, 먹이 사슬에 의해 生物 濃縮하거나 代謝에 의해 변화하기도 한다. 따라서 특정한 生物에 의한 毒性評價로서 생태계의 영향이라 간주하는 것은 실제는 충분한 평가라고 하기 어렵다.

이에 대하여 水槽 Level의 Microcosm, 인공 연못 등 Model 생태계를 이용한 실험이 행해지고 있으나, 금후의 과제이다.

9. 結言

Risk Assessment를 함에 있어서 Data가 부족한

경우가 많고, 또한 評價結果에는 發癌性을 위시하여 불확정성이 있는 것이 많지만, 環境問題는 시간이 지날수록 대응이 어렵고, 비용도 많이 든다는 것을 염두에 두고 대책을 세워야 할 것이다.

Ozone층 파괴와 같이 당초 불확정성이 큰 것으로 간주되어도 실제로 일어난 경우에 대책을 세우기 어려운 경우는 일찍부터 대책을 세워야 할 것이다.

또 Risk Assessment는 종래 大氣, 水系 등 개별로 행해지고 있으나, 금후는 이들을 종합한 Crossmedia로서 가장 위험이 큰 系를 판정하여 대책을 세워야 한다. 그 때 環境中의 화학물질의 종합적인 Monitoring Data가 중요하다.

일본에서는 環境廳 保健調查室이 1974年 이후 행하고 있는 700물질의 水質, 底質, 魚類, 大氣의 Data가 있지만, 이것이 국제적 협조에 의해 地球規模로 행해지는 것이 필요하게 되었다.

더욱이 Risk Assessment, Risk Management의 결과에 대하여 Risk Communication을 꾀하고, 科學的, 合理的 結果에 대하여 國民의 이해를 얻는 것이 중요하다.

앞으로 화학물질의 Risk Assessment가 연구의 진보와 國際的 協調와 함께 발전하기를 기대한다. (W)

미니정보

공기중의 유해물질의 성상

區 分	性 狀	粒子의 지름 [μ]
가 스 (gas)	25°C, 790mm Hg로 기체의 물질	分子 狀
증 기 (vapor)	25°C, 760mm Hg로 기체 또는 고체의 표면에서 발생된 기체	分子 狀
미 스 트 (mist)	공기중에 분산된 액체의 미립자	0.1~100
분 진 (dust)	공기중에 분산된 고체의 미립자	0.1~100
휴 워 (fume)	화학반응에 의해서 무기성 가스 또는 금속 증기가 변화하여 생긴 미립자상의 화합물	0.01~1
스모오크(smoke)	유기물의 불완전 연소에 의해서 생긴 미립자	0.01~1