

## 토양오염 지역의 위해성 평가에 관한 외국 정책의 비교분석 및 우리나라의 정책 개선에 관한 고찰

박용하<sup>1\*</sup> · 양재익<sup>2</sup> · 옥용식<sup>2</sup>

<sup>1</sup>한국환경정책 평가연구원, <sup>2</sup>강원대학교 생물환경학부

### Policy Suggestions to Korea from a Comparison Study of the United States, the United Kingdom, Germany, the Netherlands, and Denmark's Policies on Risk Assessment of Contaminated Soils

Yong-Ha Park<sup>1\*</sup> · Jay E. Yang<sup>2</sup> · Yong-Sik Ok<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Korea Environment Institute

<sup>2</sup>Kangwon National University

#### ABSTRACT

Policies of the United States, the United Kingdom, the Netherlands, Germany and Denmark were compared and analyzed on risk assessment of contaminated sites. These countries were chosen from a feasible preliminary analysis of 18 countries of the European Union and the U. S. All the countries selected met two major criteria : i) implementation of risk assessment to determine the soil contamination and remediation targets of contaminated sites, ii) use of soil guidance values and risk assessment as complementary measures to determine soil contamination. Suggested policy improvements to Korea regarding these issues include i) legislation of a rational risk assessment methodology of contaminated sites, and ii) enactment of collaboration of risk assessment with the soil guidance values. To establish effective risk assessment legislation, additional in-depth research on social, economic and long-term effects of the proposed risk assessment methodologies, as well as the mutual consent of all parties including academia, industry, and administration will be necessary. Linking risk assessment with soil guidance values would be applicable to a site contaminated where the contaminant concentration exceeds a certain soil guidance value. In parallel, application of risk assessment to a site where a contaminant concentration is naturally different such as mining sites would be plausible. The policy suggestions above are not yet conclusive due to a lack of policy implementation, and simulation. Thus, additional research on developing risk assessment methodology is needed. Nevertheless, initiation of the suggested policy would increase the efficacy of Korean policy regarding the survey and remediation of contaminated sites.

**Key words :** Soil contamination, Risk assessment, Policy analysis, Policy suggestion

#### 요 약 문

본 연구에서는 토양오염지역의 위해성 평가에 관한 미국, 영국, 네덜란드, 독일, 덴마크의 정책을 비교 분석하였다. 이들 국가는 미국과 18개 유럽 국가들에 관한 유럽연합의 초기 분석 자료를 이용하여 선택하였다. 이로부터 도출한 시사점은 토양오염지역의 조사 및 관리를 위해 각 국가들은 위해성 평가를 이용하고 있으며, 토양질 기준을 정책수단으로 위해성 평가와 병행하고 있는 것이다. 이러한 외국의 정책과 시사점을 고려할 때, 위해성 평가를 정책 수단으로 이용하고 있지 않은 우리나라에 대해 다음과 같은 정책 추진을 제안할 수 있다. 첫째, 국가적인 차원에서 이용할 수 있는 합리적인 위해성 평가 방법의 마련이다. 둘째, 부지의 위해성 평가를 토양질의 기준과 연계시키는 것이

\*Corresponding author : yhpark@kei.re.kr

원고접수일 : 2005. 1. 17 게재승인일 : 2005. 5. 30

질의 및 토의 : 2005. 12. 30 까지

다. 우리나라의 실정에 적합한 부지의 위해성 평가방법을 마련하기 위해서는 추가적인 자료의 분석을 통한 심층적인 연구가 필요하고, 사회 다양한 계층간의 논의 및 합의가 필요할 것이다. 토양오염으로 간주되는 토양질 기준을 초과하는 부지의 경우에 위해성 평가의 시행을 고려할 수 있을 것이다. 또한 위해성 평가는 오염물질의 자연함량이 일반적으로 다른 특정 지역, 예를 들면 광산지역 등에 대해 적용하는 것을 고려할 수 있을 것이다. 금번 연구의 결과는 토양 오염지역의 위해성 평가에 관해 우리가 시행해야 할 추가적인 연구 및 정책시뮬레이션의 실행 동기를 함께 제공하고 있는 것으로 우리나라의 토양오염지역을 조사, 복원, 해제에 따른 법, 제도 발전의 한 부문으로 사용될 수 있을 것이다.

**주제어** : 토양오염, 위해성 평가, 정책분석, 정책제언

## 1. 서 론

토양오염지역을 합리적이고 과학적으로 평가하기 위해서는 토양에 있는 물질이 특정 경로를 통한 때 수용체에 얼마만큼 위해성을 미치는 지를 확인해야 한다. 즉, 어떤 물질이 존재하는 부지가 인간 및 생태계에 위협하지 않은가를 합리적이고 과학적으로 판단하는 수단이 위해성 평가이다. 토양의 위해성 평가는 토양에 어떤 물질이 수용체(인간 및 야생동식물)에 위협할 수 있는 정도에 대해서 대상물질-노출경로-수용체 간의 관계를 계량화하고, 이 물질이 수용체에 미칠 수 있는 위험을 확률로 나타내는 것이다. 따라서 위해성은 대상물질의 독성 및 알레르기 특성과 정도, 이러한 물질이 환경에 노출되어 수용체에 연결되는 경로, 특정 물질에 노출된 환경조건에서 특정 물질에 대한 수용체의 반응 정도에 따라 다르게 나타난다.

토양의 위해성 평가에 관한 연구는 1980년대부터 지속적으로 전개되어 왔으며 1990년대부터는 토양보전의 과학적이고 합리적인 정책 이행 수단으로 인식되고 있다. 그러나 이를 수행하기 위해서는 여러 변수에 대한 과학적인 정보가 필요하고, 이들 변수를 연결하는 합리적이고 과학적인 시스템이 필요하다. 이 수단의 정책적인 적용은 수년의 준비기간을 거친 후 1990년대 중반 이후 비로소 선진 외국의 법, 제도에 구체적으로 반영되기 시작하였다(Prokop et al., 2002).

우리나라에서 이에 관한 연구와 논의는 1990년대 중반 이후 간헐적으로 제기되었으나 한국토양환경학회(1998)에서 수행한 '효율적인 토양오염조사체계 구축방안 연구'가 체계적인 연구의 시작으로 볼 수 있다. 이 연구는 1998년도에 토양환경보전법에서 규정하고 있는 토양오염물질 외에 추가로 관리할 필요가 있는 토양오염물질 및 토양오염 유발시설의 확대 여부를 위해성 평가와 연계하여 검토한 것이다. 이 연구에서는 당시 우리나라의 여건이 토양오염 물질의 위해성 평가 제도를 도입하기 위한 기본 자료와 경험 등이 미흡하여 위해성 평가제도의 도입은 어렵다는 결론을 도출하였다.

이후 토양오염지역의 위해성 평가에 관한 연구와 제도적인 적용의 필요성에 관한 전문가들의 의견이 지속적으로 제기되었으며, 이러한 의견은 한국지하수토양환경학회(2003)가 수행한 '토양오염 위해성 평가방안'에 종합적으로 나타나고 있다. 이 연구에서는 오염토양의 관리 및 복원방법으로 오염물질의 위해성에 근거한 복원전략(RBRS, risk based remediation strategy)을 수립하고, 주요 토양오염물질인 PAH(Polycyclic Aromatic Hydrocarbon)를 포함한 유류를 대상으로 RBRS의 현장적용을 시도한 것이다. 그리고 이를 통하여 국내에서의 RBRS 적용 가능성을 검토하였다. 이 연구에서는 당시 우리나라에서 RBRS를 현실화하기까지 지속적인 후속 연구가 필요함을 제안하였다.

그간 우리나라에서 수행된 관련 연구를 종합하여 볼 때, 이 부분의 연구가 다양하고 심층적으로 발전되고 있다. 그 결과 우리나라에서도 토양오염이 예상되는 부지의 위해성 평가를 정책 이행의 주요 수단으로 채택하기 위한 가능성이 높아지고 있다. 그럼에도 불구하고, 토양오염이 예상되는 부지에 대한 위해성 평가를 법과 제도에 효율적으로 반영하기 위해서는 이에 관한 우리의 현황을 심층적으로 짚어보는 것이 필요하다. 그리고 이에 대한 개선방안이 마련되어야 하고, 집행계획에 의거한 정책의 효율적인 이행이 필요하다.

이에 본 연구에서는 토양의 위해성 평가에 관해 연구 활동이 활발하게 전개되고 있는 미국, 영국, 네덜란드, 독일, 덴마크의 관련 정책을 비교 분석하였으며 토양오염지역의 위해성 평가에 관한 시사점을 도출하였다. 그리고 이를 종합적으로 고려하여 우리나라 오염지역의 위해성 평가 및 관리를 위한 정책 방안을 제안하고자 하였다.

## 2. 문헌조사: 주요 선진 외국의 정책

### 2.1. 미국

CERCLA(Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act of 1980, 포괄적인 환경대

응, 보상 및 책임법, 일명 Superfund 법) 104조와 121조에 따라 EPA(Environment Protection Agency)는 NPL(National Priorities List) 부지에서 제어되지 않는 위해물질이 미치는 인체 및 환경 위해성을 평가하고 있다. CERCLA에서는 오염지역의 위해성 평가는 “잠재적인 위해물질에 노출됨으로써 건강과 환경에 미치는 영향의 가능성을 공식적인 또는 비공식적인 과정을 통해 결정하는 것”이라 정의하고 있다.

토양오염지역의 위해성 평가는 수질, 대기 및 토양환경의 복합적이고 부지 특이적(site-specific)인 특성을 고려하여 시행되고 있다. 「Superfund 프로그램을 위한 위해성 평가 지침(RAGS, risk assessment guidance for superfund)」에 따라 Superfund 부지의 복원시 예비복원목표(PRG, preliminary remediation goals)를 설정하여 적절한 복원대책의 범위와 가장 효과적인 복원방법을 선정하고 있다. 현재 EPA는 Superfund 프로그램의 여러 부분에서 인체 및 생태위해성 평가를 기준위해성평가, 예비복원목표평가, 복원방법 선택을 위한 위해성 평가 등 3가지 과정으로 실시하고 있다(USEPA, 1999).

#### 2.1.1. 기준 위해성 평가(BRA, baseline risk assessment)

기준 위해성 평가란 각 부지에서 오염물질이 인체와 환경에 미치는 실제적인 또는 잠재적인 위험이 있는 지를 결정하기 위해 Superfund 복원과정의 RI(Remedial Investigation, 복원방법조사) 단계에서 실시하는 위해성 평가이다. 이 과정은 인체 위해성 평가와 생태 위해성 평가로 구분된다. 인체 위해성 평가에서는 자료수집 및 평가, 노출평가, 독성평가 단계를 거쳐 위해도를 결정한다. 생태 위해성 평가에서는 환경에 특히 민감한 서식종 및 멸종위기종 보호법에 따라 보호되어야 하는 종의 중요한 서식지에 가해지는 위험을 결정한다. 생태 위해성 평가는 문제서술, 노출평가, 생태적 효과 평가, 위해성 특성파악 등 4 단계로 구분되어 진행된다.

#### 2.1.2. 예비복원목표평가(PRGA, preliminary remediation goals assessment)

장기적인 복원조치가 필요한 부지에서는 필수적이다. PRGA의 목적은 오염물질에 노출된 인간이 상당한 위해를 입지 않는, 즉 인간이 생물적으로 수용할 수 있는 복원기준을 설정하기 위함이다. 초기의 PRGA는 Superfund 복원과정 중 RI/FS(Remediation Investigation/Feasibility Study, 복원방법조사/타당성조사)의 초반에 결정된다. 일반적으로 계획수립단계 또는 기준 위해성 평가가 완료되기

이전에 결정된다. 이러한 초기의 PRGA는 기준 위해성 평가가 완료된 이후인 FS 초반에 수정되어 확립된다.

#### 2.1.3. 복원방법의 선정을 위한 위해성 평가

PRGA와 같이 장기적인 복원조치가 필요한 부지에서 필수적인 위해성 평가이다. 이는 부지가 목표 복원수준에 도달하고 노출된 인간에게 더 이상의 위해를 주지 않기 위한 복원방법을 선택하기 위해 필요하다. 이 위해성 평가는 복원방법과 복원기술을 평가하는 FS단계에서 장기간의 인체위해성과 단기간의 인체 위해성을 고려하여 실시된다. 여기서 고려되는 장기간의 인체위해성은 각각의 복원방법과 복원기술에 따라 복원이 완료된 이후에 남아 있을 것으로 예상되는 위해성에 관한 것이며, 단기간의 인체위해성은 각각의 복원방법과 복원기술을 실시하는 동안에 일어날 것으로 예상되는 위해성에 관한 것이다.

CERCLA에서 오염지역을 “유해물질이 유출된 시설 및 지역”으로 정의하고 있다. 그리고 ‘유해물질’이라 함은 RCRA 유해폐기물, 수질정화법(CWA)상의 유해물질과 독성오염물질, 대기정화법(CAW)의 유해대기오염물질, 독성물질 관리법(TSCA)의 긴급유해화학물질 등으로 상당히 광범위하게 규정하고 있다. 즉 유해물질이란 유해한 것으로 알려진 모든 물질과 다양한 환경법에서 높은 위해성을 가진 것으로 지정된 모든 오염물질을 포함하고 있다. EPA의 ‘토양선별(복원)기준(SSL, soil screening level)’을 정하는 지침에 의거하여 오염물질의 농도가 SSL 이상일 때, 부지의 특성과 복원목표에 대한 법률적인 검토, 부지의 특성에 따른 BRA 등을 고려하여 부지의 오염여부, 복원목표 등을 결정한다. 즉, “어떤 토양이 깨끗하며 어떤 토양이 오염된 것인가?”에 대한 해답을 제시하기 위해 오염물질의 기준, 법적인 검토, 위해성 평가 등이 이용되고 있는 것이다(박용하 등, 2002).

## 2.2. 영국

환경정책의 주된 원칙 중 하나는 환경에 부정적인 영향을 미치는 결정이나 조치는 최상의 정보와 위해성 분석을 기준으로 정책을 결정하는 것이다. 오염토양의 관리도 위해성 평가에 근거하여 시행된다. Environment Act of 1995 Part. IIA에서 오염토양의 모든 관리과정은 ‘위해성 관리’를 기조로 하고 있다. 위해성 관리를 위한 Part IIA의 정책접근은 i) Screening(조사를 위한 전략적 접근), ii) 정밀 위해성 평가(부지가 오염부지의 정의에 부합되는가를 결정), iii) 복원방법선택의 평가(복원접근방법의 선택), iv) 위해성 관리(복원방법 확정 및 조치 기록), 자료

수집 및 모니터링(전략적 검토, 국가보고서 작성) 등의 5 단계로 이루어지고 있다. 이러한 5단계 중에서 위의 두 단계는 위해성 평가를 통해서, 나머지 단계는 위해성 관리를 통해서 실시되고 있다(Herbert, 1999).

### 2.2.1. 위해성 평가

위해성 평가는 토양에서 발견되는 오염물질에 의한 위해성 여부를 확인하기 위해 실시된다. 토양오염 여부를 확인하기 위하여 '스크리닝' 단계와 '평가' 단계를 시행한다. 스크리닝 단계에서는 지방정부가 채택하고 있는 전략적인 접근을 시도한다(U. K. Department of Environment, 2000). 전략적인 접근은 i) 합리적, 질서 정연, 효율적이어야 하며, ii) 실질적 및 잠재적인 위해성이 서로 비례하고, iii) 가장 긴급하고 심각한 문제가 우선되어야 하고, iv) 오염부지로 확인될 확률이 가장 높은 지역에 조사자원이 집중되어야 하며, v) 지방정부는 부지의 정밀 조사 필요성을 보증하여야 한다(Lowe and Lowe, 2001). 따라서 이 단계에서는 부지의 특성과 잠재적인 오염물질, 경로, 생태계 수용체의 개념적인 모델을 제시하고 있다. 이를 위해 오염예상부지의 토양에 대한 HI(Hazard indices) 또는 PEC/PNEC 비율(Predicted Environmental Concentration/Predicted No Effect Concentration)을 분석한다. 현장에서 PEC/PNEC 비율이란 "측정된 화학물질의 농도/적정한 지침농도, Guidance Value)"를 의미한다. 그리고 HI는 "독기성 유사한 경우, 이들 화학물질이 차지하는 비율의 합"으로 정의된다. 두 경우, 부지의 위해성 평가에서 도출되는 수치가 사전에 정해진 기준수치보다 높을 경우 다음 단계로 진행하거나 또는 위해성 관리 대상이 된다. 도출된 수치가 정해진 기준 수치 보다 낮을 경우 '더 이상의 진행이 필요 없음'이 제안된다.

다음 단계인 평가 단계에서는 오염물질을 확인하고, 수용체에 대한 위험 평가를 통해 "오염 연계(pollutant linkage)"를 확인하여 위해성을 판단한다. 이 단계에서는 추가적인 부지의 특성 파악과 직접적인 토양의 독성검사가 시행된다. 직접적인 토양의 독성검사는 부지 특이적인 평가에 따른 다양한 부지 외 또는 부지 내 시험방법(*ex-situ* or *in-situ* test)이 제안된다. 이 시험 결과, 유의성 있는 위해성이 나타나지 않으면 평가는 여기서 완료된다. 그러나 이 단계 평가에서 유의성 있는 위해성이 나타나면, 3 단계로 진행되거나 또는 위해성 관리 프로그램으로 진행된다.

오염부지에서 위해성 평가를 실시할 때 오염원-경로-수용체 개념에 따라 이들 세 가지 요소들 간의 관계를 정

립한다. 정부의 규정인 DETR Circular 2/2000 Annex 3 Paragraph A.9에 명시되어 있는 위해성의 정의란 "정의된 위험(예를 들어, 위험을 야기할 수 있는 잠재력을 갖는 특정물질의 노출)의 확률, 빈도, 발생 및 그 결과의 중대성(심각성을 포함)"이다. 부지에 대한 자료를 수집하는 초기 단계에서 개념모델(오염원-경로-수용체 개념의 연계를 기초로 한)을 공식화한 각 단계별 접근법을 선호한다. 이는 더 많은 자료가 수집됨에 따라 구체화된다. 위해성 평가 초기에 오염물질에 의한 위험을 확인 및 평가하고, 그 이후에 그 위험으로 인한 위해성을 예측하고 평가한다. 서로 다른 수용체에 대해 위해성을 평가할 때, 각 수용체에 대해 각각의 다른 방법을 적용하고 있다. 이 경우 일반적으로 고려되는 수용체의 종류는 인체, 수환경(water environment), 동·식물군, 생태계, 건물 및 구조물 등이다. 한 종류 이상의 수용체가 위험한 상태에 있는 우선순위 지역에 대해서는 부지 특이적인 결정이 필수적이다. 물론, 이에 따라 적절한 방법이 채택된다. 그러나 일반적으로 위해성 결과는 일반기준이나 분류기준과의 비교를 통해 평가된다. 특별한 경우에는 두 가지 방법이 모두 사용된다(Quint, 2001).

### 2.2.2. 위해성 관리

부지 위해성 관리의 목적은 수용체가 허용할 수 없는 위해를 제거하는 것이다. 부지의 위해성 관리는 i) 오염원의 제거 및 감소, ii) 오염물질이 수용체로 도달하도록 하는 경로의 파괴 및 차단, iii) 수용체의 제거 및 변경 등 다양한 방법으로 이행될 수 있다. 위해성 관리를 위한 조치를 선택하거나 실시할 때 i) 완전한 오염연쇄과정의 제시, ii) 가능한 조치의 실행성에 대한 신뢰성, iii) 설계 선택에서부터 모니터링 완료 후 단계까지, 관리의 효율성이 중요한 요소가 중요하다. 위해성 관리의 성공은 자료의 적합성, 알려진 또는 입증된 이행방법의 처리선택, 효율적인 관리절차에 달려있기 때문이다(Kibblewhite, 2001). 위해성 관리에 대한 원칙과 적용방향은 정부의 규정집(statutory guidance)에 기술되어 있다. 이 단계에서는 정밀한 지역 특이적인 생태계 분석시험(site-specific ecological test)이 시행된다. 위해성의 스크리닝과 평가단계에서의 분석과 유사한 분석방법이 이용되거나 보다 복합적인 분석방법이 적용된다. 이러한 방법은 다양한 생물종(species)을 이용하는 Individual-based population model과 만성 Chronic, Sub-chronic 또는 Mesocosm toxicity test 등을 포함하고 있다. 부지의 토양질 분석 결과 유의성 있는 위해성 결과가 나타나면 복원이 요구된다. 유의성 있는 위해성이 나

타나지 않을 경우 부지의 위해성 관리에 이 시점에서 완료된다(Quint, 2001).

### 2.3. 네덜란드

토양오염에 의한 인체 노출을 평가하기 위해 육상의 토양일 경우 C-soil 모델을, 퇴적토인 경우 SEDI-soil 모델을 사용한다. 이 두 가지 모델들은 i) 토양과 퇴적토의 이동상에서 오염물질 분포도, ii) 토양 및 퇴적토에서 접촉 매체로의 이동, iii) 인체에 대한 직·간접적 노출을 고려한다. 고려되는 노출경로는 토양 섭취, 농작물 섭취, 음용수 섭취, 공기 흡입, 토양 흡입, 샤워 시 공기 흡입, 토양을 통한 피부접촉, 샤워 시 피부접촉 등이다(Dennemann, 1997).

독성물질에 대한 생태계 보호 정책의 목적은 생태계의 구조와 기능을 보호하는데 있다. 생태학적 위해성 평가를 실시할 때, i) 토양농도와 육상 생물종 구성에 회복할 수 없는 피해와의 상관관계, ii) 토양농도와 미생물과 효소작용에 대한 부정적 영향과의 상관관계를 고려한다. 이러한 각각의 상관관계는 관측된 NOEC(No Observed Effect Concentrations)와 LOEC(Lowest Observed Effect Concentrations)의 통계학적 해석을 통해 도출되며, HCP-terrestrial species, HCP-processes로 표시된다. 위험농도함수(hazardous concentration functions)인  $p$ 는 위험받는 생태계의 퍼센트를 의미한다(Frank, 1999).

### 2.4. 독일

토양오염이 우려되는 부지의 위해성 평가는 부지의 연혁조사 이후 시행되는 부지평가과정에서 실시된다. 이때 위해성 평가의 목적은 토양오염으로부터 야기되는 인체와 환경의 위해성을 평가하는 것이다. 위해성 평가는 사례에 기초하여 실시되며, 결과는 토지의 이용용도, 오염의 정도 및 범위, 관련된 수용체 및 노출경로의 존재 등에 따라 달라진다. 특히 토양의 기능을 보호하는 범위 내에서 계획법에 의한 토지의 허용 가능한 용도를 고려하고 있다(Bieber et al., 1999).

일반적으로 위해성 평가는 예비조사단계와 세부조사단계로 구분된다. 독일 연방토양보호법 제3조 및 4조에 의하면 예비조사단계에서는 의심부지, 오염의심이 유력한 부지, 부지가 이전 이용이 위해함에 따라 이용용도가 변경된 부지, Altlasten에 대해 조사기준(trigger levels)을 사용한다. 예비조사 결과 오염물질 함량과 농도가 조사기준을 초과할 경우에 정밀조사를 실시하여 오염물질의 양과 이동성, 공간적인 분포도, 토양, 물, 공기로의 확산가능성

등에 대한 더욱 자세한 정보를 수집한다. 이때 오염에 영향을 받는 수용체의 위해성(특성과 범위)을 결정한다. 이러한 위해성 평가 및 위해성 관리 절차는 조직적이며 비용효과적인 방법으로 단계적으로 실시된다. 정밀조사의 결과는 각 특정 부지의 여건을 고려하여 대책기준(action levels)에 근거하여 평가된다. 대책기준을 초과하는 부지는 오염부지로 간주되고 복원조치를 시행한다.

최근 연방 환경부는 오염부지에서 여러 가지 노출 경로를 포함하는 위해성 평가 및 관리 방법을 개발하기 위해 연구 프로젝트를 수립하였다. 이 프로젝트는 토양-인체 경로를 통한 위해성의 독성 평가에 대한 모델(UMS system)과 토양-지하수 경로에서 침출수 이전 시뮬레이션 모델(SISIM)을 개발하였다. UMS 시스템은 오염부지의 노출 및 위해성 평가를 위해 개발된 것이다. 이 시스템은 특히 오염부지의 부지 특이적인 세부조사와 복원조치의 필요성을 결정하는데 이용된다. SISIM 모델은 불포화지역에서 오염물질의 이동 시뮬레이션을 위해 개발되었다. 이 모델은 침출수 조사기준을 초과하는 경우에 사용되며 불포화지역에서 오염물질의 양과 이동에 대한 정보를 제공한다. 그러나 연방정부에서 특별하게 권고하는 오염부지의 위해성 평가 및 관리시스템은 없다(Bieber et al., 1999).

### 2.5. 덴마크

토양오염 부지를 관리하는 환경기관이 적용하는 위해성 평가 및 위해성 관리에 대한 단일한 방법과 기준은 없다. 그러나 이와 관련되어 다음과 같은 기본 원칙을 제시하고 있다. 위해성은 오염원, 경로, 수용체 3가지 요소의 연계를 바탕으로 평가되고, 가장 중요한 수용체는 음용수의 99% 이상을 의존하고 있는 지하수라는 것이다. 따라서 모든 지역은 지하수 추출의 적합성의 관점에서 분류되고, 이에 따른 우선순위 목록과 지도화 체계에 포함된다. 어떤 지역은 토지이용이 제한됨으로써 시행우선순위 지역에서 제외된다. 그러나 이러한 지역들은 복원이 실시되어야 하는 관점에서 여전히 우선순위가 높다(Jensen, 2001). 특정한 부지를 조사하고 시행해야 할 조치를 결정할 때, 더욱 정밀한 조사방법이 적용된다. 이러한 관점에서는 개별 오염부지 관리 조치의 이행이 지속가능한 개발이라는 원칙에 따라 결정된다. 위해성 관리의 시행 결정은 다양한 요소에 의해 종합적으로 결정된다. 결정 단계에서의 주된 요소는 i) 확인된 위해성을 처리하기 위한 복원 기술의 효율성 및 적절성, ii) 복원 공정의 광범위한 환경상의 영향, iii) 특정 부지에 적용되는 경제, 사회 및 정치적 가치에 대한 광범위한 고려 등이다.

### 3. 각 국가별 사례의 시사점

토양의 위해성 평가에 대해 연구 대상 국가들의 법, 제도가 동일하지 않고 제공하고 있는 정보 수준이 국가별로 다르다. 이러한 이유는 국가에 따라 토양오염의 정도가 다르고, 토양오염이 미치는 경제적 사회적 영향이 다르기 때문이다. 따라서 동일한 수준에서 이들 자료를 비교할 수는 없었다. 그러나 위해성 평가에 관한 이들 국가에서 제공하는 정보로부터 다음과 같은 시사점을 도출할 수 있었다.

#### 3.1. 토양오염지역의 관리 수단으로 위해성 평가를 이용

국가별로 토양의 위해성 평가 방법과 이를 적용하는 법, 제도는 다르지만 모든 국가에서 위해성 평가를 법, 제도에 포함시키고 이를 토양의 위해성을 평가하고 복원목표를 결정하는 강력한 정책 수단으로 이용하고 있다. 이러한 배경에는 법으로 규정하고 있는 토양오염물질의 농도를 기준으로 해당 부지의 위해성을 판단하는 것은 다음과 같은 두 가지 문제점이 있기 때문일 것이다.

첫째, 토양에 존재하는 인체 및 환경에 위해한 모든 물질을 법에서 토양오염물질로 명시할 수 없다. 국가에 따라 다르나 법에서 토양오염물질로 규정하고 있는 물질은 우리나라 16개, 미국 117개, 영국은 7개, 네덜란드 81, 독일 30여개, 덴마크 43개 물질이다(박용하 등, 2003a). 그러나, 각 국가에서 법으로 설정된 오염물질 외의 다른 오염물질이 토양에 축적되었을 때, 이를 토양오염이라 할 수 있는가를 반문할 수 있다. 우리나라의 예를 들면, 법적인 대기오염물질로 분류되어 있으나 토양환경보전법의 토양오염물질에 포함되어 있지 않은 다이옥신이 토양에 많은 양이 축적되었을 때, 이를 토양오염지역이라 할 수 있는가를 생각해 볼 수 있다. 토양환경보전법에서 정의하고 있는 ‘토양오염물질’이란 토양에 축적되어 “사람의 건강이나 환경에 피해를 주는 상태를 유발하는 물질”이라는 확대 해석을 통해 토양환경보전법에 명시되어 있는 토양오염물질 16개 물질 이외의 다른 물질에 의한 위해를 토양오염으로 간주할 수 있을 것이다. 그러나 이러한 확대 해석에는 상당한 추가적 노고가 필요하다. 그러하지 않으면, 예를 들어, 토양이 많은 양의 다이옥신으로 오염된 지역이더라도 토양환경보전법에서 인정하는 토양오염지역으로 간주되지 않을 것이다. 반면, 연구 대상으로 선정한 모든 외국에서는 토양오염물질 이외의 물질로 오염된 토양의 경우에는 위해성 평가를 통해 토양오염을 확인하기 때문에 토양오염물질에 포함되어 있지 않은 물질에 대해서

도 토양오염으로 인식된다.

토양오염지역을 확인하고 복원목표를 설정하는 미국과 유럽 국가들의 접근 방법은 유사하다. 토양질 기준에 의해 토양이 의심되는 지역을 1차 확인하고, 특정한 오염물질이 법으로 정한 이 기준을 초과하는 지역에 대해서 위해성 평가를 시행한다. 이러한 외국의 사례는 우리나라에서 토양환경보전법에 규제하지 않는 오염물질에 의한 토양오염문제를 해결할 수 있는 명확한 정책방향을 제시하고 있다. 예를 들면, 외국과 같이 법으로 정한 토양오염물질 외의 오염물질에 의한 토양오염에 대해서는 위해성 평가를 통해 토양오염을 판단하고 복원하는 정책을 제시하고 있다.

둘째, 토양질 기준(토양오염조사 및 복원을 판단하는 기준)은 어떠한 지역에 어떠한 물질이 축적되어 인체 및 환경에 위해할 가능성이 있거나 또는 위해 유무를 결정하는 절대적인 수치(a magic number)가 아니다. 토양오염을 판단하기 위해서는 다양한 변수가 고려되어야 하나 어느 국가의 토양질 기준에서도 이들 모든 변수가 반영되어 있지 않다. 이에 따라, 어느 나라의 토양질 기준보다 오염물질의 농도가 높다고 해서 이 지역의 토양이 반드시 오염되었다고 결정할 수 없다. 또한 그 반대의 해석도 가능하다. 설정된 토양질 기준보다 오염물질의 농도가 낮게 나타났다고 해서 그 지역의 토양이 반드시 안전하다고 할 수 없다. 이러한 이유는 토양에 존재하는 오염물질은 지역의 환경조건과 노출경로 등에 따라 수용체(인체 및 동식물)에 미치는 영향이 다르게 나타나기 때문이다.

지하 10 m 깊이에 카드뮴이 축적된 경우 이를 법으로 오염된 지역으로 간주할 것인가를 논의해 보자. 이러한 경우 이를 오염지역인가 또는 오염지역이 아닌가 하는 문제는 “사람 또는 보전이 필요한 생태계가 이러한 오염물질에 얼마만큼 영향을 받는가(또는 노출되어 있는가)?”에 의해 결정될 수 있다. 오염된 지역의 카드뮴이 봉쇄되고, 사람들에게 노출될 가능성이 없다면, 이러한 지역을 굳이 법적인 토양오염지역으로 분류하는 것도 현실성이 없다. 따라서 이 지역에 있는 카드뮴의 농도는 의미 있는 수치는 아니다. 그러나 이 지역의 이용계획에 따라 카드뮴으로 오염된 지역이 사람들에게 직접 노출되게 된다면, 이 지역을 법적인 ‘토양오염지역’으로 분류하여 이에 상응한 대책을 수립해야 한다. 즉 이와 같은 가상적인 사례는 “어떠한 물질이 어느 위치에서 사람들이 이러한 물질에 노출될 가능성이 어느 정도인가?”에 따라 이 지역을 법적인 ‘토양오염지역’으로 분류하는 것이 필요 또는 필요하지 않게 되는 것이다.

또한, 토양이 오염된 면적에 따라 ‘토양오염지역’에 대한 인식이 달라질 수 있다. 예를 들면 높은 농도의 카드뮴으로 10 m<sup>3</sup>의 토양이 오염되어 있다고 가정할 때, 이를 “법적인 ‘토양오염지역’이라 분류하고 이에 대한 후속 절차를 진행해야 하는가?”하는 문제이다. 토양오염을 단순히 그렇게 판단하지는 않을 것이다. 약 10 m<sup>3</sup> 정도의 토양이 오염되었다면, 이는 이 지역의 토양을 파내어 폐기물과 유사한 방법으로 처리하면 손쉽게 해결될 수 있다. 즉 높은 농도의 유해물질로 토양이 오염되었다라도, 그 오염면적(부피)과 위치 등에 따라 이 지역을 ‘토양오염지역’으로 정의할 수 있거나 또는 그렇지 않을 수 있는 것이다.

토양에서 오염물질 농도의 높고 낮음에 따라 위해성 여부가 반드시 결정되는 것은 아니다. 이를 종합하면, 토양오염의 지역 특이적 특성 때문에 어떠한 토양질 기준이 모든 지역에 공통적으로 적용될 수 없다. 이러한 이유로 인하여, 예를 들면, 미국의 경우 인체 및 생태 위해성을 근거로 토양질 기준을 설정하며, 오염된 지역의 복원 목표를 설정함에 있어서도 그 지역의 오염물질이 인체 및 환경에 미치는 위해성을 고려하는 것이다. 또한 미국의 많은 지역에 산재되어 있는 오염지역의 복원우선순위를 정함에 있어서도 인체 및 환경 위해성을 근본으로 하여 마련된 위해순위심사체계(HRS, Hazard Ranking System)를 이용하여 정하고 있는 것이다. 단순히 오염물질의 농도에 근거하여 토양오염을 판단하는 것은 적절치 않다. 이러한 토양질 기준의 사용에 따른 문제점으로 인하여 각국은 토양질을 판단하는 수단으로 위해성 평가를 원칙적으로 이용하고 있다.

### 3.2. 토양질 기준과 위해성 평가를 토양질을 판단하는 정책수단으로 병행

국가에 따라 차이가 있으나 오염부지 확인을 위해서는 원칙적으로 위해성 평가를 실시하고 있다. 그리고 위해성 평가의 막대한 비용과 정책결정비용을 감소시키기 위해 토양질의 기준을 병행하여 사용하고 있다. 토양오염지역을 판단하는데 토양질 기준을 사용하는 것은 상기에 기술한 바와 같이 내재적인 문제점을 지니고 있다. 그럼에도 불구하고, 토양질 기준을 이용하여 토양오염지역을 설정하고 토양오염지역의 복원목표를 결정하는 것은 다음과 같은 장점이 있기 때문이다. 첫째, 오염물질에 의해 인체 및 환경에 나타날 수 있는 위해성을 평가하는 비용과 정책결정 비용이 적게 소요된다. 둘째, 수치의 차이에 의해 명확한 비교가 가능하므로 비전문가를 쉽게 이해시킬 수 있다는 장점이 있다. 이러한 토양질 기준을 이용하는 장

점은 기준이 지니고 있는 근본적인 단점에 불구하고 정책적으로 이용하는 상당한 매력에 있다. 따라서 각국은 국가별로 마련한 토양질 기준을 설정하고 이용하고 있는 것이다.

그러나 이들 국가들이 토양질 기준을 이용하는 데 있어 반드시 다음과 같은 조건이 함께 제시되고 있음을 주의해야 한다. 첫째, 토양질 기준은 토양 및 지하수 오염방지와 함께 고려되어 마련되어야 한다. 이들 국가에서 토양오염을 주요한 사회적 이슈로 고려하고 있는 배경에는 토양오염이 지하수 오염으로 직접 연계되기 때문이다. 따라서 토양오염은 반드시 지하수 오염과 함께 고려되어야 하고, 토양의 기준은 지하수 기준과 연계되어야 함을 제시하고 있다(박용하 등, 2002; 박용하 등, 2003b; Prokop et al., 2002).

둘째, 토양질 기준에는 반드시 인체 및 환경위해성이 고려되어야 한다. 토양질 기준은 사람 및 생태계가 건전하게 유지될 수 있는 토양의 질을 유지하고 오염된 지역을 복원하기 위한 것이다. 즉 토양오염의 피해대상(수용체)은 사람과 자연환경이다. 이러한 토양질 기준의 설정 개념이 이들 국가에서 이용하고 있는 토양질 기준에 반영되어 있다(박용하 등, 2002; 박용하 등, 2003a).

셋째, 토양오염지역을 최종 확인하고 오염지역을 복원함에 있어 반드시 위해성 평가와 연계시켜야 한다. 토양오염의 특성은 지역 특이적이다. 어떠한 오염물질이 인근 지역으로 확산되었다라도, 이러한 오염물질이 인체 및 자연환경에 미치는 영향은 지역에 따라 크게 다를 수 있다. 이러한 근본적인 이유로 미국, 영국, 네덜란드 등 모든 연구 대상인 외국에서는 어떠한 지역에서 토양오염이 의심된다면 우선은 특정한 토양오염을 조사하는 기준을 적용하고, 이 기준을 초과하는 지역에 대해서는 지역의 특성에 적합한 위해성 평가를 시행하는 것이다. 예를 들면, 미국의 경우, 오염물질의 농도가 SSL보다 낮을 경우에는 안전한 지역으로 인식하고, Response Level(대책기준)보다 높은 경우 위해성 평가를 시작하고 있다. 그리고 대부분의 경우 SSL과 RL 사이에서 위해성 평가에 의한 복원기준이 결정된다. 물론 오염물질에 대한 SSL과 RL이 없을 경우에는 위해성 평가를 이용하고 있다. 영국정부는 토양 지침기준(soil guidance value)을 수립하여 위해성 평가의 보조적으로 사용하도록 권고하고 있다(박용하 등, 2002; 박용하 등, 2003a; Bieber et al., 1999; Frank, 1999; Herbert, 1999; Lowe and Lowe, 2001).

넷째, 토양질 기준은 법, 제도, 기술적으로 달성 가능해야 한다. 지역에 따라 설정된 토양질 기준, 특히 오염지역

의 복원기준을 설정함에 있어, 이 복원기준은 반드시 법률적이고 기술적으로 적용이 가능해야 한다. 미국의 경우, 42USC9621(cleanup standards)과 40CFR300.430에 의하면 EPA와 주정부는 법률규정과 일반원칙 및 “법류상 적용가능하거나 관련 및 적절한 기준(ARAR, Legally Applicable or Relevant and Appropriate Standard, Requirements, Criteria or Limitation)”을 기초로 하여 오염부지의 복원기준이 결정된다. 그리고 이러한 기준이 “기술적으로 실행 불가능한” 경우에는 ARAR가 적용될 수 없음을 인정하고 있다. 그 사례로 미국에서 수행하고 있는 폐광된 금속광산 지역과 폐기물 매립지의 복원사업 등을 들 수 있다. 이들 지역의 복원사업은 단기간에 걸쳐 수행되는 것이 아니고 장기적으로 100년 또는 이보다 훨씬 장기적인 계획에 의해서 오염지역이 관리되고 있다. 때로는 현재 미국에서 수행할 수 있는 복원기술로서 현실적인 복원이 어렵거나 또는 복원기술을 갖추고 있더라도 이를 수행하기 위한 경제적인 부담이 클 경우, 이러한 지역에 대해서는 외부사람들의 출입을 통제하는 등의 오염물질의 인체 및 생태 위해성 노출을 최소화하는 조치를 취하고 있다. 물론 이 지역의 복원에 적용할 수 있는 현실적인 기술이 개발될 수 있도록 정부에서 적극적으로 기술개발을 유도함으로써 기술 개발을 단축하는 조치를 취하고 있다(Herbert, 1999). 이러한 사례는 영국, 독일, 네덜란드의 토양질 기준에서도 나타나고 있다. 이러한 토양질 기준을 이용하고 있는 각국의 특성을 종합하면 토양질 기준과 위해성 평가는 상호의 문제점을 보완하면서 병행하여 사용되고 있다(Bieber, 1999; Frank, 1999; Kibblewhite, 2001).

이러한 조건들은 우리나라의 정책추진에 주요한 시사점을 제시하고 있다. 예를 들면, 우리나라에서 어떠한 지역의 오염이 확인될 지라도, 이 지역의 복원이 기술적인 방법과 경제성을 고려할 때, 현실적으로 어려울 수 있다. 이러한 지역에 대해서는 오염물질에 의한 인체 및 생태 위해성을 최소화하는 조치를 취하고, 적합한 경제성이 있는 기술이 개발될 때까지 관리하는 것이 대안이 될 수 있다. 그러나 아직까지는 우리나라에서 i) 장기간에 걸친 오염지역의 복원 및 관리, ii) 어떠한 지역의 복원이 기술적 또는 경제적으로 적합하지 않을 시 이 지역을 관리대상으로 설정하여 외부로부터 격리함으로써 이 지역으로 유출될 가능성이 있는 오염물질로부터 인체 및 환경의 위해성을 최소화하는 정책이 수행된 적이 없다.

우리나라는 위해성 평가방법의 과학성, 경제성, 행정적 집행문제, 전문성 등, 현실적으로 이를 적용하기 어렵다는 여러 가지 여건으로 인하여 토양의 위해성 평가를 미루어

왔다. 그러나 그간 우리나라에서 수행된 관련 연구와 위해성 평가에 관한 전문인력, 사회적인 배경 등을 볼 때, 위해성 평가를 실행하기 위한 현실적인 여건이 마련되고 있다. 이러한 측면에서 볼 때, 이들 외국에서 시행되고 있는 위해성 평가는 우리에게 큰 시사점을 제공하고 있으며, 이에 따른 향후 우리가 깊어가야 할 방향을 제시하고 있다.

#### 4. 정책제언

토양오염지역의 지역적인 다양한 특성을 고려하지 않고 토양오염물질의 기준과 소수의 부지의 이용 용도에 따른 지역 구분에 의해 토양오염지역을 선정하는 우리나라의 방법은, 본 연구의 문제점에 제시한 바와 같이, 오염부지임을 결정하고 오염지역의 복원목표 등을 설정할 때 선정에 대한 과학적이고 논리적인 증거가 어렵다. 부지의 특성에 따른 토양의 이용 측면, 오염물질의 위해성과 노출 경로 등을 종합적으로 고려하지 않고는 오염지역의 범위를 명확하게 선정하기 어려운 것이다. 이러한 이유로 토양환경보전법에서 제시되어 있는 방법에 의해서는 “어떤 토양이 깨끗하고 어떤 토양이 오염된 것인가?”에 대한 명확한 해답을 기대하기 어렵다. 이러한 질문에 과학적이고 합리적인 답을 제공하는 것이 위해성 평가이다. 이에 관한 외국의 추진정책과 시사점을 토대로 우리나라에 시행하기 위한 다음과 같은 정책을 제언할 수 있다.

첫째, 국가적인 차원에서 이용하고 국민들이 신뢰할 수 있는 위해성 평가 방법을 마련하는 것이다. 위해성 평가 방법을 마련하는 것은 과학적이고 기술적인 문제이다. 위해성 평가 방법은 토양오염물질의 위해성을 적절히 판단할 수 있는 위해성 평가 모델을 마련하고 이를 적용함으로써 이루어진다. 본 연구에서는 이에 관해 미국, 영국, 독일의 위해성 평가 방법과 절차를 제시하고, 네덜란드의 C-Soil과 SEDI-Soil 모델에 대한 정보 등을 제공한 바 있다.

현재 미국, 영국 등 외국에서 시행되고 있는 부지의 위해성 평가방법을 우리나라에 여과 없이 도입하는 것은 현실성이 낮다. 이는 우리나라와 미국의 경제적·사회적·기술적 여건이 다름에 따라 정책접근이 동일하지 않을 수 있기 때문이다. 더욱이 이들 외국에서도 제기되고 있는 부지의 위해성 평가에 관한 문제점을 우리가 답습할 필요는 없다. 그러나 외국에서 시행하고 있는 부지의 위해성 평가방법은 우리나라의 독자적인 모델을 구축하기 위한 기초모델로서 그 연구가치가 충분하다. 따라서 우리나라에



서 마련해야 할 구체적인 위해성 평가방법의 표준화는 외국에서 마련되어진 위해성 평가 모델을 기초로 하여, 이에 관한 과학적인 자료, 추가적이고 심층적인 연구가 이루어지고, 전문가 및 당사자간의 논의 및 합의 등을 거쳐 마련하는 것이 바람직할 것이다.

둘째, 부지의 위해성 평가를 토양질의 기준과 연계시키는 것이다. 위해성 평가의 실행은 토양질에 의한 토양오염을 판단하는 것보다 상당한 시간과 경제적 비용이 소모되기 때문에, 두 가지 방법간의 적절한 혼합사용은 경제적이고 시간적, 경우에 따라서는 사회적인 문제를 사전에 방지할 수 있을 것이다.

위해성 평가를 토양질 기준과 연계시키는 방안에 대해서는 다음 4가지 방안이 논의되어 있다(박용하 등, 2003a). 이 논의는 새로운 개념의 토양질 기준 마련과 이에 따른 위해성 평가를 연계시키는 방안에 관한 것으로 현재 토양환경보전법에서 제시되고 있는 2종의 법으로 명시된 토양질 기준과 위해성 평가를 연계시키는 방안은 아니다. 그럼에도 불구하고, 이 연구에서 제기되고 있는 4가지 방안을 금번의 연구의 목적에 부합되도록 Table 1과 같이 수정할 수 있다.

위의 4가지 안을 반드시 독립적으로 추진할 필요는 없다. 특히 제4안은 제 1, 2, 3 안과 상호 보완적으로 적용될 수 있다. 제 3 안은 합리적이거나 우리나라에서 아직 정형적인 위해성 평가가 시도된 바 없는 실정을 감안할 때, 현 시점에서 이를 추진하기에는 다소 무리가 있어 보인다. 제2안의 경우, 어떠한 오염물질의 기준 상한치를 정한다는 새로이 정한다는 측면에서 새로운 행정기준을 설정하는 무리가 나타날 수도 있다. 그리고 이러한 기준치의 초과 %의 의미에 대한 논리적인 의미를 제공하기 어려울 수 있다. 이러한 각 안에 대한 의미를 볼 때, 제 1 안이 상대적으로 합리적이고 경제적인 방안으로 고려된다. 그

러나 제 1 안에서는 “토양오염으로 간주되는 기준을 약간 초과하는 지역 또는 토양오염지역이 소규모로 제한적인 경우에 대해서 위해성 평가를 할 것인가 또는 하지 않을 것인가?”에 대한 질문을 고려해야 한다. 그리고 이에 대한 적절한 답으로는 오염물질이 토양오염으로 간주되는 토양질 기준을 약간 초과하는 지역 또는 토양오염지역이 소규모로 제한적인 경우에 대해 위해성 평가 기회를 토양오염을 책임지고 있는 사람에게 제공하는 것이다. 토양오염의 책임자에게 이에 대해 위해성 평가를 시행하여 복원 목표를 선택할 수 있도록 하는 것이다. 물론 이 지역의 방치에 의해 환경 위해성 문제가 발생하였을 경우, 법적인 책임이 토양오염책임자에게 부여되는 것은 당연한 조치일 것이다.

제 1 안을 선택할 경우, 다른 제 2, 3 안보다 강력한 시행방법이나 현재까지 지속적으로 사용해 왔다는 측면에서 사회적인 문제 제기는 크지 않을 것을 추정된다. 제 2, 3 안의 경우 향후 우리나라에서 위해성 평가가 정착됨에 따라 수행가능성을 재고할 수 있을 것이고, 제 4 안은 제 1 안과 병행하여 추진하는 것을 고려할 수 있을 것이다.

### 5. 결 론

토양오염지역의 적절한 관리 및 복원 등을 위해서는 반드시 토양오염지역이 확인되고, 오염된 지역의 복원을 위한 합리적인 법, 제도, 지침과 복원기술이 있어야 한다. 특히 토양오염에 대한 정의, 즉 “어떠한 토양이 깨끗한 토양인가?”에 대한 명확한 답이 제공되고 이를 수행할 수 있는 방법이 실행됨으로써 이 문제를 신속하게 해결할 수 있다. 본 연구에서 다루고 있는 토양오염지역의 위해성 평가는 토양오염을 과학적이고 합리적으로 판단하며, 그 범위를 설정할 수 있는 것으로 우리나라에서 다각적으로 연

**Table 1.** Proposed liaison schemes of the risk assessment on contaminated sites with soil guidance values in Korea

	Proposed scheme	Features
I	when a contaminant concentration exceeds a soil guidance value but not exceeds a response level, risk assessment begins. If a concentration exceeds a response level, the site be regarded as a contaminated site and remediation process begins.	a stronger legal process than U. S. and European countries
II	when a contaminant concentration exceeds a certain percentage from a soil guidance level, risk assessment begins.	another type of a soil guidance level initiates
III	when a contaminant concentration exceeds a soil guidance level, risk assessment begins.	U. S. and most of European countries adopt this policy. It takes time and high economic expense from initiation to closure
IV	apply risk assessment to a special site where a background level of a contaminant exceptionally different, such as a mining site.	applicable to a site where a contaminant natural concentration is different

구, 조명되고 실무에서 추진되어야 할 정책의 핵심 수단이다. 토양오염에 대한 국내의 여건을 볼 때, 우리나라에서 토양의 위해성 평가에 대한 정책 이행 수단을 마련하지 않고는 정부의 추진정책이 소모적인 논란에 휩싸일 가능성이 크다.

금번 연구는 미국과 주요 유럽 국가들의 관련 다양한 정보를 수집, 분석하고, 이를 통해 국내 문제에 관한 시사점과 추진정책을 제언한 것이다. 물론 본 연구에서 제안하고 있는, 특히 부지의 위해성 평가를 토양질의 기준과 연계시키는 정책 제언은 미완성의 결론이다. 이 방법에 대한 정책시행의 시뮬레이션이 이루어지지 않았기 때문이다. 제언하는 정책을 시행할 경우에 나타날 수 있는 사회적이고 경제적인 영향에 대한 추가적인 연구가 필요할 것이다.

그럼에도 불구하고 본 연구에서 도출된 결과는 큰 의미를 지닌다. 특히 우리나라, 미국, 주요 유럽국가에서의 시행하고 있는 토양오염지역의 위해성 평가에 관한 구체적인 내용 제시 및 분석은 우리나라의 문제점을 해결하기 위한 현실감 있는 시사점으로 도출되었으며, 바람직한 정책 제언으로 이어졌다고 판단된다. 이상의 연구 결과는 우리나라의 토양오염지역을 조사, 복원, 해체에 따른 법, 제도 발전의 한 부문으로 이용될 수 있을 것이다.

## 참 고 문 헌

- 박용하, 김미정, 정승우, 이양희, 김민정, 조장은, 2003a, 토지 이용 용도별 토양오염기준 및 복원기준 마련 연구, 환경부, p. 210-287.
- 박용하, 윤서성, 방상원, 김미정, 양재의, 이양희, 2002, 토양오염 지역의 관리 및 복원방안 연구 I, 한국환경정책·평가연구원, p. 72-79.
- 박용하, 윤서성, 송재우, 장지수, 이양희, 2003b, 토양오염지역의 관리 및 복원방안 연구 II, 한국환경정책·평가연구원, p. 18-141.
- 한국지하수토양환경학회, 2003, 토양오염 위해성 평가방안, 한국지하수토양환경학회.
- 한국토양환경학회, 1998, 효율적인 토양오염조사체계 구축방안 연구, 한국토양환경학회.
- Bieber, A., Franzius, V., and Freier, K., 1999, In: Ferguson, C. and Kasamas, H. (ed.), *Risk assessment for contaminated sites in Europe, Volume 2 Policy Frameworks*, LQM Press, Nottingham, U. K., p. 61-76.
- Dennemann, C.A.J., 1997, Risk assessment in soil policy in the Netherlands, Ministry of Housing, Spatial planning and environment, The Hague, The Netherlands. *Proceedings of the 3rd CARACAS meeting*, Vienna, Austria.
- Frank, A.S., 1999, Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: standards and remediation urgency, *Risk Analysis*, **19**(6), 1235-1249.
- Herbert, S., 1999, United Kingdom, In: Ferguson, C. and Kasamas, H. (ed.), *Risk assessment for contaminated sites in Europe, Volume 2 Policy Frameworks*, LQM Press, Nottingham, U. K., p. 165-176.
- Jensen, B.K., 2001, Management of contaminated sites in Denmark, *Proceeding of the Brownfields 2001 1st Int. Conf. on Contaminated Land*, DHI ref. 36/01, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Kibblewhite, M., 2001, Identifying and Dealing with Contaminated Land, In: Hester, R. E. and Harrison, R. M. (ed.), *Issues in Environmental Science and Technology : No. 16 Assessment and reclamation of contaminated land*, The Royal Society of Chemistry Press, London, U. K., p. 45-64.
- Lowe, M. and Lowe, J., 2001, The New UK contaminated land regime, In: Hester, R. E. and Harrison, R. M. (ed.), *Issues in Environmental Science and Technology : No. 16 Assessment and reclamation of contaminated land*, The Royal Society of Chemistry Press, London, U. K., p. 21-44.
- Prokop, G., Schamann, M., and Edelgaard, E., 2002, Management of contaminated sites in Western Europe, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- Quint, M., 2001, Ecological risk assessment under the new contaminated land regime, In: Hester, R. E. and Harrison, R. M. (ed.), *Issues in Environmental Science and Technology : No. 16 Assessment and reclamation of contaminated land*, The Royal Society of Chemistry Press, London, U. K., p. 103-114.
- U. K. Department of Environment, 2000, Transport, and regions, circular 2/2000 Annex 2 statutory guidance Chapter B, London, U. K.
- USEPA, 1999, Risk assessment guidance for superfund, Washington D.C., USA.