

화약류 및 중금속의 인체위해성평가 및 생태독성에 기반한 토양허용농도 도출에 관한 연구

김문경¹ · 정재웅² · 남경필¹ · 정슬기^{3*}

¹서울대학교 건설환경공학부

²서울대학교 농생명과학대학 농생명과학공동기기원

³한국기초과학지원연구원 서울센터

Study on Determination of Permissible Soil Concentrations for Explosives and Heavy Metals

Moonkyung Kim¹ · Jae-Woong Jung² · Kyoungphile Nam¹ · Seulki Jeong^{3*}

¹Dept. of Civil and Environmental Engineering, Seoul National University

²National Instrumentation Center for Environmental Management, Seoul National University

³Seoul Center, Korea Basic Science Institute

ABSTRACT

Permissible soil concentrations for explosives (i.e., TNT and RDX) and heavy metals (i.e., Cu, Zn, Pb, and As) have been derived from human risk and ecotoxicity, respectively. For TNT and RDX, human risk based-permissible soil concentrations were determined as 460 mg-TNT/kg-soil and 260 mg-RDX/kg-soil. Ecotoxicity based-permissible soil concentrations for Cu and Zn were determined from species sensitivity distribution (SSD) and uncertainty factor of 1 to 5, yielding 18.0-40.0 mg-Cu/kg-soil and 46.0-100 mg-Zn/kg-soil. For Pb and As, ecotoxicity data were not enough to establish SSD so that a deterministic method was used, generating 13.8-30.8 mg-Pb/kg-soil and 2.10-4.60 mg-As/kg-soil. It is worth noting that the methodology used to derive permissible concentrations in soil can differ depending on ecotoxicity data availability and socio-economic situations, which results in different permissible concentrations. The permissible concentrations presented in this study have been derived from conservative assumptions for exposure parameters, and thus should be considered as soil standards. In the light of remediation and pollution management of a site of interest, the site-specific and receptor-specific permissible soil concentrations should be derived considering potential receptors, current and future land use, background concentrations, and socio-economic consultation.

Key words : Permissible soil concentration, Explosive, Heavy metal, Firing range

1. 서 론

우리나라에는 약 1,400여개의 군 사격장이 전국적으로 분포하고 있는 것으로 알려져 있으며(KMOE, 2009), 2002년 이후 사격장 부지 및 그 주변의 화약류 및 중금속으로 인한 오염이 보고되면서 사회적 관심이 증가하고 있다. 육군의 헬기, 전차, 직사/곡사포, 탱크/공용화기 사격장 등 다양한 유형의 사격장에서 TNT(2,4,6-trinitrotoluene)와 RDX(hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine) 등의 화약류

가 주변 환경으로 유출될 수 있으며, 납(Pb), 구리(Cu), 아연(Zn) 등의 중금속에 의한 주변 환경 영향도 우려된다(KMOE, 2005; Lee et al., 2011).

미국에서는 인체위해성을 기반으로하는 ‘Regional screening level’을 토양허용농도로 설정하여 관리하고 있고(USEPA, 2015a), 특히 중금속에 대해서는 식물류, 무척추동물류, 야생동물류(조류 및 포유류)로 구분하여 생태계를 보호하기 위한 토양허용농도로 ‘Ecological soil screening level’을 고시하고 있다(USEPA, 2005). 캐나다

*Corresponding author : sjeong85@kbsi.re.kr

Received : 2015. 10. 1 Reviewed : 2015. 11. 5 Accepted : 2015. 11. 20

Discussion until : 2016. 1. 31

의 국방부에서도 화약류 물질의 관리기준인 ‘Environmental sustainability indices’를 인체 및 생태위해도에 기반하여 각각 제시하고 있다(Environment Canada, 2014). 미국, 영국, 캐나다, 호주와 뉴질랜드가 합동으로 운영하는 ‘The Technical Cooperation Program(TTCP)’에서는 생태독성에 기반하여 식물류와 무척추동물류를 보호하기 위한 화약류 물질의 토양허용농도를 오염의 지속시기에 따라 오염 초기 지역과 오염이 지속된 지역으로 구분하여 제공한 바가 있다(TTCP, 2009). 하지만 우리나라의 경우, TNT, RDX 등의 화약류가 현행 토양환경보전법상의 규제 물질에 포함되어 있지 않으며 화약류의 인체위해성을 고려한 토양오염허용농도가 존재하지 않는다. 생태위해성에 대한 토양오염허용농도는 화약류는 물론 토양환경보전법상의 규제물질로 관리되고 있는 중금속의 경우에도 제시되어 있지 않다. 최근 사격장을 포함한 군 시설 이전 및 재개발이 계획되면서 사격장 및 주변 부지 관리에 대한 필요성이 더욱 증가하고 있으므로 체계적인 사격장 및 주변 지역의 환경관리를 위해 화약류 및 중금속 등 전반적인 사격장 유래 오염물질에 대한 합리적인 인체 및 생태 관리기준 마련이 필요하다.

본 연구에서는 인체위해성 및 생태독성에 근거하여 화약류 및 중금속에 대한 토양허용농도를 도출하고, 이를 국외의 다양한 인체 및 생태계 보호를 위한 토양허용농도 및 관리기준과 비교해보았다. 인체위해성 및 생태독성에 근거한 화약류 및 중금속의 토양허용농도는 각각 인체위해성평가와 종민감도분포(species sensitivity distribution, SSD)를 이용하여 도출하였다. 인체위해성에 근거한 토양허용농도는 화약류 물질인 TNT와 RDX를 대상으로 하고, 생태독성에 근거한 토양허용농도는 주요 사격장 유래 중금속 물질로 알려진 구리(Cu), 아연(Zn), 납(Pb), 비소(As) 등 4종을 대상으로 하였다. 중금속에 대한 인체위해성 기반 토양허용농도의 경우, 토양환경보전법 상의 토양오염우려기준이 이미 존재하므로 본 연구에서는 제외하였다. 또한, 생태독성 기반 토양허용농도의 경우 TNT, RDX 등의 화약류는 생태독성자료가 충분히 존재하지 않아 종민감도분포를 이용한 신뢰성 있는 토양허용농도 도출이 불가능하다고 판단되어 제외하였다.

2. 방 법

2.1. 화약류의 인체위해성에 근거한 토양허용농도 도출을 위한 인체위해성평가

인체위해성에 근거한 화약류의 토양허용농도는 미국환

경청(USEPA)에서 제공하는 ‘Regional screening levels (RSL, 토양선별기준)’ 도출 방법에 따라 결정하였다(USEPA, 2015b). 본 연구에서는 사격장 주변 부지를 비주거지역(2, 3 지역) 노출 시나리오를 가정하고, 토양섭취, 피부접촉, 비산먼지흡입을 노출경로로 선정하였다. 인체위해성평가는 발암위해도와 비발암위해를 구분하여 수행하였고, 발암 및 비발암 위해를 만족하는 농도 중 낮은 농도를 토양허용농도로 결정하였다.

각 노출경로별 위해도는 미국환경청(USEPA)에서 ‘Regional screening levels for chemical contaminants at superfund sites(RSL)’ 도출을 위해 사용하는 노출산정식에 준하여 산정하였다(USEPA, 2015b). 본 연구에서는 노출산정식에 필요한 인체노출계수 등 노출인자들은 한국인의 인체특성과 생활패턴을 반영하기 위해 합리적 최대노출(RME, Reasonable Maximum Exposure)을 가정하여 노출인자를 도출하는 방법론(USEPA, 1989; 1991a; 1991b; 2004; 2009)을 한국노출계수핸드북(Jang et al., 2007)에서 제공하는 인체노출계수에 적용하여 노출인자를 결정하였다. 한국노출계수핸드북에서 제공하지 않는 인체노출계수의 경우 미국환경청(USEPA)에서 제공하는 노출인자를 그대로 적용하였다(USEPA, 2014). 또한, 연평균풍속, 토양 용적밀도 등의 노출인자는 국내 환경 특성을 반영하여 사용하였다. 본 연구에서 사용한 노출경로별 노출산정식에 사용된 한국인의 인체특성과 생활패턴 및 국내 환경을 반영한 국내특이적인 노출인자를 Table 1에 나타내었다. 또한, 발암물질의 slope factor(SF)와 inhalation unit risk(IUR) 및 비발암물질의 reference dose(RfD)와 reference concentration(RfC)와 같은 독성값들은 미국환경청(USEPA)에서 ‘Regional screening levels(RSL)’ 도출을 위해 사용되는 기본값을 준용하였다. 본 연구에서는 목표발암위해도와 목표비발암위해도를 각각 10^{-5} 과 1로 설정하여 인체위해성평가를 수행하였다.

2.2. 중금속의 생태독성에 근거한 토양허용농도 도출을 위한 종민감도분포 결정

본 연구에서는 네덜란드의 공중보건환경연구소(RIVM, The Dutch National Institute for Public Health and The Environment)에서 제안하는 방법과 “화학물질 위해성평가의 구체적 방법 등에 관한 규정”(NIER, 2014a)에 나와 있는 방법을 따라 생태독성에 근거한 토양허용농도를 도출하였다. 네덜란드 RIVM에서 제안한 방법에 따르면, 기본적으로 종민감도분포곡선(Species Sensitivity Distribution, SSD)을 이용하여 토양허용농도를 결정한다. 본 연구

Table 1. Exposure parameters based on domestic-specific characteristics used in this study

Parameter	Definition	Unit	Value	References
LT	Life time	Years	78.6	Jang et al., 2007
ED _r	Exposure duration (residence)	Years	25	Jang et al., 2007
BW _c	Body weight (child)	Kg	15	Jang et al., 2007
BW _a	Body weight (adult)	Kg	62.8	Jang et al., 2007
IRS _c	Soil ingestion rate (child)	mg/days	300	Jang et al., 2007
SA _{src}	Soil contact skin surface area residence (child)	cm ² /day	2,571	Jang et al., 2007
SA _{sra}	Soil contact skin surface area residence (adult)	cm ² /day	5,517	Jang et al., 2007
SA _{sw}	Soil contact skin surface area (industrial)	cm ² /day	3,177	Jang et al., 2007
SA _{wc}	Groundwater contact skin surface area residence (child)	cm ²	6,563	Jang et al., 2007
SA _{wa}	Groundwater contact skin surface area residence (adult)	cm ²	17,084	Jang et al., 2007
U _m	Annual average of wind velocity	m/s	disperse 3.8 volatile 1.2	KMA, 2014
ρ _b	Soil bulk density	kg/L	1.6	KMOE, 2015
θ _w	Water porosity	Unitless	0.16	KMOE, 2015
pH	Soil pH	Unitless	6.4	NIER, 2014b

Table 2. Deterministic method for the derivation of HC5 and HC50 suggested by Dutch RIVM

HC5		HC50	
Toxicity data requirements	HC5 derivation method	Toxicity data requirements	HC50 derivation method
Short-term toxicity test (s)	Minimum of LC50/1000	NOEC (or EC10) for one long-term toxicity test	NOEC
NOEC (or EC10) for one long-term toxicity test	NOEC (or EC10)/100	NOEC (or EC10) for 2-3 long-term toxicity test	Geometric mean of NOEC
NOEC (or EC10) for two long-term toxicity tests	Minimum of NOEC (or EC10)/50	NOEC for at least 4 long-term toxicity tests (distribution of NOECs is log-normal distribution)	Mean of log-normal distribution using NOECs
NOEC (or EC10) for 3-9 long-term toxicity tests	Minimum of NOEC (or EC10)/10	NOEC for at least 4 long-term toxicity tests (distribution of NOECs is not log-normal distribution)	Geometric mean of NOECs

에서 독성자료의 수집은 미국환경청(USEPA)에서 제공하는 ECOTOX database를 활용하였다. 수집된 여러 독성 자료의 독성중말점 중 NOEC(No Observed Effect Concentration, 무영향관찰농도)과 EC10만을 사용하였고, 독성 실험대상종을 미생물, 식물/무척추동물, 야생동물 등 3개 군으로 구분하여 각각 중민감도분포곡선을 도시하였다. 중민감도분포곡선은 RIVM에서 개발한 프로그램인 ETX 2.0를 이용하여 결정하였고, log-normal 분포를 사용하였다.

각 분류군마다 최소 10개 중 이상의 독성자료(NOEC 또는 EC10)를 확보한 경우에만 중민감도분포곡선을 도시하였다. 중민감도분포곡선을 통해 HC5(전체 종의 95%를 보호할 수 있는 수준의 토양농도)와 HC50(전체 종의 50%를 보호할 수 있는 수준의 토양농도)을 구하고, HC5를 불확실성 계수(UF, Uncertainty Factor)로 나눈 값과 HC50의 기하평균값을 생태독성에 기반한 토양허용농도로

결정하였다. 이 때, 불확실성 계수는 전문가의 판단을 통해 1 이상 5 이하의 값을 적용하게 되는데, 5 일 때 가장 보수적인 토양허용농도를 도출할 수 있다. 본 연구에서는 주관적인 판단을 배제한 탄력적이고 합리적인 토양허용농도 도출을 위해 불확실성 계수를 임의로 결정하지 않고 1과 5로 적용하였을 때의 토양허용농도를 범위로 제안하였다. 또한, ECOTOX database를 통해 수집된 독성 자료의 갯수가 불충분하거나 신뢰성을 확보하지 못한 경우(납과 비소의 경우) 결정론적 방법을 통해 HC5와 HC50을 결정하고 이를 토양허용농도 도출에 사용하였다. HC5와 HC50을 도출하기 위한 결정론적 방법은 Table 2에 나타내었다.

한편, 우리나라는 2014년에 ‘화학물질 위해성평가의 구체적 방법 등에 관한 규정(NIER, 2014a)’이 고시되어 있다. 이에 따르면 예측환경농도(PEC, Predicted Environ-

ment Concentration)를 예측무영향농도(PNEC, Predicted No Effect Concentration)로 나눈값을 유해지수로 정의하고, 이 값이 1이상인 경우 생태학적으로 위해가 있다고 판단할 수 있다. 이 때 예측무영향농도(PNEC)는 종민감도분포곡선을 이용하여 추정할 수 있으며, 분류군을 구분하지 않고 전체 생물종의 95%를 보호할 수 있는 수준(HC5)을 생태학적 토양허용농도로 제시할 수 있다. 하지만 토양에서 4개 분류군(미생물, 식물류, 독토기류, 지렁이류 등)에서 최소 5종 이상의 독성자료를 확보한 경우에만 종민감도분포곡선을 이용할 수 있다고 최소 독성자료요건을 제한하고 있다. 따라서 본 연구에서는 ECOTOX database를 통해 수집한 독성자료가 우리나라 고시기준을 만족하지 못하는 경우 추가적으로 문헌조사를 수행하여 독성자료를 수집하였고, 이를 종민감도분포곡선을 이용한 토양허용농도 도출에 사용하였다. 또한, 종민감도분포곡선 도출이 불가능한 경우 수집된 독성자료 중 가장 민감한 독성값에 평가계수(Assessment Factor, AF)를 고려하여 토양허용농도를 도출하였다(Table 3).

3. 결과 및 고찰

3.1. 인체위해성에 근거한 화약류의 토양허용농도 제안

본 연구에서 인체위해성평가를 통해 도출한 화약류의 인체위해성 기반 토양허용농도를 Table 4에 나타내었다. 인체위해성에 기반한 토양허용농도는 토양섭취, 피부접촉, 비산먼지흡입과 같은 경로로 토양에 직접 노출되는 사람

을 보호하기 위한 농도이며, 인체위해도가 목표위해도 미만을 유지할 수 있는 수준의 토양농도를 의미한다. 본 연구에서는 목표발암위해도와 목표비발암위해도를 각각 10^{-5} 과 1로 설정하여 토양허용농도를 도출하고, 두 농도 중 낮은 농도를 인체위해성 기반 토양허용농도로 결정하였다. TNT의 발암성 기반 토양허용농도는 960 mg-TNT/kg-soil, 비발암성에 기반한 토양허용농도는 460 mg-TNT/kg-soil로 도출되어 인체위해성 기반 토양허용농도는 최종적으로 460 mg-TNT/kg-soil로 결정되었다. RDX는 발암성 기반 토양허용농도와 비발암성 기반 토양허용농도 각각 260, 2,800 mg-RDX/kg-soil으로, 최종 도출된 인체위해성 기반 토양허용농도는 260 mg-RDX/kg-soil이다.

본 연구에서 도출한 인체위해성 기반 토양허용농도를 미국, 캐나다 등 국외에서 제안하고 있는 토양허용농도와 비교해 보았다(Table 4). 미국환경청(USEPA)에서 제공하는 인체위해성 기반 'Regional screening level'에서는 TNT와 RDX에 대한 토양허용농도를 각각 96 mg-TNT/kg-soil, 28 mg-RDX/kg-soil로 설정하고 있다(USEPA, 2015a). 그리고 미국국방부(United States Department of Defense, USDoD)에서는 TNT와 RDX 등 화약류에 대해 MRSPP(Munitions Response Site Prioritization Protocol) comparison values를 제공하고 있다(US Army, 1999, US Army, 2009). MRSPP는 불발탄, 방치된 화약류 및 화약성분으로 오염된 군사부지의 환경관리 우선순위를 결정하기 위한 프로토콜을 말한다. 이 프로토콜에서는 화약류의 토양환경기준과 군사부지의 오염농도를 비교하는 과정을 거치는데, 이 때 토양환경기준으로 사용되는 농도가 MRSPP comparison values이며, TNT와 RDX 각각 31 mg-TNT/kg-soil, 180 mg-RDX/kg-soil로 토양허용농도를 제시하고 있다. 또한, 캐나다 환경부에서도 Canadian Military Training Soil Quality Guidelines을 통해 오염된 군사부지에 대한 화약류 허용농도를 TNT와 RDX에 대해 각각 41 mg-TNT/kg-soil, 250 mg-RDX/kg-soil로 제시하고 있다(Lachance et al., 2008). 본 연구에서 도출한 화약류의 토양허용농도를 미국, 캐나다 등 국외에서 제안하

Table 3. Application standard of Assessment Factor(AF) according to available toxicity test(s) suggested by NIER(2014a)

Available toxicity test(s)	AF
One acute toxicity test (one trophic level)	1,000
Three acute toxicity tests (three trophic levels each)	100
One chronic toxicity test (one trophic level)	100
Two chronic toxicity tests (two trophic levels each)	50
Three chronic toxicity tests (three trophic levels each)	10

Table 4. Comparison of risk assessment-based permissible soil concentration in each countries

Explosives	Permissible soil concentration based on risk assessment derived in this study (mg/kg)	Permissible soil concentration of other countries		
		USEPA regional screening level (mg/kg)	USDoD MRSPP comparison values (mg/kg)	Canadian military training soil quality (mg/kg)
TNT	460*	96**	31*	41*
RDX	260**	28**	180*	250*

*Permissible soil concentrations based on carcinogenic risk

**Permissible soil concentrations based on non-carcinogenic risk

고 있는 토양허용농도와 비교했을 때, TNT와 RDX 모두 본 연구에서 도출한 인체위해성 기반 토양허용농도가 상대적으로 높은 농도를 나타낸다. 또한, 본 연구와 미국환경청(USEPA)에서 도출한 인체위해성 기반 토양허용농도의 경우 RDX에 비해 TNT가 상대적으로 높은 농도로 도출된 반면, 미국국방부(USDOD)와 캐나다 환경부가 제안한 토양허용농도는 TNT에 비해 RDX가 높은 농도로 도출되어 화약류 종류에 따라 도출된 토양허용농도가 다른 경향을 나타낸다.

이러한 국가별, 기관별 차이는 인체위해성 기반 토양허용농도 도출을 위한 인체위해성평가에서 가정된 노출 시나리오와 목표발암위해도 기준 설정의 차이때문이다. 본 연구에서 목표발암위해도는 모두 '1'로 동일하게 설정되어 있어 목표발암위해도 기준값에 따라 발암성 기반 토양허용농도와 비발암성 기반 토양허용농도 중 최종 결정되는 토양허용농도가 달라진다. 앞서 언급했듯이 본 연구는 비주거지역(2, 3 지역)의 노출시나리오를 가정하고, 목표발암위해도를 10^{-5} 로 설정하였다. TNT와 RDX에 대해 발암 및 비발암 위해도를 만족하는 농도를 각각 도출한 후 상대적으로 낮은 농도를 선택하였으며, TNT의 경우 비발암성 기반 토양허용농도가, RDX는 발암성 기반 토양허용농도가 최종 결정되었다. 미국환경청(USEPA)의 경우, 노출 시나리오는 본 연구와 동일한 비주거지역 시나리오를 가정했지만 목표발암위해도를 10^{-6} 으로 설정하여 TNT와 RDX 모두 발암성 기반 토양허용농도가 도출되었으며, 본 연구에서 도출한 토양허용농도에 비해 낮은 농도가 도출되었다. 미국국방부(USDOD)에서는 인체위해성 기반 토양허용농도 도출을 위해 주거지역의 노출시나리오를 가정했으나 목표발암위해도를 10^{-4} 을 기준으로 하여 인체위해성평가를 수행하였기 때문에 TNT와 RDX 모두 발암성에 기반한 농도보다 비발암성에 기반한 허용농도가 낮게 산출되었다. 캐나다 환경부가 제안한 토양허용농도 역시 주거지역 노출 시나리오를 가정하고 있으나 TNT와 RDX에

대한 발암성을 인정하고 있지 않기 때문에 비발암성에 기반 토양허용농도가 제안되어 본 연구에서 도출한 토양허용농도와 차이를 보인다.

또한, 인체위해성평가에 사용한 독성값과 인체노출계수 등 노출인자에 의한 차이에 의해서도 토양허용농도가 달라질 수 있다. 본 연구에서 인체위해성평가를 통해 토양허용기준 도출 시 사용한 독성값은 미국과 동일하지만 캐나다에서 사용하는 독성값과는 차이가 있다. 노출인자의 경우, 본 연구에서는 미국이나 캐나다에서 사용한 노출인자를 그대로 차용하지 않고 일부 한국인의 인체특성과 생활패턴을 반영한 국내특이적인 노출인자를 사용하였기 때문에 도출된 토양허용농도가 서로 다를 수 있다. 예를 들면, Table 1에 나타낸 것과 같이 수명, 주거지 노출기간, 성인어린이 체중, 토양접촉 체표면적, 연평균풍속, 토양용적밀도 등의 노출인자들은 국내 환경 및 한국인 특성을 반영하여 수정된 노출인자를 적용하였다. 따라서 본 연구에서 도출된 화약류에 대한 토양허용농도를 국외에서 제안하는 토양허용농도와 직접적으로 비교하기보다는 인체위해성평가 수행 시 수용체 및 부지 특이적인 노출시나리오, 목표위해도 설정의 타당성과 우리나라 실정에 맞는 노출인자의 합리적 사용 등을 바탕으로 도출된 토양허용농도의 유의성과 타당성을 판단해야 한다.

3.2. 생태독성에 근거한 중금속의 토양허용농도 제안

본 연구에서 중금속도분포곡선을 이용하여 도출한 4종의 중금속에 대한 생태독성 기반 토양허용농도 범위를 Table 5에 나타내었다. Table 5에는 미국환경청(USEPA)의 ECOTOX database에서 수집한 독성자료를 미생물, 식물/무척추동물, 야생동물 등 3개군으로 구분하여 10종 이상의 독성자료를 수집한 경우 중금속도분포곡선을 도출한 뒤, 각각의 HC5와 HC50값 중 가장 보수적인 분류군의 HC5와 HC50을 나타내었다. 그리고 결정된 HC5와 HC50값에 1부터 5까지의 불확실성 계수(UF, Uncertainty

Table 5. Permissible soil concentration range based on ecotoxicity of heavy metals derived by RIVM method

Heavy metals	Permissible soil concentration based on ecotoxicity derived in this study (mg/kg)			Toxicity information		Derivation method for permissible soil concentration
	HC5	HC50	Permissible soil concentration	Toxicity test requirement	References	
Cu	14.0	113	18.0-40.0	4 taxonomic groups, 23 species	USEPA ECOTOX database	SSD
Zn	59.5	177	46.0-100	3 taxonomic groups, 16 species	USEPA ECOTOX database	SSD
Pb	1.96	484	13.8-30.8	3 taxonomic groups, 7 species	USEPA ECOTOX database	Deterministic method
As	1.00	22.0	2.10-4.60	1 taxonomic group, 3 species	USEPA ECOTOX database	Deterministic method

Factor)를 반영하여 최종적으로 생태독성에 기반한 토양허용농도를 범위로 도출하였다. 중민감도분포곡선을 이용하기 위한 충분한 독성자료 수집이 불가능한 경우, 결정론적 방법론에 따라 HC5, HC50, 토양허용농도 범위를 도출하였다. ECOTOX database에서 수집한 독성자료를 이용하여 구리(Cu)와 아연(Zn)의 경우 중민감도분포곡선을 이용한 토양허용농도 범위 도출이 가능하였으며, 납(Pb)과 비소(As)는 수집한 독성자료가 기준요건을 만족하지 못해 결정론적 방법으로 HC5와 HC50값을 결정한 뒤 토양허용농도 범위를 도출하였다.

중민감도분포곡선을 이용한 토양허용농도를 도출한 구리(Cu)와 아연(Zn)은 분류군 중 식물/무척추동물군에서 가장 보수적인 토양허용농도가 도출되었다. 구리(Cu)는 ECOTOX database로부터 식물류, 곤충류, 지렁이류, 독토기류 등 4개 분류군에서 총 23종의 독성자료를 확보하였다. 중민감도분포곡선을 통해 도출한 HC5와 HC50은 독성학적 측면에서 토양 생태계 수용체의 5%와 50%를 보호할 수 있는 농도를 의미하며, 각각 14.0, 113 mg-Cu/kg-soil의 농도가 도출되었다. 이를 바탕으로 도출한 구리(Cu)의 생태독성 기반 토양허용농도는 18.0-40.0 mg-Cu/kg-soil이다(불확실성 계수가 1인 경우 40.0, 5인 경우 18.0 mg-Cu/kg-soil). 아연(Zn)은 식물류, 지렁이류, 독토기류 등 3개 분류군에서 총 16종의 독성자료를 확보하였다. 중민감도분포곡선을 이용해 얻은 HC5와 HC50은 각각 59.5, 177 mg-Zn/kg-soil이며, 46.0-100 mg-Zn/kg-soil(불확실성 계수가 1인 경우 100.0, 5인 경우 46.0 mg-Zn/kg-soil) 범위의 토양허용농도가 도출되었다.

납(Pb)과 비소(As)는 독성자료가 불충분하여 결정론적 방법에 따라 토양허용농도를 도출하였다. 납(Pb)은 식물류, 지렁이류, 독토기류 등 3개 분류군에서 총 7종의 독성자료만을 확보하였다. 결정론적 도출방법에 의해 HC5는 수집한 독성자료가 NOEC(또는 EC10)이 3개 이상 9개 이하의 요건에 해당하므로 확보한 독성값 중 최소값에 불확

실성 계수(UF) 10을 적용하였고, HC50은 NOEC이 4개 이상이나 로그정규분포가 아닌 경우에 해당되어 수집한 독성자료의 기하평균을 사용하였다. 이에 따라 납(Pb)의 HC5와 HC50은 각각 1.96, 484 mg-Pb/kg-soil이며, 토양허용농도는 13.8-30.8 mg-Pb/kg-soil의 범위로 도출하였다(불확실성 계수가 1인 경우 30.8, 5인 경우 13.8 mg-Pb/kg-soil). 비소(As)의 경우, 식물류의 1개 분류군에서 3종의 독성자료 확보하여 HC5는 확보한 독성값 중 최소값에 불확실성 계수(UF) 10을 적용하였고, HC50은 확보한 독성값의 기하평균을 사용하여, 각각 1.00, 22.0 mg-As/kg-soil의 농도가 도출되었다. 최종적으로 비소(As)의 토양허용농도는 2.10-4.60 mg-As/kg-soil으로 나타났다(불확실성 계수가 1인 경우 4.60, 5인 경우 2.10 mg-As/kg-soil)

한편, 우리나라는 2014년에 고시된 ‘화학물질 위해성평가의 구체적 방법 등에 관한 규정’에 따르면 중민감도분포곡선을 이용하여 도출한 HC5값을 토양허용농도로 제시할 수 있다(NIER, 2014a). 이 때, 토양에서 4개 분류군(미생물, 식물류, 독토기류, 지렁이류 등)에서 최소 5종 이상의 독성자료를 확보한 경우에만 중민감도분포곡선을 이용할 수 있도록 제한하고 있다. 우리나라 고시 기준에서 제한하고 있는 독성자료 요건과 본 연구에서 ECOTOX database를 통해 수집한 독성자료 요건을 비교해 볼 때, 구리(Cu)만이 우리나라 고시 기준을 만족하여 중민감도분포곡선을 통해 도출한 HC5를 토양허용농도로 사용할 수 있었다(Table 6). 따라서 국내외 학술지에 게재된 인체 및 환경유해성에 관한 연구자료를 통해 추가적으로 독성자료를 수집하였다(Table 6). 아연(Zn)은 ECOTOX database를 통해 확보한 3개 분류군, 16종의 독성자료에 문헌조사를 통해 수집한 미생물류 4종의 독성자료를 추가하여 우리나라 고시 기준인 4개 분류군에서 5종 이상의 독성자료 요건을 만족하였다. 중민감도분포곡선을 통한 아연(Zn)의 토양허용농도(HC5)는 7.56 mg-Zn/kg-soil로 도출되었다.

납(Pb)은 추가적인 신뢰할만한 생태독성자료를 수집하

Table 6. Permissible soil concentration range based on ecotoxicity of heavy metals derived by NIER method(2014a)

Heavy metals	Permissible soil concentraion (mg/kg)	Toxicity test requirement	References	Derivation method for permissible soil concentration
Cu	14.0	4 taxonomic groups, 23 species	USEPA ECOTOX database	SSD
Zn	7.56	4 taxonomic groups, 20 species	USEPA ECOTOX database; van Beelen and Fleuren-Kemila, 1999; Hsieha et al., 2004	SSD
Pb	1.96	3 taxonomic groups, 7 species	USEPA ECOTOX database	Deterministic method
As	0.31	3 taxonomic groups, 6 species	USEPA ECOTOX database; Johnston, 2000; Greenslade and Vaughan, 2003	Deterministic method

지 못하였으며, 비소(As)는 톱토기류와 지렁이류에서 총 3종의 독성자료를 확보하였으나 3개 분류군만을 만족하여 중민감도분포곡선을 통한 토양허용농도 도출이 불가하였다. 따라서 수집된 독성자료 중 가장 민감한 독성값에 평가계수(Assessment Factor, AF)를 적용하여 토양허용농도를 도출하였다(Table 6). 토양생태계의 대표적인 영양단계는 식물류(단자엽식물강, 쌍자엽식물강 등), 지렁이류(빈모강), 곤충강(쌍선충강) 등을 의미한다(An et al., 2010). 납(Pb)과 비소(As)는 식물류, 지렁이류, 톱토기류의 영양단계별 각각 독성자료를 확보하여 평가계수(AF)를 10으로 적용하여(Table 3), 1.96 mg-Pb/kg-soil로 토양허용농도를 도출하였다. 이를 RIVM에서 제안한 방법에 따라 도출한 토양허용농도와 비교하면, 구리(Cu)와 납(Pb)은 RIVM에서 도출한 HC5와 동일하며 아연(Zn)과 비소(As)는 HC5에 비해 낮은 농도를 나타냈다. 이는 아연(Zn)과 비소(As)의 경우 ECOTOX database 이외의 문헌에서 추가적으로 수집된 미생물류의 독성값이 식물류, 지렁이류, 톱토기류 등의 독성값에 비해 상대적으로 낮은 값이었기 때문에 중민감도분포곡선으로부터 더 낮은 HC5가 도출된 것으로 판단된다.

3.3. 국내외의 생태독성에 근거한 중금속의 토양허용농도 비교

본 연구에서 도출한 RIVM에서 제안한 방법과 우리나라 고시에 따른 중금속의 토양허용농도를 미국과 캐나다 등 국외의 토양허용농도 및 우리나라의 배경농도와 비교해보았다(Table 7). 미국환경청(USEPA)에서는 제공하는 ‘Ecological Soil Screening Level(Eco-SSL)’은 토양생태 허용농도를 식물류, 토양무척추동물류, 야생동물류(조류),

야생동물류(포유류)로 구분하여 설정되어 있다(USEPA, 2005). 이 외에도 미국은 각 구역(Region)별로 별도의 토양허용농도(Ecological Screening Levels, ESLs)를 제공하고 있으며(USEPA, 2015a), Oak Ridge National Laboratory에서 제공하는 ‘Soil Screening Benchmark’도 무척추동물류, 미생물류, 식물류로 구분하여 토양허용농도를 관리하고 있다(Suter and Tsao, 1996; Efrogmson et al., 1997a,b). 캐나다는 ‘Environmental Soil Quality Guideline (SQGE)’를 통해 농업부지, 주거부지, 상업부지, 산업부지 등 용도별로 토양허용농도를 구분하고 있다(posted on web page of Canadian Council of Ministers of the Environment, <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>). 네덜란드에서도 미생물류, 식물/지렁이류의 HC50 중 낮은 값을 Intervention Value(IV)로 설정하고 이를 초과하는 경우 정화를 실시하도록 규정하고 있고, 정화기준은 Maximum Value(MV)로서 이 값은 미생물류, 식물/지렁이류의 HC5와 HC50의 기하평균으로 결정한다(Swartjes et al., 2012).

본 연구에서 우리나라 고시에 따라 도출한 중금속의 생태독성 기반 토양허용농도를 ‘토양오염물질 위해성평가 지침’의 일부 개정안에 수록된 국내 토양의 평균자연배경농도(KMOE, 2015)와 비교해 보면, 구리(Cu), 아연(Zn), 납(Pb), 비소(As) 모두 우리나라 배경농도보다 낮은 값을 나타내었다(Table 7). RIVM에서 제안한 방법에 따라 도출한 토양허용농도 범위가 우리나라 배경농도와 어느 정도 부합되는 결과를 보였다. 또한, 미국, 캐나다, 네덜란드에서 문서 상으로 제공하고 있는 생태기반 토양허용농도는 거의 대부분이 본 연구에서 도출한 허용농도와 우리나라 배경농도보다 훨씬 높은 수치를 보이고 있음을 알 수 있다. 그리고 본 연구에서 도출한 RIVM과 우리나라 고시

Table 7. Comparison of ecotoxicity-based permissible soil concentration in each countries

Heavy metals	Ecotoxicity-based permissible soil concentration derived in this study (mg/kg)		Background concentration (mg/kg)	Permissible soil concentration of other countries (mg/kg)									
	RIVM	NIER		USEPA (Eco-SSL)			Canada (SQGE)				RIVM		
				Plant	Invertebrate	Bird	Mammal	Agricultural	Residential	Commercial	Industrial	IV ¹	MV ²
Cu	18.0-40.0	14.0	15.3	70	80	28	47	63	63	91	91	100	54
Zn	46.0-100	7.56	54.3	160	120	46	79	200	200	360	360	350	200
Pb	13.8-30.8	1.96	18.4	120	1,700	11	56	70	300	600	600	540	210
As	2.10-4.60	0.31	6.83	18	-	43	46	17	17	26	26	76	27

¹Intervention Value

²Maximum Value

에 따른 토양허용농도는 생태계 수용체 분류군 종류와 토양의 부지용도에 상관없이 모든 생태계 수용체를 보호할 수 있는 농도로 설정되어 있고, 이는 토양생태계 보호를 위한 선언적 의미에서의 토양관리 목표수준의 의미가 더 강하다고 할 수 있다. 특정 오염지역의 생태계 보호를 위한 허용수준은 생태계 수용체 분류군별, 부지용도별로 구분하여 토양허용농도를 제안하고 있는 미국과 캐나다의 경우를 따르는 것이 더 현실적이고 합리적이라 판단된다. 따라서 국내에서 중금속의 생태독성에 기반한 토양허용농도를 적용할 때는, 토양생태계의 95%를 보호할 수 있는 수준인 HC5로 도출된 보수적인 목표수준과 더불어 해당 부지의 토양생태계 조사를 통해 부지 특이적으로 안전하게 보호할 필요가 있는 수용체를 결정하고, 토양용도별 관리목표에 따라 구분해서 적용할 필요가 있다. 이러한 점들을 고려해 볼 때, 환경기준을 설정할 때는 해당 물질의 독성, 위해성뿐만 아니라 토지이용용도, 목표로 하는 생태수용체 종류, 해당 국가 토양에서의 배경농도 등 여러 가지 요소들을 복합적으로 고려하여 결정해야 할 것이다.

4. 결 론

본 연구에서는 화약류와 중금속에 대해 각각 인체위해성 기반, 생태독성 기반 토양허용농도를 도출하고 이를 미국, 캐나다 등 국외에서 제안하고 있는 토양허용농도와 비교하였다. 화약류에 대한 인체위해성 기반 토양허용농도는 인체위해성평가를 수행하여 도출하였고, 중금속의 생태독성 기반 토양허용농도는 중민감도분포곡선과 불확실성계수와 평가계수를 사용한 결정론적 방법을 통해 도출하였다.

인체위해성 기반 토양허용농도 도출과정에서의 불확실성을 줄이고 보다 합리적인 토양허용농도 도출을 위해 인체위해성평가를 수행할 때 부지특이적인 노출시나리오를 설정하고, 수용체 특이적인 노출인자를 사용하는 것이 중요하다. 그리고 발암 및 목표비발암위해도기준 설정값 역시 토양허용농도에 영향을 줄 수 있다. 생태독성 기반 토양허용농도 도출을 위해서는 충분한 수의 토양생태계 수용체의 독성자료수집이 가장 우선적으로 요구된다(Kim et al., 2014). 국내에 서식하는 다양한 생태계 수용체에 대한 독성평가가 수행되어야 하며, 독성자료들을 수집하고 생태계 분류군, 독성평가방법, 독성종말점(급성 또는 만성) 종류 등을 관리하여 생태독성관련 데이터베이스를 구축할 필요가 있다.

토양허용농도는 단순히 인체위해성평가 및 생태독성평

가에 기반하여 계산되어 도출된 숫자에만 의존하여 결정할 수 없다. 토양부지용도, 토양관리목적, 오염물질의 국내자연배경농도, 토양허용농도 설정 목적(단순 스크리닝 목적, 정화실시기준 또는 정화기준으로 사용할지 여부) 등에 따라 도출방법이 달라져야 하고, 서로 다른 적절한 토양허용농도가 설정되어야 한다(Merrington et al., 2010). 뿐만 아니라 토양허용농도를 준수하기 위한 사회적, 경제적 비용 분석이 수행되어야 하고, 생물다양성 및 다른 환경매체와의 관련성 등에 대해서도 충분한 협의를 거쳐 결정해야 한다(Farmer et al., 2010).

사 사

본 연구는 환경부의 토양·지하수 오염방지기술개발사업인 GAIA(Geo-Advanced Innovative Action) Project의 지원을 받아 수행되었습니다.

References

- An, Y.J., Lee, W.M., Nam, S.H., and Jung, S.W., 2010, Proposed approach of Korean ecological risk assessment for the derivation of soil quality criteria, *J. Soil Groundw. Environ.*, **15**(3), 7-14.
- Efroymsen, R.A., Will, M.E., Suter, G.W., and Wooten, A.C., 1997a. Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 Revision, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. ES/ER/TM-85/R3.
- Efroymsen, R.A., Will, M.E., and Suter, G.W., 1997b. Toxicological benchmarks for contaminants of potential concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic process: 1997 Revision, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. ES/ER/TM-126/R2.
- Environment Canada, 2014, Canadian Environmental Sustainability Indicators, available at <http://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=En&n=9E3E5354-1> (accessed June, 2015).
- Farmer, A., Lee, R., Loutseti, S., Stanley, K., Warinton, J., and Whitehouse, P., 2010, Setting Environmental Standards within a Socio-economic Context, Chapter 2 in Derivation and Use of Environmental Quality and Human Health Standards for Chemical Substances in Water and Soil, CRP Press, NV, USA, 5 p.
- Greenslade, P. and Vaughan, G.T., 2003, A comparison of Collembola species for toxicity testing of Australian soils, *Pedobiologia*, **47**(2), 171-179.
- Hsieha, C.-Y., Tsai, M.-H., Ryan, D.K., and Pancorbo, O.C.,

- 2004, Toxicity of the 13 priority pollutant metals to *Vibrio fischeri* in the Microtox chronic toxicity test, *Sci. Total Environ.*, **320**, 37-50.
- Jang, J.Y., Cho, S.N., Kim, S.Y., Kim, S.J., and Jung, H.G., 2007, Korean coefficient handbook, Ministry of Environment.
- Johnston, C.D., 2010, Contaminated site remediation: From source zones to ecosystems Volume 1, Centre for Groundwater Studies, CSIRO Land and Water, Private Bag No. 5, Wembley, W.A., 6913, Australia.
- Kim S.W., Kwak J.I., Yoon J.Y., Jung S.W., and An Y.J., 2014, Selection of domestic test species suitable for Korean soil ecological risk assessment. *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, **36**(5), 359-366.
- KMA, 2014, available at <http://kma.go.kr>
- Lachance, B., Bergeron, P.-M., Bérubé, V., Sunahara, G.I., and Robidoux, P.Y., 2008, Validation of environmental military threshold values for explosives in soil, Applied Ecotoxicology Group, Biotechnology Research Institute, Montreal, Quebec, Canada, NRC #49926.
- Lee, K.Y., Moon, D.H., Kim, K.W., Cheong, K.H., Kim, T.S., Khim, J., Moon, K.R., and Choi, S.B., 2011, Application of waste resources for the stabilization of heavy metals (Pb, Cu) in firing range soils, *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, **33**(2), 71-76.
- Merrington, G., Boekhold, S., Haro, A., Knauer, K., Romijn, K., Sawatsky, N., Schoeters, I., Stevens, R., and Swartjes, F., 2010, Derivation and Use of Environmental Quality and Human Health Standards for Chemical Substances in Groundwater and Soil Chapter 5 in Derivation and Use of Environmental Quality and Human Health Standards for Chemical Substances in Water and Soil, CRP Press, NV, USA, 105 p.
- KMOE, 2005, The development of hybrid electrokinetic remediation technique using solar energy on shooting range soils contaminated by heavy metals.
- KMOE, 2009, Research on military environment management and its development.
- KMOE, 2015, Guidance of soil contaminants risk assessment, ME notification 2015-64.
- NIER, 2014a, Regulation of specific method for risk assessment of chemicals, NIER notification 2014-48.
- NIER, 2014b, Soil Groundwater Information System, available at <http://sgis.nier.go.kr>
- Suter, G.W. and Tsao, C.L., 1996, Toxicological benchmarks for screening potential contaminants of concern for effects on aquatic biota: 1996 revision, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, ES/ER/TM-96/R2.
- Swartjes, F.A., Rutgers, M., Lijzen, J.P.A., Janssen, P.J.C.M., Otte, P.F., Wintersen, A., Brand, E., and Posthuma, L., 2012, State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools, *Sci. Total Environ.*, 427-428, 1-10.
- TTCP (The Technical Cooperation Program), 2009, available at <http://www.em-guidelines.org/ecot.htm> (accessed June, 2015).
- US Army, 1999, Installation restoration program management plan, US Army Environmental Center, Aberdeen Probing Ground, Maryland, USA.
- US Army, 2009, Program management manual for Military Munitions Response Program (MMRP), US Army Environmental Center, Aberdeen Probing Ground, Maryland, USA.
- USEPA, 1989, Risk assessment guidance for Superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part A), Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC, USA, EPA/540/1-89/002.
- USEPA, 1991a, Human health evaluation manual, supplemental guidance: "Standard default exposure factors", Washington, DC, USA, OSWER Directive 9285.6-03.
- USEPA, 1991b, Risk assessment guidance for Superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part B), Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC, USA, EPA/540/R-92/003.
- USEPA, 2004, Risk assessment guidance for Superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E), Washington, DC, USA, OSWER 9285.7-02EP.
- USEPA, 2009, Risk assessment guidance for Superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part F), Washington, DC, USA, OSWER 9285.7-82.
- USEPA, 2005, Guidance for developing ecological soil screening levels (revised), Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, USA, OSWER Directive 9285.7-55.
- USEPA, 2014, Human health evaluation manual, supplemental guidance: Update of standard default exposure Factors, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, OSWER Directive 9200.1-120.
- USEPA, 2015a, Regional screening levels for chemical contaminants at superfund sites, available at http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/Generic_Tables/index.htm (accessed June, 2015).
- USEPA, 2015b, Regional screening levels for chemical contaminants at superfund sites, available at http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/equations.htm (accessed June, 2015).
- Van Beelen, P. and Fleuren-Kemila, A.K., 1999, A comparison between toxicity tests using single species and a microbial process, *Chemosphere*, **38**(14), 3277-2390.