

# 토양질 기준에 관한 주요 외국 정책의 비교분석을 통한 우리나라의 토양질 기준 개념설정과 적용

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

<sup>1</sup>한국환경정책·평가연구원, <sup>2</sup>강원대학교 자원생물환경학과

## Policy Suggestions Regarding to Soil Quality Levels in Korea from a Comparison Study of the United States, the United Kingdom, Germany, the Netherlands, and Denmark's Soil Quality Policies

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

<sup>1</sup>Korea Environment Institute

<sup>2</sup>Division of Biological Environment, Kangwon National University

### ABSTRACT

Policies regarding to soil quality of the United States, the United Kingdom, the Netherlands, Germany, and Demark were analyzed to suggest Korean policy for improving soil quality concept and it's implementation. All countries met four criteria: i) Soil quality levels of contaminants are indebt to concept of contaminant risk to recipients (human and ecosystem); ii) Any soil quality value can't be a magic number to determine whether a site is contaminated or not. To determine risk of sites, risk assessment of the sites should be followed; iii) Concentrations of contaminants of sites are not always significantly certain to risk of human and ecosystem of the sites; and iv) Soil quality levels are adopted based on land uses and plans. Considering our rooms to improve policies and analysis of the other country reports on their legislations about soil quality levels, our policy implementation could be approached from these directions: i) Our concept for soil quality levels needs to develop in scientific and rational. ii) Soil quality levels and risk assessment should be implemented as determining tools of site contamination in parallel, and iii) Soil quality levels depending on land uses and plans should be developed in debt with rational and scientific concept of risk. Increasing efficacy of Korea policy regarding the soil quality levels would be in dept to applying concepts of SCL (Soil Contamination Level) and SRL (Soil Regulatory Level) developed, implementing soil quality levels and risk assessment of contaminated sites in conjunction, and classifying three distinctions of land uses based on sensitiveness of recipients (human and ecosystem) to contaminants in soil in this research.

**Key words :** Soil contamination, Soil quality levels, Risk, Policy comparison, Policy suggestion

### 요 약 문

우리나라의 토양질 기준에 관한 정책개발을 위해 미국, 영국, 네덜란드, 독일, 덴마크의 토양질 기준 정책을 분석하였다. 이들 국가들은 사전 조사한 18개 EU 국가 및 캐나다, 호주, 미국 중에서 선정하였다. 이들 국가의 정책 분석은 다음과 같은 시사점을 제공하고 있다. 첫째, 이들 국가에서 적용되고 있는 토양질 기준의 개념에는 토양오염물질의 양과 인체 및 생태계 위해성의 상관관계가 반영되어 있다. 둘째, 어떠한 토양질 기준이라도 오염물질에 의한 인체 및 생태계 위해 유무를 결정하는 절대적인 수치(a magic number)가 될 수 없다. 셋째, 대부분의 경우 토양에 존재하는 오염물질의 농도는 매우 낮으며 오염물질의 농도와 위해성 결과에 대해 불확실성이 있음을 인식하고 있다.

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

원고접수일 : 2005. 1. 15 게재승인일 : 2005. 5. 30

질의 및 토의 : 2005. 10. 31 까지

넷째, 토지의 이용 용도를 고려하여 토양질 기준을 적용하고 있다. 토양질 기준에 관한 우리의 문제점과 외국 정책 분석 자료의 시사점을 종합적으로 고려 할 때, 향후 우리가 추진해야 할 정책은 크게 네 방향에서 접근할 수 있다. 첫째, 현재 우리가 사용하고 있는 토양질 기준의 개념을 발전시키고 적용한다. 둘째, 토양질 기준과 위해성 평가를 토양질을 판단하는 정책 수단으로 병행한다. 셋째, 위해성에 근거를 둔 토양질 기준을 개발한다. 넷째, 토양질 기준을 합리적으로 적용시킬 수 있는 토지의 이용 용도 구분 등에 관한 법과 제도를 발전시킨다. 본 연구에서 제공하고 있는 새로운 토양질 기준(토양오염기준과 토양오염대책기준)의 개념, 토양질 기준과 위해성 평가의 연계방안, 인체 및 생태계 위해성에 근거를 둔 토양질 기준의 개발, 토양오염물질에 대한 인체 및 생태계 노출 민감성에 따라 토지 이용 용도를 3가지로 구분한 것은 향후 우리나라의 토양질 기준 개선의 근간이 될 것으로 사료된다.

**주제어** : 토양오염, 토양질 기준, 위해성 평가, 토양오염기준, 토양오염대책기준

## 1. 서 론

“어떠한 토양이 깨끗한 토양인가?”를 결정하기 위해서는 토양에 있는 물질이 어떤 상태에서 어느 경로를 통해 인간 및 생태계에 얼마만큼 위해할 수 있는가를 확인해야 하고 이를 합리적이고 과학적으로 판단하는 수단이 위해성 평가이다. 그러나 오염물질이 존재하는 부지의 위해성 평가를 시행하기 위해서는 비교적 많은 비용과 긴 시간이 요구되므로 짧은 시간에 간편하게 사용할 수 있는 오염물질의 토양질 기준이 세계적으로 이용되고 있다.

우리나라에서도 1995년 1월5일 법률 제4906호로 토양환경보전법이 제정될 때, 토양질(오염)을 의미하는 토양오염물질의 토양오염대책기준과 토양오염우려기준이 명시되었다. 동 법에서 ‘토양오염물질’은 “토양오염의 원인이 되는 물질로서 환경부령이 정하는 것”으로 정의하고 있다. 그리고 ‘토양오염우려기준(우려기준으로 칭함)’은 “국민의 건강과 동식물의 생육에 영향 또는 지장을 초래할 가능성이 있는 기준”으로, ‘토양오염대책기준(대책기준으로 칭함)’은 “우려기준을 초과하는 지역에 대하여는 토양의 오염도에 따라 적절한 토양오염방지조치명령을 하거나 또는 토양보전대책지역의 선정 및 대책이 필요한 기준”으로 정의하고 있다. 구체적인 토양오염물질과 오염물질의 토양질 기준은 1996년 1월4일에 환경부령 제16호 동 법의 시행규칙에 제시되었다. 이후 수차례 법이 수정되어 2004년 11월 현재 16개 토양오염물질에 대해 오염기준과 대책기준이 시행규칙 <별표3>, <별표7>에 마련되어 있다.

토양오염을 판단함에 있어 토양질 기준을 주요 선진 국가들이 사용하고 있는 것은 토양질 기준의 적용에 따른 내재적인 문제점에도 불구하고 뚜렷한 장점이 있기 때문이다(Park et al., 2003a). 첫째, 오염물질이 인체 및 생태계에 미칠 수 있는 영향을 비용이 적고 비교적 빠른 시간에 알 수 있다. 둘째, 수치의 차이에 의해 명확한 비교 분석이 가능하므로 비전문가를 쉽게 이해시킬 수 있다. 정

책적으로 이러한 토양질 기준의 장점을 이용하는 것은 상당한 매력이 있다. 따라서 1970년대 이후 선진 외국은 심층적이고 지속적인 연구를 통해 토양질 기준을 발전시켜 왔으며, 이를 정책결정수단으로 이용하고 있다. 더욱이 이러한 토양질 기준은 1990년대부터 국제회의에서 활발히 논의되고 있으며, 이러한 연구 및 논의 결과는 이들 국가의 법, 제도에 반영되어 있다(Prokop et al., 2002).

우리나라에서 토양질 기준에 관한 연구는 Lim et al. (1994)에 의해 수행된 ‘토양질 기준의 설정에 관한 연구’가 효시이다. 이 연구는 1995년에 제정된 토양환경보전법의 토양오염대책기준과 토양오염우려기준의 초안을 제공하고 있다. Lee (1995)는 ‘수질 및 토양 중 농약잔류 허용기준 설정’에서 당시 국내에서 농약사용량이 상당한 수준에 도달하였으며, 유독성 농약이 생태계보전 및 국민보건에 미치는 위해 가능성이 증가하고 있어 30종 이상의 농약성분에 대해서 농약잔류허용기준(안)이 필요함을 제안하였다. Park and Rhee (1995)는 당시 동 법에 명시된 토양오염우려 및 대책기준의 문제점을 지적하고 개선 대책을 제안한 바 있다. 동 법의 토양오염물질인 Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes 및 TPH (Total Petroleum Hydrocarbons)의 분석방법과 당시 동 법에 우선 추가해야 할 토양오염물질로 발암성유기용매인 TCE, PCE의 토양질 기준이 한국토양학회 연구진에 의해 제안되었다(KoSES, 1997). 또한 DDT, Carbaryl 등의 농약류, Ni, Zn, Se 등의 중금속류, phthalate 등의 플라스틱 첨가제가 동 법의 토양오염물질에 포함되어야 함이 제안되었다(KoSES, 1998). 그리고 최근 Park et al. (2003a)은 토양질 기준에 관한 우리나라의 문제점과 외국의 정책 분석을 토대로 하여 토지 이용 용도별 토양오염기준 및 복원기준을 제안한 바 있다.

그간 우리나라에서 수행된 관련 연구를 종합하여 볼 때, 이 부문에 대한 연구가 다양하고 심층적으로 발전되고 있다. 이러한 연구결과는 그간 토양환경보전법을 꾸준히 발

전시켜 온 것이다. 그럼에도 불구하고 부산 문현동 군부대 지역의 오염, 경기도 의왕시 한진 화학 주변지역의 유류오염, 울산 온산공단 지역의 중금속 오염, 휴·폐광된 금속 광산 지역의 중금속 오염, 주한 미군기지 인근지역의 유류 오염 등 토양오염조사 및 복원 사례를 검토할 때, 현행 토양질 기준에 관한 법, 제도의 개선 여지는 남아 있다.

이중에서도 본 연구에서는 토양질 기준의 개념 부문을 살펴보고자 하였다. 토양질 기준의 개념에 관해 연구 활동이 활발하게 전개되고 있으며 체계적인 법, 제도를 마련하고 있는 미국, 영국, 네덜란드, 독일, 덴마크의 법, 제도에 나타난 토양질 개념을 분석하였으며 이들 국가는 사전에 분석한 16개 유럽연합 국가와 호주, 캐나다, 미국의 기초 자료를 대상으로 선정하였다. 또한 우리나라의 현황 및 문제점, 선진 국가별로 제공되는 자료의 분석 결과를 토대로 토양환경보전법에서 다루어지는 토양질 기준 개념의 개선 방안과 이를 정책에 적용하기 위한 방안을 제안하였다.

## 2. 국내의 토양질 기준의 개념

### 2.1. 우리나라 토양질 기준의 변화과정 및 평가

우리나라에는 1978년 수질환경보전법이 시행되면서 농경지 오염방지에 관한 조항으로 농산물에 Cd, Cu, As 및 그 화합물의 함유량을 제한하여 토양 및 현미 중 오염기준이 설정되었다. 1991년 5월 31일(법률 제4338호), 1992년 12월 8일(법률 제4536호), 1993년 12월 27일(법률 제4653호)의 개정을 통하여 토양오염방지에 관한 법은 수질환경보전법 제7장 토양오염방지중 제45조(농경지 등의 오염방지), 제46조(농수산물 재배 등의 제한)에 표기되었다. 농수산물의 재배 등의 제한에 따른 시행기준은 수질환경보전법시행령 제30조 제1항(1991. 1. 28)에 “농수산물 재배 등을 제한하거나 생산된 농수산물을 수거·폐기할 수 있는 경우는 동 항의 <별표6>의 오염기준에 해당하는 경우로 한다”로 제시되었다. 즉 <별표6>에 제시된 오염기준은 토양 전반에 걸친 오염기준이 아닌 토양 중에서 논의 경우에 한정되어 적용할 수 있는 기준이었으며, 제시된 토양오염물질의 종류도 i) Cd 및 그 화합물, ii) Cu 및 그 화합물, iii) As 및 그 화합물로 제한된 것이었다. 당시 오염기준은 생산된 현미중의 Cd 함량이  $1 \text{ mg kg}^{-1}$  이상, 토양중의 Cu 함량이  $125 \text{ mg kg}^{-1}$  이상, 토양중의 As 함량이  $15 \text{ mg kg}^{-1}$  이상이었다. 논토양에서 농수산물 재배 등을 제한할 수 있는 이들 기준이 당시 우리나라에 존

재하는 토양질 기준이었다.

1990년대 초 당시 이용하고 있는 수질환경보전법에서 제시하고 있는 농수산물 재배 등을 제한할 수 있는 오염기준의 사용은 그 한계에 접어들고 있었다. 당시 토양오염물질의 사용량 증가와 폐기물매립지 등 토양오염을 유발할 수 있는 시설 및 지역에 대한 토양오염요인이 계속 증가하고 있고, 금속광산지역의 토양오염요인이 심화되고 있었으나 수질환경보전법 등의 개별 법률에서 단편적으로 이를 규제하는 것만으로는 효과적인 대처가 어려웠을 것이다. 이에 따라 토양오염의 사전예방 및 오염된 토양의 개선 등에 대한 종합적인 관리체제를 마련함으로써 토양보전을 보다 적극적이고 체계적으로 추진하기 위하여 토양환경보전법의 제정이 추진되었으며, 이 법의 주요 부문으로 토양질 기준 마련이 추진된 것이다.

토양환경보전법에 제시되어 있는 토양질 기준을 제정하기 위한 노력은 환경부에서 한국환경과학협의회로 의뢰한 Lim et al. (1994)과 Lee (1995)에 의한 연구에서 시작되었다. Lim et al. (1994)은 토양질 기준을 ‘토양오염판단기준’, ‘토양오염대책기준’, ‘토양오염우려기준’으로 구분하였다. 토양오염판단기준은 “토양 중 오염물질의 배경농도 및 분석한계농도로 토양의 오염을 평가할 수 있는 기준”, 토양오염우려기준은 “사람의 건강, 재산 및 동식물의 생육에 지장을 초래할 정도는 아니나 토양오염방지를 위한 예방 조치가 필요한 기준”, 토양오염대책기준은 “사람의 건강, 재산 및 동식물의 생육에 지장을 초래할 수 있는 기준으로 오염토양의 개선사업이 요구되는 기준”으로 정의한 바 있다. 각 기준에 대해 다음과 같은 2가지 안을 제안하였다.

제1안은 일본의 토양환경기준에 의하여 농산물의 생산 및 지하수 보전에 관점을 두고 대상지역을 시가지와 농경지로 구분하고 각 토지의 이용 용도별로 13종류의 토양오염물질을 대상으로 토양질 기준을 제안한 것이다. 제안한 토양질 기준은 당시 호주 및 캐나다의 오염토양복원기준, 일본의 국유지토양대책지침의 대책선정기준, 우리나라 수질환경보전법의 시행령 제29조의 현미중의 Cd 기준을 참고한 것이다. 이 안은 토양오염물질의 분석방법으로 시가지의 경우 지하수 보전의 관점에서 토양오염물질의 물(水) 용출방법으로 하고, 농경지의 경우는 농산물을 재배할 때 오염된 토양으로부터 오염물질이 식물에 흡수가능한 양을 강조하는 관점에서 산가용성함량법을 제안하였다.

제2안은 토양의 이용 용도를 농경지, 주거지, 공원·여가선용지역, 공장·산업지역으로 구분하고 토지의 이용 용도별로 12종류의 토양오염물질을 공통대상항목으로 설

정하고, 5종류의 유기성오염물질인 Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes, PCB를 감시대상항목으로 분리하여 설정한 것이다. 이 안에서는 농경지를 제외한 지역은 오염물질의 전함량분석방법을 채택하며, 당시 수질환경보전법에서 채택하고 있는 환경오염공정시험방법과 연계성을 고려하여 농경지의 경우 Cd, Cu, As, Pb는 산기용성방법으로 설정한 것이다.

Lee (1995)는 당시 음용수 및 골프장 배출수에 국한하고 있는 농약잔류허용기준을 전반적인 수질 및 토양환경으로 확대하고 환경에 위해성을 나타낼 수 있는 농약을 포함하여 골프장 방류수 및 토양의 농약잔류허용기준(안)으로 살균제 13종류, 살충제 11종류, 제초제 6종류를 제안하였다. 또한 농경지, 시가지, 산림의 농약잔류허용기준으로 30종류의 농약성분에 농약잔류허용기준(안)을 제안하였다.

1994년과 1995년에는 산·학·연의 전문가로 구성된 환경부 토양분과위원회에서는 Lim et al. (1994)과 Lee (1995)의 연구결과를 토대로 하여 토양오염물질의 종류와 토양오염의 농도 기준 마련을 위한 논의가 추진되었다. Lim et al. (1994)이 도출한 토양오염물질의 종류, 이들 토양오염물질의 토양질 기준에 관한 제1, 2안에 대한 비교 검토와 오염물질의 분석 방법에 대해 논의가 있었다. 제시된 제1, 2안을 종합하면 중금속(Cd, As, Hg, Pb, Cu, Cr<sup>6+</sup>), CN, phenol, 유기인화합물, PCB, TCE, PCE, 질산성염, Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes에 대하여 분류된 토지의 이용 용도별로 토양질 기준을 설정한 것으로 제1안과 제2안은 각각 우리나라에서 현실적으로 문제가 야기되는 오염물질에 대하여 적합하게 사용될 수 있는 장점이 있다는 것이었다. 반면, 제1안은 시가지와 농경지만을 대상으로 하고 있어 이들을 제외한 다른 토양의 이용 용도에는 적용할 수 없으며 제1안에서 제시하고 있는 토양오염판단기준은 토양오염우려기준 및 토양오염복원기준을 설정함으로써 큰 의미를 갖고 있지 못하다는 것이었다. 제2안의 경우 우리나라 전국토의 이용 용도별로 적용할 수 있다는 장점이 있으나 유류성분의 주요 구성 성분인 Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes를 주요 감시대상 항목으로 선정한 것은 유류의 누출에 의한 토양오염이 심각해지고 있는 현실을 토대로 할 때 주요 감시대상보다는 오염물질로 분류한 다른 성분과 동일하게 설정하는 것이 바람직 할 수 있다는 의견이 팽배하였었다.

오염물질의 분석 방법에 대해 많은 논의가 있었다. 유류성분 중에서 토양오염에 문제가 될 수 있는 성분을 Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes로 분류하여 이

들에 대한 토양오염판단기준을 설정하여 유류성분별 농도 기준을 유지할 수 있도록 제시함은 타당성이 있으나, 이들 성분의 추출방법은 유사하며, 총 유류성분에 대한 토양오염판단기준을 설정함으로써 이들 물질에 대한 토양오염을 간접적이나 경제적으로 방지할 수 있다는 것이었다. 따라서 이들 유류성분을 통합하여 토양오염판단기준을 설정하는 것이 대안으로 제시되었다.

또한 토양오염물질로 제안된 질산성염, TCE, PCE 등은 토양오염을 유발하는 오염물질이나, 이들 물질은 토양을 매체로 하여 지하수 및 하천 등으로 짧은 기간에 이동되어 토양보다는 지하수 등의 수질오염에 더욱 심각하게 나타나고 있다는 것이 논의되었다. 이에 따라, 이들 성분들은 토양보다는 지하수 등에서 다루는 것이 효율적인 것으로 이들에 대한 토양오염판단기준을 제시하는 것은 유보할 필요가 있다는 의견이 도출되었다.

Lee (1995)가 제안한 농약잔류허용기준(안)에 대해서는 농약을 토양오염물질로 설정할 것인가에 대한 논의가 우선되었다. 이러한 논의의 배경에는 당시 농림부 측과 수명의 토양분과위원회 위원들이 제시한 “농약은 농산물의 생산성을 높이기 위하여 사용되는 성분으로 독성이 높고 잔류기간이 긴 농약에 대해서는 우리나라에서 이미 사용을 금지 또는 제한하고 있으므로, 이들 물질을 굳이 토양오염물질에 포함시켜야 할 필요성을 고려해야 한다”는 의견이 있었기 때문이다. 이 의견은 토양분과위원회의 의견으로 받아들여져서, 농약을 토양오염물질로 설정하여 토양오염판단기준을 설정하기보다는, 독성이 높고 잔류기간이 비교적 긴 농약의 사용을 금지 또는 제한하고 적정량을 사용할 수 있도록 제시하는 정책으로 추진된 것이다. 이러한 수차례의 토양분과위원회의 논의를 거쳐, 11종류의 오염물질에 대한 토양오염우려기준 및 토양오염대책기준이 설정된 것이다. 이들 오염물질의 종류와 토양질 기준은 토양환경보전법 시행규칙에 포함되어 1996년 1월 4일부터 시행되었다.

이후 토양질 기준에 관한 수차례에 걸친 법규 조항 변화가 있었다. 첫째, 토양오염물질의 유류 분석방법으로 TPH의 분석을 포함시키고 이들 물질에 대한 토양오염대책기준과 토양오염우려기준이 설정된 것이다(1999. 2. 27 환경부령 제70호).

둘째, 대책기준과 우려기준을 적용하는 토지의 이용용도를 ‘가’, ‘나’ 지역으로 구분하도록 한 것이다. ‘가’지역은 “지적법(법률 제6389호, 2002년 1월26일 대통령령 제17497호)에 의한 지목이 전·답·대·과수원·목장용지·임야·학교용지·하천·수도용지·공원·체육용지

(수목·잔디 식생지에 한한다)·유원지·종교용지 및 사적지인 지역"이다. '나'지역은 "지적법에 의한 지목이 공장용지·도로·철도용지 및 잡종지인 지역"이다. 그리고 다음에 해당하는 경우에는 지목 구분에 관계없이 '나'지역의 토양오염우려기준을 적용한다. 다음으로는 "가. 특정 토양오염유발시설이 설치된 경우, '나' 가지역에서 폴리클로리네이티드비페닐(PCB) 또는 유류에 의한 토양오염사고가 발생한 경우, '다' 가지역을 제외한 지역에서 토양오염사고가 발생한 경우"이다(1999. 2. 27 환경부령 제70호).

셋째, '토양오염확인기준'이 만들어지고 폐지된 것이다. 1999. 7. 21에 제정된 환경부 예규 제166호에서 이 기준이 만들어졌으며 2002년에 폐지되었다. 1999년 환경부 예규 제166호(1999. 7. 21)에 의하면 "토양오염확인기준이라 함은 영 제8조제2항제2호의 규정에 의하여 토양이 오염된 사실이 확인되는 경우로서 토양오염우려기준의 40% 수준 이상"으로 결정한 것이다(환경부 예규 제166호(1999. 7. 21) 제3조(정의)). 이 기준은 환경부 예규로서 다루어질 내용이 아니며 이 기준들이 지니고 있는 의미가 모호하다는 이유로 폐지되었다.

넷째, 토양오염물질로 아연 및 그 화합물, 니켈 및 그 화합물, 불소화합물, 유기용제류(PCE, TCE)를 토양오염물질로 포함시키고, 이들 물질에 대한 토양오염대책기준과 토양오염우려기준을 설정한 것이다(2001. 12. 31 환경부령 제121호).

토양환경보전법이 제정되고 토양질 기준이 변화되어 온 과정을 종합적으로 고려해 볼 때, 동 법이 제정될 당시의 토양질 기준('토양오염대책기준'과 '토양오염우려기준')의 개념과 현재 사용되고 있는 이들 기준의 개념에 차이가 있다. 현재 사용하고 있는 대책기준은 어떠한 지역에서 토양오염물질의 농도가 대단히 높아서 정부의 특별한 대책을 필요로 하는 토양오염대책지역을 지정하는 데 사용하는 기준이다. 그리고 우려기준은 어떠한 지역의 토양오염 여부를 판단하는 기준이며, 또한 오염지역의 복원기준으로 사용되고 있다. 부연하면, 우려기준은 토양오염물질의 농도가 이 기준보다 높을 때, 이 지역은 토양오염의 우려가 있다는 것으로 간주하는 법적인 기준이다. 그리고 토양오염의 우려를 저감하기 위해서는 우려기준 농도 이하로 오염물질을 제거 또는 처리해야 한다는 의미를 지니고 있다. 즉 오염물질의 농도를 제거 또는 처리는 이 기준 이하로 시행해야 한다는 복원목표기준의 의미도 포함하고 있는 것이다. 우려기준의 이러한 의미는 동 법의 제정 당시에는 포함된 것이 아니었다. 동 법이 제정될 당시의 우려기준의 의미는 "국민의 건강과 동식물의 생육에 영향

또는 지장을 초래할 가능성이 있는 기준"으로 대책기준의 약 40% 정도의 오염물질 농도를 선정하고, 오염물질의 농도가 이 기준을 초과하게 되면 이 지역의 토양은 오염될 우려가 있는 것으로 간주한 토양질 기준이다. 즉 토양오염물질이 이 기준을 초과되더라도 사람의 건강, 재산 및 동식물의 생육에 지장을 초래할 정도는 아니나 토양오염방지를 위한 예방조치가 필요한 토양질 기준이었다. 즉, 이 기준은 토양질의 오염 여부를 판단하고 오염지역의 복원기준이기 보다는, 오염물질의 농도가 이 기준을 초과하면 토양의 오염가능성이 있으니 주의해야 한다는 사전 예방적 차원에서의 경고 농도이었던 것이다. 이러한 의미에서 토양오염기준보다는 토양오염우려기준으로 명명된 것이다. 그러나 동 법이 제정될 당시의 이러한 대책기준과 우려기준의 의미는 시대의 흐름에 따라 변화되었고, 지금의 시점에서 대책기준과 우려기준이 지니고 있는 의미를 고려하건 데, 우려기준이라는 명칭은 적절치 않은 것으로 사료된다.

## 2.2. 외국의 토양질 기준에 관한 개념 분석과 시사점

각국의 법과 제도에 나타나고 있는 토양질 기준은 각국의 환경, 역사 및 사회적인 배경에 따라 개념과 사용 용어의 차이가 있다(Table 1). 이는 국가에 따라 토양오염의 정도가 다르고, 토양오염이 미치는 경제적 사회적 영향이 다르며, 이들 국가들의 법이 발전된 체계가 동일하지 않기 때문일 것이다. 그럼에도 불구하고, 각국에서 제공하고 있는 토양질 기준에 관한 다양한 분석을 통해 다음과 같은 시사점을 도출할 수 있었다.

첫째, 이들 국가에서 적용되고 있는 토양질 기준의 개념에는 토양오염물질의 양과 인체 및 생태계 위해성의 상관관계가 공통적으로 고려되어 있다. 토양중 오염물질 농도가 낮아서 분석되지 않거나 또는 소량으로 인체의 건강 및 동식물의 생육에 장애를 초래하지 않는 농도일 경우에는 토양오염으로 인정되지 않는다. 그러나 오염물질이 토양에 축적되어 인체의 건강 및 동식물의 생육에 지장을 초래할 가능성이 있는 농도보다 높을 경우 토양오염으로 인식된다. 이 경우 인체의 건강 및 동식물의 생육에 지장을 초래할 가능성이 있는 농도의 명칭으로 토양선별기준(SSL, soil screening level), 토양안내기준(soil guideline values), 우려기준(precaution values), 조사기준(trigger values), cut-off 기준(cut-off criteria) 등 다양한 명칭으로 표시된다. 이들 명칭에서도 나타나듯이, 오염물질의 농도가 이들 토양질 기준보다 높다고 해서 이 지역이 반드시 위해한 토양오염지역으로 간주되고 복원되는 것은 아니다.

**Table 1.** Concepts of soil quality levels of the United States, the United Kingdom, the Netherlands, Germany, and Denmark

Nation/ reference	Concepts of soil quality levels
United States /US EPA-OERR, 1999; Small, 2003	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Soil Screening Level (SSL) : maximum concentrations of contaminants in soil regarding soil as good. If concentrations exceed, preliminary investigation of sites initiate to determine risk of the sites</li> <li>- Response Level (RL) : maximum concentrations of contaminants to determine whether the sites need remediation or not due to serious contamination of the sites</li> <li>- Cleanup Level: minimum concentrations of contaminants to determine remediation levels of contaminated sites based on a principle of Legally Applicable or Relevant and Appropriate Standard, Requirements, Criteria or Limitation (ARARs). Clean up levels of the contaminated sites are usually determined between SSL and RL</li> </ul>
United Kingdom/UK DETR, 2000	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Soil Guideline Values (SGV) : maximum concentrations of contaminants in soil to determine significant risk of contaminated sites based on the Statutory Guidance. These values could be used as remediation values of contaminated sites</li> </ul>
The Netherlands /Swartjes, 1999	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Target value : concentrations substances where risk for human beings, plants, animals and ecosystems is negligible. They represent clean and multifunctional environment</li> <li>- Limit value : maximum concentrations of contaminants to meet present quality of a part of the environment within a certain plan period. These values are formulated when reaching target values of the sites are rational. If it is not possible to give an indication of the result that can be reached to the Limit values. Guide values instead can be used. Guide values impose an obligation to make a particular effort.</li> <li>- Intervention Value : minimum concentrations of contaminants where action is needed because impermissible risks may occur. Site-specific factors determine whether action should take place immediately or not.</li> </ul>
Germany/German Federal Ministry for the Environment, 2002	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Trigger values : maximum concentrations of contaminants in soil regarding soil as good quality. If exceeded, require individual investigation of the site taking into account the prevailing use of the land in order to identify any soil degradation or site contamination. If investigation shows concentrations to be below the relevant trigger value, the suspicion of soil degradation is deemed unfounded.</li> <li>- Action Values : minimum concentrations of contaminants in soil to determine remediation levels of contaminated sites in order to deem or degrade the exist of contaminants in soil</li> <li>- Precautionary Values : minimum concentrations in soil indicating possible any risk based on ecotoxicological thresholds, taking into account ubiquitous and natural background levels.</li> </ul>
Denmark/Danish Environmental Protection Agency, 1997	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Background Level: natural background concentrations of contaminants in soil</li> <li>- Soil Quality Criteria: maximum concentrations of contaminants to meet good quality of soil</li> <li>- Ecotoxicological Soil Quality Criteria : maximum concentrations of contaminants to meet exotoxicologically good quality of soil</li> <li>- Cut-Off criteria: minimum concentrations of contaminants in soil to determine whether remediation is necessary or not. If exposure can be reduced to an acceptable level by reducing the contact with soil, sites remain with no further remediation action.</li> </ul>

이들 토양질 기준은 실험 등을 통한 경험적인 자료에 의해서 국가별로 결정된 것이며, 각국은 기준수치별로 상당한 오차를 인정하고 있다. 따라서 오염물질의 농도가 이들 토양질 기준보다 높더라도 모든 지역에서 위해성이 나타나는 것은 아니므로 추가적인 정밀조사 또는 위해성 평가를 수행하게 되는 것이다. 이러한 토양오염물질의 농도란 위해성을 나타낼 수 있는 한계유인가준(threshold trigger value)에 해당한다. 즉 이 기준 보다 오염물질의 농도가 낮을 경우 이 토양은 인체의 건강 및 동식물의 생육에 장해를 초래하지 않는다고 인정되는 지역이다. 대부분의 국가에서는 이러한 농도를 토양질 기준으로 제시하고 있다(Kibblewhite, 2001).

오염물질의 농도가 한계유인가준보다 높아져서 인체의

건강 및 동식물의 생육에 장해를 입히는 농도를 각 국가에서는 토양오염물질의 규제기준으로 설정하고 있다. 토양에서 오염물질의 농도가 이 기준을 초과할 경우 인체 및 생태계에 위해하므로 복원, 오염지역의 봉쇄, 또는 위해성을 저감시킬 수 있는 추가적인 조치가 이루어져야 한다는 대책유인가준(action trigger value)이다(Page, 1997; Kibblewhite, 2001). 각국에서는 이러한 기준의 명칭으로 규제기준(regulatory level), 복원기준(cleanup level), 개입기준(intervention value), 대책기준(action values) 등으로 표기하고 있다. 이러한 토양오염에 대한 토양질 기준은 국가별로 사용하고 있는 용어와 이를 표현하는 내용의 부분적인 차이가 있으나 용어의 근본적인 개념은 유사하다.

둘째, 어떠한 토양질 기준이라도 오염물질에 의한 인체

및 생태계 위해 유무를 결정하는 절대적인 수치(a magic number)가 될 수 없다. 토양의 질을 판단하기 위해서는 오염물질의 위해성, 토양에서의 이동성과 분해 정도, 오염물질이 노출된 지역의 생태계 및 사람들에 대한 노출정도 등 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 없는 것이다. 또한 그 반대의 해석도 가능하다. 설정된 토양질 기준보다 오염물질의 농도가 낮다고 해서 그 지역의 토양이 반드시 안전하다고 할 수 없다. 이러한 이유는 토양에 존재하는 오염물질은 지역의 생태계 특성 및 노출 경로 등에 따라 수용체(인체 및 동식물)에 미치는 영향이 다르기 때문이다(Kibblewhite, 2001; Park et al., 2005). 이러한 토양질 기준의 내재적인 문제점을 해결하기 위해서 각국들은 오염부지 확인을 위해서는 원칙적으로 위해성 평가를 실시하고 있는 것이다. 그리고 위해성 평가의 막대한 비용과 정책결정비용을 감소시키기 위해 토양질의 기준을 병행하여 사용하고 있는 것이다.

셋째, 모든 국가에서 오염물질의 농도와 위해성 결과에 대한 불확실성이 존재함을 인식하고 있다. 토양에 존재하는 대부분의 오염물질은 농도가 매우 낮아 그 결과를 정량화하기 어려운 경우가 많으며, 더욱이 실험결과의 유의성을 확인하기 어려운 경우가 있다. 어떠한 물질이 인체 및 생태계에 미치는 영향을 파악하기 위해서는 토양의 오염물질이 인체에 어떠한 경로로 전달되는 지에 대한 이해가 중요하다. 그러나 대부분의 역학 연구에서 이에 대한 자료의 미비 또는 미흡에 의해 오염물질과 위해성과의 확실한 관계를 보여주지 못하고 있으며, 따라서 그 결과에 대한 불확실성이 크며 기대감(신뢰성)이 낮다는 현실적인 문제점인 것이다(Calabrese et al., 1997).

넷째, 토지의 이용 용도를 고려하여 토양질 기준을 적용하고 있다. 미국, 영국, 독일에서는 토양질 기준이 토지의 이용 용도에 따라 달리 제시되어 있다. 반면에 네덜란드, 덴마크에서는 토양질 기준이 토지의 이용 용도에 따라 제시되어 있지 않다. 그러나 이들 국가에서 토양질 기준의 현장 적용 방법을 보면 토지 이용을 고려하여 토양질 기준이 적용되고 있음을 볼 수 있다. 예를 들면, 네덜란드의 경우, 국가의 토양보전정책에서 지향하고 있는 토양질은 목표기준(target values)을 유지하는 것이다. 그러나 이러한 토양질의 목표기준 유지가 어려운 경우, 개입 기준(intervention values) 또는 지시기준(indicative values)을 토양의 이용 용도에 따라 토양질을 유지하는 목표로

설정하고 이 기준에 따라 토양질을 유지하고 있다. 이러한 상황은 덴마크에서도 비슷하다. 즉 네덜란드와 덴마크는 국가에서 정해진 토지의 이용 용도에 따른 토양질 기준이 없으나 현장에서는 토지의 이용 용도에 따라 토양질 기준이 설정되고 적용되는 것이다(Danish Environmental Protection Agency, 1997; Swartjes, 1999).

미국의 경우, 연방정부는 토지의 이용용도를 i) 주거지역, ii) 비주거지역 (상업/산업), iii) 공사현장으로 구분하여 토양질 기준을 제시하고 있다. 주정부에 따라서는 토지의 이용 용도를 연방정부의 토지 이용 용도와 달리 구분하여 토양질 기준을 제시하고 있다. 예를 들면, 뉴저지주와 메릴랜드 주는 토지를 i) 주거지, ii) 비주거지, iii) 지하수보호지역으로 구분하여 토양질 기준을 제시하고 있다. 텍사스 주는 토지를 i) 지하수보호지역의 주거지, ii) 지하수보호지역의 산업지역으로 구분하여 토양질 기준을 제시하고 있다. 이는 주의 특성에 따라 토양을 보전해야 할 목표와 방법이 다르기 때문이다(Park et al., 2002; Small, 2003).

영국의 경우 토지를 i) 정원이 있는 주거지, ii) 정원이 없는 주거지, iii) 경작지, iv) 상업 및 산업지)으로 구분하고 이에 따른 토양질 기준을 제공하고 있다. 독일은 토양 오염물질의 오염경로가 토양-식용식물-인체로 이동되는 경우에 토지를 i) 농경지, ii) 재배용 정원, iii) 초지로 구분하여 토양질 기준을 제시하고 있다. 그리고 토양오염물질의 오염경로가 토양-인체로 직접 접촉에 의해 되는 경우에는 토지를 i) 놀이터, ii) 주거지, iii) 공원/휴양시설부지, iv) 산업/상업부지로 구분하여 토양질 기준을 제공하고 있다(UK DETR, 2000).

### 3. 정책 제언

토양환경을 보전하는 정책목표는 ‘쾌적한 토양환경을 조성함으로써 인간과 자연이 공생할 수 있는 터전을 조성’하는 것이다. 건전한 토양을 보전하고 토양이 오염된 지역을 관리하고 복원하는 정책의 목표도 이 범위를 벗어날 수 없다. 쾌적한 토양환경을 조성함에 있어서 모든 지역의 토양이 지니고 있는 모든 기능을 유지할 수 있는 정도까지 모든 토양오염물질의 농도를 유지하는 것은 정책의 이상이다. 그러나 현실에서 모든 토양의 기능이 발휘될 수 있도록 토양에 존재하는 오염물질의 농도를 유지하는 것은 어렵다. 예를 들면 금속광산지역의 중금속 농도는 자연 상태에서 높은 경우가 많으며, 때로는 그 지역에서 자연적으로 존재하는 중금속 물질의 농도가 작물의 재배에

적합하지 않거나 또는 인체에 위해할 정도까지 높은 경우가 있다. 이러한 경우 이 지역의 중금속 농도를 인위적으로 낮추게 하는 것은 당위성이 없다. 즉 어떠한 지역 특성의 토지 이용 목적에 적합할 정도로 오염물질의 농도를 유지하는 것이 현실적으로 바람직하다. 이러한 토지의 이용 목적에 적합한 토양질 보전 정책은 이미 영국, 미국, 독일 등에서 추진되고 있으며, 1980년 이후 토양의 다기능성 확보라는 정책목표를 수립하였던 네덜란드 및 덴마크에서도 토양의 이용 용도에 적합한 토양의 기능성 확보라는 현실적인 토양환경보전정책의 목표로 전환한 것이다 (Park et al., 2003b).

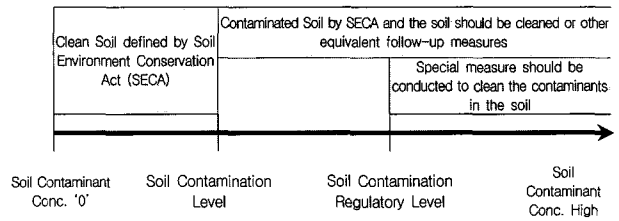
이러한 토양환경보전정책의 목표를 지향하여 외국의 토양환경보전정책과 토양질 기준의 검토를 토대로 할 때, 향후 우리나라에서 추진해야 할 토양질 기준 개선을 위한 원칙은 다음과 같이 제시할 수 있다. 첫째, 지하수 오염방지과 연계된 토양질 기준을 마련한다. 둘째, 토양질 기준에는 반드시 인체 및 생태계 위해성을 고려한다. 셋째, 토양이 오염된 지역의 정밀조사와 복원은 오염지역의 위해성 평가와 연계한다. 넷째, 토양오염지역의 복원기준은 법, 제도적, 기술적으로 달성 가능해야 한다(Park et al., 2005).

토양환경보전의 정책목표와 토양질 기준 설정 및 적용에 관한 원칙을 고려한다면 향후 우리가 추진해야 할 정책은 크게 네 방향에서 접근할 수 있다. 첫째, 현재 우리가 사용하고 있는 토양질 기준의 개념을 발전시키고 적용한다. 둘째, 토양질 기준과 위해성 평가를 토양질을 판단하는 정책 수단으로 병행한다. 셋째, 위해성에 근거를 둔 토양질 기준을 개발한다. 넷째, 토양질 기준을 합리적으로 적용시킬 수 있는 토지의 이용용도 구분 등에 관한 법, 제도를 발전시킨다.

**3.1. 새로운 토양질 기준의 개념 고려**

토양오염에 관련된 국내의 토양질 기준의 개념과 명칭을 고려할 때, 다음과 같은 토양질 기준의 사용을 제안한다. 이는 각 국가에서 적용하고 있는 토양질 기준을 두 가지 개념(한계유인기준과 대책유인기준의 개념)으로 구분할 수 있음을 고려하여 도출한 것이다. 본 연구에서는 이러한 두 가지 개념을 적용시키는 토양질 기준을 가칭 ‘토양오염기준’과 ‘토양오염대책기준’으로 명명하고자 한다.

토양오염기준에는 다음과 같은 개념을 포함시킬 수 있다. 첫째, 토양오염기준은 오염물질이 토양에 축적되어 사람의 건강, 재산 및 동식물의 생육에 지장을 초래할 가능성이 있는 오염물질의 농도이다. 둘째, 이 기준을 초과하는 지역은 추가적인 과학적 방법에 의해 정밀조사를 시행



**Fig. 1.** A proposed concept diagram of soil contamination level and soil regulatory level.

한다. 셋째, 정밀조사 결과 이 기준 이상으로 오염물질이 토양에 축적되어 있을 경우 이러한 오염물질은 이 기준 이하로 제거 또는 처리된다. 넷째, 이 기준 농도는 오염물질의 자연 배경농도보다 높다. 즉 오염물질의 자연함유농도가 높은 지역에는 이 기준을 적용하지 않는 것이다. 다섯째, 특정한 지역에서 토양오염기준을 초과하는 오염물질이 있더라도, 이 지역에서 해당 오염물질에 의해 사람의 건강, 재산 및 동식물의 생육에 지장을 초래할 가능성이 없다는 위해성 평가결과 등의 과학적인 증거를 제시할 수 있다면, 이 기준은 적용되지 않는다.

토양오염대책기준은 오염물질의 토양 중 농도가 토양오염기준을 초과하여 토양오염대책기준 이상 축적되어 인근 사람이나 동식물 등의 생태계에 위해를 입힐 수 있는 경우, 이 지역을 ‘토양오염대책지역’으로 간주하고 이 지역의 토양오염을 국가적인 차원에서 처리하는 개념의 토양질 기준이다. 이 기준은 토양환경보전법에서 정의한 기준의 ‘토양오염대책기준’과 유사하여 현재 동 법에서 사용하고 있는 토양오염대책기준의 용어를 그대로 사용한 것이다.

본 연구에서 제안하는 토양오염기준(Soil Contamination Level)과 토양오염대책기준(Soil Contamination Regulatory Level)을 도식화하면 Fig. 1과 같이 나타낼 수 있다.

**3.2. 토양질 기준과 위해성 평가를 토양질을 판단하는 정책 수단으로 병행**

토양질 기준에 의해서는 “어떠한 토양이 깨끗하고 오염된 것인가?”에 대한 명확한 해답을 기대하기 어렵다. 이러한 질문에 과학적이고 합리적인 답을 제공하는 것이 위해성 평가이다. Park et al. (2005)은 위해성 평가를 우리나라에서 시행하기 위해서는 두 가지가 선행되어야 함을 제안하고 있다. 첫째, 국가적인 차원에서 이용하고 국민들이 신뢰할 수 있는 위해성 평가 방법의 마련이다. 둘째, 부지의 위해성 평가를 토양질의 기준과 연계시킨다. 이들은 위해성 평가를 토양질의 기준과 연계시키는 방법으로 4가지 방안을 논의하고, 그중에서 오염물질의 농도가 토양오염으로 간주되는 토양질 기준을 약간 초과하여 토양



오염지역의 특별한 대책이 요구되는 토양질 기준 보다 낮은 지역의 경우 위해성 평가 시행하고, 특별한 대책을 필요로 하는 기준을 초과 시에는 이에 대한 복원조치를 수행하는 것을 합리적이고 현실적으로 실행 가능한 방안으로 제안하고 있다. 그리고 오염물질의 농도가 일반적으로 다른 특정 지역, 예를 들면 광산지역 등에 위해성 평가 적용을 제안하고 있다. 즉 오염물질이 토양오염으로 간주되는 토양질 기준을 약간 초과하는 지역, 토양오염지역이 소규모로 제한적인 경우, 또는 자연적으로 오염물질의 배경함량이 높은 지역에 대해 위해성 평가 기회를 토양오염을 책임지고 있는 사람에게 제공하는 등의 토양질 기준과 위해성 평가를 연계시키는 방안이 제안되어 있다. 이러한 방안은 토양질 기준과 위해성 평가를 토양질을 판단하는 정책 수단으로 병행할 수 있는 가능성이 클 것이다.

### 3.3. 인체 및 생태계 위해성에 근거를 둔 토양질 기준 개발

토양질을 기준을 마련하는 가장 중요한 목적은 오염된 토양을 찾아내고 복원 등 오염지역을 관리하기 위함이다. 오염물질의 농도가 높은 위해한 토양에 사람 및 동식물이 노출될 경우, 이들 사람의 건강과 및 동식물의 생육에 악영향을 미칠 수 있기 때문이다. 즉 오염물질의 대상은 사람과 생태계(동식물과 미생물)이다. 사람과 동식물 등에 위해를 나타내는 정도는 오염물질의 위해성에 따라 달리 나타난다. 따라서 이러한 자연현상을 반영하는 인체 및 생태계 위해성에 근거를 둔 오염물질의 토양질 기준이 마련되어야 한다.

오염물질의 인체 및 생태계 위해성은 오염물질이 어떠한 경로를 거쳐 인체 및 동식물에 노출되는 경로에 따라 달라진다. 그리고 사람일 경우에는 어떠한 종류의 사람들이 이 노출경로에 노출되는가를 찾아내는 것이 중요하다. 예를 들어 1~5세의 어린이들은 어린이놀이터, 공원 등에서 매일 40~200 mg의 토양을 의도적 또는 비의도적으로 섭취 또는 흡입하고 있다. 일반적인 경우는 아니나, 토양을 섭취하는 욕구(soil geophagia or pica)가 있는 성향의 어린이들은 이들이 접하고 있는 어린이 놀이터 등에서 매일 1~8 g의 토양을 섭취하며, 극단적인 경우는 25~60 g의 토양을 섭취하고 있다(Danish Environmental Protection Agency, 1997). 토양을 섭취하지 않더라도 어린이들은 공중위생(청결)에 대한 개념이 미흡하여 토양에 있는 오염물질에 가장 노출되어 있다. 따라서 어린이들이 토양에 노출되는 정도가 심한 어린이놀이터 등에서의 토양은 엄격한 토양질 기준이 설정되어야 하는 것이다.

이러한 배경에는 각 토양질 기준은 반드시 토지의 이용

목적에 따라 적절히 설정되고 이에 따른 토양의 질이 유지되어야 한다는 개념이 내포되어 있다. 이를 뒤집어 본다면, 다음과 같은 경우에는 토양질 기준을 사용할 수 없다는 것이다. 첫째, 토양의 화학적 구조와 상태가 제시한 환경생태독성 연구에서 이용한 것과 다를 경우. 둘째, 토양질 기준이 도출된 상태의 토양과 생물종과의 서식처가 다를 때. 셋째, 지질, 기후를 포함한 생태계 조건이 다를 때. 넷째, 다른 방법에 의해 채택되어 오염물질의 노출 시나리오가 다를 때. 다섯째, 생태독성 기준이 변경되거나 또는 교체되었을 때. 여섯째, 독성을 평가하는 다른 방법이 과학적으로 더욱 확실하다는 결과가 도출되었을 때이다.

환경독성기준을 적용함에 있어 이러한 조건이 늘 전체로 붙는 것은 동일한 물질이라도 생태계의 특성과 독성물질의 적용대상에 따라 위해성이 크게 달라질 수 있기 때문이다. 예를 들면, 주석(tin)의 경우 미국 Oak Ridge National Laboratory에서는 일반환경독성기준을 2,000 mg kg<sup>-1</sup>로 사용하고 있다. 반면에, 캐나다 농경지의 경우는 2 mg kg<sup>-1</sup>를 토양질 보호기준으로 설정하고 있다. 이러한 결과는 이들 기관의 접근방법과 이들 수치를 제시하고 있는 기관에서 검측한 생태독성자료의 차이에 근거한 것으로 동일한 물질에 대해서 적용대상의 보호목적에 따라 1,000배 이상의 차이가 나타나고 있는 것이다(UK Environmental Agency, 2000). 즉 오염물질의 독성 등, 노출경로, 수용체의 종류 등에 따라 위해성이 크게 차이가 있을 수 있다.

우리나라의 토양질 기준이 토양환경보전법 시행규칙에 1996년 1월 마련되고, 변화되어 온 과정을 볼 때, 우리나라의 토양질 기준은 우리의 인체 및 환경독성평가자료가 반영되고 이에 따라 설정된 기준으로는 보기는 어렵다. 이들 기준은 외국의 토양질 기준을 수집·분석하고, 행정 및 전문가 의견 등이 반영되어 도출된 기준이다. 외국의 기준들이 설정되는 과정에서 토양오염물질의 인체 및 생태계 위해성이 과학적으로 검증되고 이를 근거로 마련되었을지라도, 이러한 토양질 기준이 우리의 인체 및 생태계에 적합하다는 연구가 선행되어야 하나 이에 대한 연구가 이루어진 바 없다. 즉 우리의 법에서 명시되어 있는 토양질 기준은 우리의 인체 및 환경독성평가에 의한 농도 기준으로는 볼 수 없다. 우리나라 오염물질의 토양질 기준은 토양에서의 오염물질 배경농도, 토양오염물질의 이동 경로 등에 따른 인체독성자료, 국내환경조건 등을 근거로 하여 마련해야 한다. 그리고 동 법에서 제시하고 있는 16종류의 토양오염물질 외에 추가적인 토양질 기준이 필요하다면, 이들 물질의 토양질 기준에 대한 심층적인 연

구를 통해 오염물질로 포함되어야 할 것이다.

### 3.4. 토양질 기준을 합리적으로 적용시킬 수 있는 토지 이용 용도 구분

우리나라의 생태계 조건을 토양질 보전정책에 반영하는 시점은 토지의 이용 용도에 따라 적절한 토양질 기준을 설정하고 유지하는 것이다. 이는 토지의 이용 용도에 따라 사람 및 동식물이 오염물질에 노출되는 정도가 다르다는 것을 합리적으로 반영한 것이다. 즉 토지의 이용 용도에 따른 적절한 토양질 기준을 설정하고 토양질을 유지함으로써 합리적이고 경제적인 정책을 추진할 수 있다.

이러한 측면에서 우리나라 우려기준과 대책기준이 2가지 토지 이용 용도에 따라 제시되어 있는 것을 검토할 필요가 있다. 유럽 등의 선진외국에서 제시하고 있는 토양질 기준은 토양의 이용 목적, 또는 다기능성에 따라 토양을 분류하고 분류된 토양별로 토양질 기준이 제시되고 있다. 따라서 현재 토양환경보전법에서 2가지로 분류하고 있는 토지의 이용용도를 세분화함에 따른 장단점을 고려하여 좀 더 합리적인 토지의 이용용도 구분을 검토할 필요가 있다.

기존에 우리나라에서 구분하고 있는 토지의 이용 용도별 구분은 i) 지적법에 의거하여 전국의 모든 지역을 포함하고 있으며, ii) 토양오염에 의한 인체 및 환경위해성을 고려한 토지의 이용 용도에 따라 토양질 기준을 2구분, iii) 토양오염의 관리 능력 등이 우수하다는 장점이 있다. 그러나 이러한 구분이 너무 단순화되어 있음으로 인하여 각 토지의 이용 용도별로 토양오염물질의 이동 경로 및 이에 따른 위해성이 적절히 평가되었는가에 대해서는 재고의 여지가 있다.

향후 우리나라에서 토지의 이용 구분을 개선할 경우, 다음과 같은 우리의 여건을 고려해 볼 수 있다. 첫째, 토지의 이용 구분은 현재 통용되고 있는 전국의 토지를 포함하는 형태로 유지하는 것이다. 지난 수년간 전국의 토지를 포함하는 지적법에 의거하여 토지의 이용 용도를 구분하고 각 이용 용도별로 토양질 기준을 제시하였던 기본 체계는 우리의 실정에 어느 정도 적합하한 것으로 볼 수 있다. 둘째, 지적법을 토양질 기준의 제시에 이용하는 데에는 한계가 있다. 예를 들면 토양이 오염되었을 경우 위해성이 대단히 높을 수 있는 어린이놀이터, 하천 변의 위락시설은 지적법에 의한 구분이 명확하지 않다. 따라서 이러한 토양오염에 위해성이 높을 수 있는 토지의 이용지역에 대한 특별한 배려가 필요할 것이다. 셋째, 토지의 이용 용도를 구분하는 근거는 토양오염에 대한 민감성으로, 이

를 이용하여 토지의 이용 용도를 구분하는 것이다. 넷째, 토지의 이용용도 구분이 많아지면 이를 운용하기 위한 인력과 비용의 소모가 커진다. 따라서 가능하면 토지의 이용 구분은 최소화된 수로 제안하는 것이 바람직할 것이다.

토지 이용에 관한 국내의 여건 및 합리성을 고려할 때, 우리나라의 토지 이용 구분으로 다음을 고려할 수 있다. 첫째, 토지의 이용용도 구분을 토양오염으로 인해 영향 받는 정도에 따라 i) 가장 민감한 지역을 '제1지역', ii) 중간지역을 '제2지역', iii) 덜민감한 지역을 '제3지역'으로 구분하고, 각 세부 용도는 지적법에 의한 토지 이용 용도를 이용한다. 둘째, 특별히 토양오염을 고려해야 하는 지역, 예를 들면 어린이놀이터, 유원지, 체육시설, 주거지 등은 토양오염에 가장 민감한 지역인 '제1지역'에 포함시킨다. 셋째, 미국 등에서 구분하고 있는 지하수보호구역에서의 토양오염방지는 우리나라의 지하수를 보호하는 차원에서 고려한다. 그러나 현재 우리나라의 토지 이용 용도에서 지하수보호를 위한 특별 구역이 제시되어 있지 않으며, 우리나라에서의 지하수 의존도는 미국 및 유럽국가의 의존도보다 크지 않다는 것으로 볼 때, 지하수보호구역을 현재 토지의 이용 용도로 구분하는 것은 우리나라에서 다소 이르다고 할 수 있다. 따라서 지하수보호구역을 설정하는 것에 대해서는 토양 및 지하수의 통합 보전을 추진할 미래의 과제로 남겨두고자 한다. 넷째, 경작지를 중간지역인 '제2지역'에 포함시킨다. 그러나 경작지에서 토양오염물질의 위해성이 높다는 증거가 제시되면, 이를 민감지역인 '제1지역'으로 포함시킬 수 있을 것이다.

이를 종합할 때, 토지의 이용 용도는 다음과 같이 정리할 수 있다. 첫째, 토양오염에 가장 민감한 부지는 '제1지역'이다. 이들 부지의 대상으로서는 중금속 등의 오염물질을 어린이들이 직접 섭취하거나 흡입할 수 있는 어린이놀이터를 포함하고 있다. 그리고 토양의 오염물질을 직접 흡입하거나 또는 피부에 접하게 될 가능성이 높은 하천 변의 위락시설, 체육용지, 학교의 운동장 및 주거지 등이 이에 해당할 것이다. 둘째, 오염물질에 대해 인체 및 생태계의 반응이 가장 무딘 지역인 '제3지역'이다. 이들 지역으로서는 공장용지·도로·철도용지 및 잡종지인 지역 등이 포함될 것이다. 이들 지역들은 행정적으로 지적법에 의해 구분되어 있는 지역이다. 셋째, 위에서 제시하고 있는 첫째와 셋째 토지이용지역의 중간에 해당하는 지역인 '제2지역'이다. 이들 지역으로서는 지적법에 의해 지목이 구분되어 있는 전·답·대(주거지제외)·과수원·목장용지·임야·학교용지·하천·수도용지·공원·유원지(어린이놀이터 제외)·종교용지 및 사적지인 지역 등

이 이에 포함된다. 토지의 이용 용도가 중복되는 지역에 대해서는 상위 지역으로 간주함으로써 중복을 피할 수 있을 것이다.

토양질 기준을 적용하는 토지 이용의 구분은 그간 우리나라에서 시행되어 온 토지의 이용용도 구분과 외국의 사례를 비교 분석한 결과를 반영하여 제안한 것이다. 본 고에서 제안하고 있는 토지의 이용용도 구분은 혁신적이지는 않다. 그러나 기존에 우리가 지니고 있는 장점을 최대한 살리고, 어린이놀이터, 체육 용지 및 위락시설 등에 대해 토양질 기준을 엄격하게 적용함으로써 오염물질에 의한 위해로부터 인체의 건강 보호를 증진할 수 있을 것이다. 특별히 보전해야 할 생태계는 대부분 제2지역에 포함되어 있다. 그러나 이후 특별하게 보호해야 할 생태계 지역에 대해서는 제1지역에 포함시키는 것을 고려할 수 있을 것이다.

#### 4. 결 론

토양질 기준을 마련해야 하는 데 고려해야 할 요소는 다양하다. 예를 들면 i) 오염토양에 대한 인체의 직접 및 간접적인 신체 노출 정도, ii) 토양오염물질에 의해 2차로 오염되는 물, 토양, 대기에 대한 고려, iii) 토양이 오염된 환경권에서 거주, 서식, 재배되고 있는 동·식물·미생물의 성장저해 정도, iv) 토양의 생물, 물리, 화학적 특성, v) 토양질에 대한 사회적인 요구, vi) 토양오염지역의 복원기술의 발전 정도, vii) 토양오염지역의 복원기술의 경제성 등이다. 이러한 각 항목들은 토양질 기준을 설정함에 있어 고려되어야 할 주요 변수이다. 그러나 이러한 다양한 변수를 고려하여 토양질 기준을 설정하는 것은 현실적으로 가능하지 않을 것이다. 어느 국가에서든지 토양질 기준은 다양한 변수 중에서 불과 사회적으로 주요한 몇 개의 변수만을 고려하여 만들어진다. 따라서 어느 국가에서 설정된 토양질 기준이라도 근본적인 문제점을 지니고 있는 것이다.

토양질 기준이 지니고 있는 근본적인 문제점에도 불구하고 대부분의 선진국가에서 이를 설정하고 이용하고 있는 이유는 이를 이용하는 것이 경제적이고 편리하기 때문이다. 물론 우리나라도 토양질 기준이 지니고 있는 장점을 인식하고, 토양환경보전법에 두개의 토양질 기준을 마련하여 사용하여 왔다. 그간 우리의 토양질 기준은 다수 연구와 수건의 법적인 변화를 거쳐 왔음에도 불구하고 토양질 기준 개념의 불확실성, 토양질 기준이 나타내는 인체 및 생태계 위해성, 토양질 기준을 토양의 이용 용도별

로 적용하는 데 따른 개선의 여지가 상존하고 있다.

본 연구에서 제시하고 있는 우리나라 토양질 기준의 변화과정 및 평가, 외국의 토양질 기준에 관한 개념 분석과 시사점은 국내외의 다양한 정보와 자료를 수집, 분석하고 이를 통해 도출한 것이다. 그리고 이러한 분석을 통해 정책을 제안한 것이다. 정책 제언으로 도출된 새로운 토양질 기준의 개념 고려, 토양질 기준과 위해성 평가를 토양질을 판단하는 정책 수단으로 병행, 인체 및 환경 위해성에 근거를 둔 토양질 기준의 개발, 토양질 기준을 합리적으로 적용시킬 수 있는 토지의 이용용도 구분은 결코 새로운 사실과 이론이 아니다. 그간 학계를 포함한 다양한 전문가들의 주요한 의견을 정리하고 이를 논리적으로 기술한 것이다.

그럼에도 불구하고 본 연구에서 제시된 정책 제안들이 나타내는 의미는 크다고 사료된다. 새로운 개념의 토양질 기준은 기존의 토양질 기준이 지니고 있는 다양한 문제점을 보완할 수 있을 것으로 사료되기 때문이다. 토양질 기준과 위해성 평가를 토양질을 판단하는 정책 수단으로 병행해야 하는 것은 당연한 정부의 정책 추진사항이다. 그간 우리나라에서는 이를 미루어 왔으나 국내외 여건을 볼 때, 이제는 위해성 평가를 더 이상 미루어야 할 시기는 지난 것으로 사료된다. 그리고 우리의 인체와 생태계 위해성에 적합한 토양질 기준을 개발해야 한다는 것에는 더 이상의 이론이 있을 수 없을 것이다. 토지의 이용 용도에 따른 토양질 기준을 설정하는 것은 합리적인 정책 추진의 기초이다. 본 연구에서 제안하고 있는 토지의 이용 용도별 구분은 우리나라의 토양질 기준 개선에 도움이 될 것이다. 더욱이 금번 연구 결과에 대해 사회적 경제적 영향 연구가 추가적으로 이루어져서 금번의 연구결과가 보완된다면 좀 더 현실적인 정책 제안이 될 것이다.

#### 참 고 문 헌

- Calabrese, E., Stanek, E.J., and Robert S.M., 1997, Soil ingestion: A concern for acute toxicity in children, *Environ. Health Persp.* **105**, 1354-1358.
- Danish Environmental Protection Agency, 1997, Soil quality criteria for selected compounds, Copenhagen, Denmark.
- 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.
- KoSES (Korea Soil Environment Society), 1997, A study for

- soil contamination remediation technology and legislation development, National Institute of Environment Research Press, Seoul, Korea.
- KoSES (Korea Soil Environment Society), 1998, A study for soil contamination remediation technology and legislation development II, Ministry of Environment Press, Gwachon, Korea.
- Lee, S., 1995, A study of agrochemical residual criteria in water and soil in Korea, Environmental Protection Agency Press, Gwachon, Korea.
- Lim, S, Lee, M. and Kim, J., 1994. A study of soil quality criteria in Korea, Environmental Protection Agency Press, Gwachon, Korea.
- Page, G.W., 1997, Contaminated sites and environmental cleanup, International approaches to prevention, remediation, and reuse, Academic Press, New York, USA.
- Park, Y., Yang, J.E. and Ok, Y.S., 2005. Policy suggestions to Korea from a comparison study of the United States, and United Kingdom, Germany, the Netherlands, Denmark's Policies on risk assessment of contaminated soils. *J. KoSSGE* (in press).
- Park, Y., Kim, M., Jeong, S., Lee, Y., and Jo, J., 2003a, Soil contamination criteria and remediation criteria for purposes of sites use in Korea, Ministry of Environment Press, Gwachon, Korea.
- Park, Y., Yoon, S., Song, J., and Lee, Y., 2003b, Management and remediation policy of contaminated lands in Korea, Korea Environment Institute Press, Seoul, Korea.
- Park, Y., Yoon, S., Bang, S., Kim, M., and Lee, Y., 2002, Management and remediation policy of contaminated lands in Korea, Korea Environment Institute Press, Seoul, Korea.
- Park, Y. and Rhee, S., 1995, Soil quality standard and soil pollution prevention practices for soil environment conservation of Korea, Korea Environment Technology Research Institute Press, Seoul, Korea.
- Prokop, G., Schamann, M., and Edelgaard, E., 2002, Management of contaminated sites in Western Europe, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- Small, M. C., 2003, Managing soil contamination in the United States: policy and practice, In: Park, Y. (ed.), *Proceedings of International Symposium on Soil Pollution Prevention: Policy and Remediation Technology*, KEI, EMC, KSEE, KoSSGE Press, Seoul, Korea, p. 76-88.
- Swartjes, F.A., 1999, Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: standards and remediation urgency, *Risk Anal.*, **19**(6), 1235-1249.
- UK DETR (Department of Environment, Transport, and Regions), 2000, circular 2/2000 Annex 2 statutory guidance Chapter B, London, U.K.
- UK Environmental Agency, 2000, Assessing risks to ecosystems from land contaminations, Draft Report, National Centre for Ecotoxicology and Hazardous Substances, R&D Technical Report, Bristol, UK, p. 338.
- USEPA, 1999, Risk assessment guidance for superfund, Washington D.C., USA.