

# 痕量金属元素土壤环境质量基准研究进展

王小庆<sup>1,3</sup>, 马义兵<sup>2\*</sup>, 黄占斌<sup>1</sup>

(1. 中国矿业大学(北京) 化学与环境工程学院, 北京 100083; 2. 中国农业科学院 农业资源与农业区划研究所, 农业部作物营养与施肥重点实验室, 北京 100081; 3. 洛阳理工学院 环境工程与化学系, 河南 洛阳 471023)

**摘要:** 土壤环境质量标准是土壤中各类污染物浓度水平的限值, 而土壤环境质量基准和环境质量标准之间存在着必然的联系和一定的数值关系。对不同国家土壤环境质量标准的研究现状进行了简要论述, 说明了土壤污染风险评价与建立基于风险的土壤环境质量基准之间的关系并阐述了痕量金属元素土壤环境质量基准建立的技术框架。在指出我国现有土壤环境质量标准存在的问题的基础上, 探讨了有关我国土壤痕量金属元素基准及标准的修订和执行等方面的研究发展趋势。

**关键词:** 土壤; 风险评价; 环境质量基准; 环境质量标准; 痕量金属

**中图分类号:** S147.2    **文献标识码:** A    **文章编号:** 0564-3945(2013)02-0261-08

当一定数量的外源污染物进入土壤后, 不仅会导致农产品安全、人体健康等问题, 还影响到农产品产量和生态安全。随着工农业的发展和城镇化建设, 土壤污染风险逐步加大。土壤污染事件的频发及其危害程度的加剧<sup>[1-4]</sup>使得人们非常关注基于风险的土壤环境质量标准。土壤环境质量标准是土壤中各类污染物浓度水平的限值, 是评价土壤环境质量优劣的尺度和依据, 它的科学制定与合理执行有助于解决土壤污染的风险识别与评价、土壤污染控制与修复等诸多问题, 亦是对土壤进行科学管理的依据, 而土壤环境质量基准则是制定标准的基础数据和科学依据。本文在阐述了部分国家土壤环境质量标准研究现状的基础上, 详细介绍了建立土壤环境质量基准的技术框架, 同时指出我国现行土壤环境质量标准存在的问题及未来研究趋势。

## 1 国外土壤环境质量标准研究现状

欧美发达国家大力开展了土壤环境基准的相关研究, 分别从“人体健康风险”和“生态安全”角度建立了土壤环境质量基准值, 并基于不同类型基准值制定了相应的土壤环境质量标准, 初步形成了具有多层次、多形式、多用途的较为完善的土壤环境质量标准体系。

美国环保总署(USEPA)于1996年颁布了土壤筛选导则(soil screening guidance, SSG), 提供了制定基于风险的旨在保护人体健康的土壤筛选值的技术框架, 阐明了通用土壤筛选值的应用及区域性土壤筛选值

的制定方法<sup>[5]</sup>; 自2003年颁布土壤生态筛选导则(ecological soil screening guidance, Eco-SSG)<sup>[6]</sup>以来已逐步建立了17种痕量金属(或类金属)对植物、土壤无脊椎动物和野生动物(鸟类和哺乳动物)的土壤生态筛选值。目前已逐步形成了由多个标准组成的体系, 包括通用土壤筛选值(generic SSLs)、基于生态的土壤筛选值(Eco-SSLs)、人体健康土壤筛选值及土壤放射性核素筛选值等。

荷兰住房、空间规划和环境部(Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, VROM)制定了有机质和粘粒含量分别为10%和25%的标准土壤中污染物的目标值(target values)、干预值(intervention values)及部分污染物造成土壤严重污染的警示值(indicative levels for serious contamination)<sup>[7]</sup>。其中目标值是指土壤质量具备可持续利用情况下的污染物含量, 即保护土壤支持人和动植物生存的全部功能的污染物阈值; 干预值是指土壤功能受到严重损害时的污染物含量, 该值是基于土壤污染物对人体健康的影响及生态毒理效应的广泛研究而确定的; 警示值是指未规定其修复干预值的污染物引起土壤严重污染时的浓度。而当土壤中污染物的浓度介于目标值与干预值之间时, 则需通过估算该土壤的最大允许风险(maximum permissible risk, MPR), 以确定是否要对其采取进一步调查或干预。标准中规定了限量值的污染物包括镉、铬、镍、铅、汞等19种金属及类金属元素。

英国环境署以保护人体健康为目的制定了土壤质量指导值(soil guideline value, SGV), 该值是人体长

收稿日期: 2011-07-26; 修订日期: 2012-01-12

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项(200903015)资助

作者简介: 王小庆(1979-), 女, 安徽安庆人, 博士研究生, 讲师, 主要从事土壤重金属生态阈值方面研究。E-mail: wangxq97@sina.com

\*通讯作者: E-mail: ybma@caas.ac.cn

期暴露于某土壤污染物时,对人体健康无风险或产生最小暴露风险的浓度水平,基于有机质含量为6%的砂质土壤制定<sup>[8]</sup>。该指导值是通用评价标准,只用于评价土壤中污染物对人体健康(保护对象不包括建筑工人和非人类受体)的长期暴露风险,未考虑短期急性暴露风险,且不可作为修复标准使用。英国环境署又于2009年将新开发的污染场地暴露评价模型及相应软件用于修订和补充土壤质量指导值。同时发布了制定生态风险评价土壤筛选值的征求意见,以期制定用于识别土壤污染物对生态系统受体暴露风险的土壤筛选值(soil screening value,SSV)<sup>[9]</sup>。

加拿大环境部长理事会(Canadian Council of Ministers of the Environment,CCME)于1996年分别制定了保护生态和人体健康的土壤质量指导值,并取两者中的最小值作为最终的综合性土壤质量指导值<sup>[10]</sup>。

表1 制定土壤质量标准中考虑的因素<sup>[14]</sup>

Table 1 Key elements involved in the soil legislative framework of various countries

因素 Factor	比利时 Belgium	荷兰 Netherlands	德国 Germany	法国 France	瑞典 Sweden	挪威 Norway	英国 Britain	加拿大 Canada	瑞士 Switzerland	美国 U.S.A	中国 China
复值	√	√	√		√						
调查值	√		√	√	√	√	√	√	√	√	
土地利用类型	√		√	√	√		√	√	√	√	√ <sup>a</sup>
保护人类健康	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
保护生态系统	√ <sup>a</sup>	√			√	√		√		√	
保护地下水和地表水					√	√		√			

注:a表示只部分考虑

表2 各国农业土壤中痕量元素的限量值(mg kg<sup>-1</sup>)

Table 2 Limited values of trace elements in the agricultural soil quality standards

元素 Element	荷兰 <sup>[16]</sup> (目标值/干预值)		澳大利亚 <sup>[16]</sup> (健康/生态调查值)		法国 <sup>[16]</sup> (目标值/干预值)		美国 <sup>[18]</sup> (生态筛选值 a)		中国 <sup>[19]</sup> (二级)	
	加拿大 <sup>[15]</sup> Canada	Netherlands (Target value / Intervene value)	日本 <sup>[17]</sup> Japan	Australia (Health/Ecological investigation value)	France (Target value / Intervene value)	英国 <sup>[9]</sup> Britain	U.S.A (Eco-screening value)	U.S.A (Eco-screening value)	China(The second level)	China(The second level)
As	12	20/55	15	100/20	19/37	20	18	40/30/25	pH<6.5/6.5~7.5/>7.5	pH<6.5/6.5~7.5/>7.5
Pb	70	50/530	0.01b	300/600	200/400	-	120	250/300/350		
Cd	1.4	0.6/12	0.01b	20/3	10/20	1(pH=6)	32	0.3/0.3/0.6		
Cu	63	40/190	125	1000/-	95/190	-	70	50/100/100		
Zn	200	140/720		7000/200	4500/9000	-	160	200/250/300		
Cr	64	-	0.05b (Cr6+)	100/1 (Cr6+)	-	130	NAc	150/200/250		
Hg	-	-	0.0005b	15/1	-	8	NAc	0.3/0.5/1.0		
Ni	-	-	-	600/60	-	50	38	40/50/60		

## 2 建立土壤环境质量基准的技术框架

环境基准是制定环境标准的基础和科学依据<sup>[12]</sup>,两者之间存在着必然的联系和一定的数值关系。研究者们对土壤环境基准的确立进行了大量研究并提出了多种方法<sup>[20-22]</sup>。自20世纪90年代美国环保署提出健康和生态风险的概念以来,基于风险的土壤环境质量基准的研究成为人们关注的焦点。在环境风险评价

又于2006年对土壤质量指导值的制定规程中缺省参数的设置、分配模型的使用、不同类型化学物质对应的暴露方式、受体情况及暴露途径等内容进行了更新和完善,规定了农业用地、居住/公园用地、商业用地和工业用地4种土地利用方式下土壤质量指导值的推导方法和计算公式<sup>[11]</sup>。

土壤环境质量标准是基于科学的基准值并结合社会、经济、技术水平等因素制定<sup>[12]</sup>,且各国在标准制定过程中所采用的基准值也不同(表1),如基于生态安全的“生态基准”或基于人体健康的“健康风险(卫生)基准”。保护对象、土地利用方式划分、暴露途径设置、毒理数据来源及评价方法、可接受风险水平高低、土壤类型等因素的差异使得各国土壤环境质量标准差别较大<sup>[13]</sup>(表2)。

中基于污染物对保护对象的暴露浓度,通过剂量-效应关系推导出该污染物的影响程度,从而确定其风险水平;而在确立基于风险的基准时,则基于既定影响程度(为一定风险水平而不应超过的影响程度)通过剂量-效应关系反推出污染物的浓度。利用风险评价技术建立土壤环境质量基准,在数据的选择与分析方面已形成较为标准的技术方法(图1),且目标灵活多样,可依据不同的保护程度(即风险水平)建立如筛选

值、行动值、参考值及修复值等。这也与环境基准值不是所谓的不产生不良或有害影响的最大单一浓度或单一的无作用剂量,也不是超过该剂量或浓度就导致

不良或有害的效应,而是一个基于不同保护对象的多目标函数或一个范围值<sup>[13]</sup>的概念相吻合。

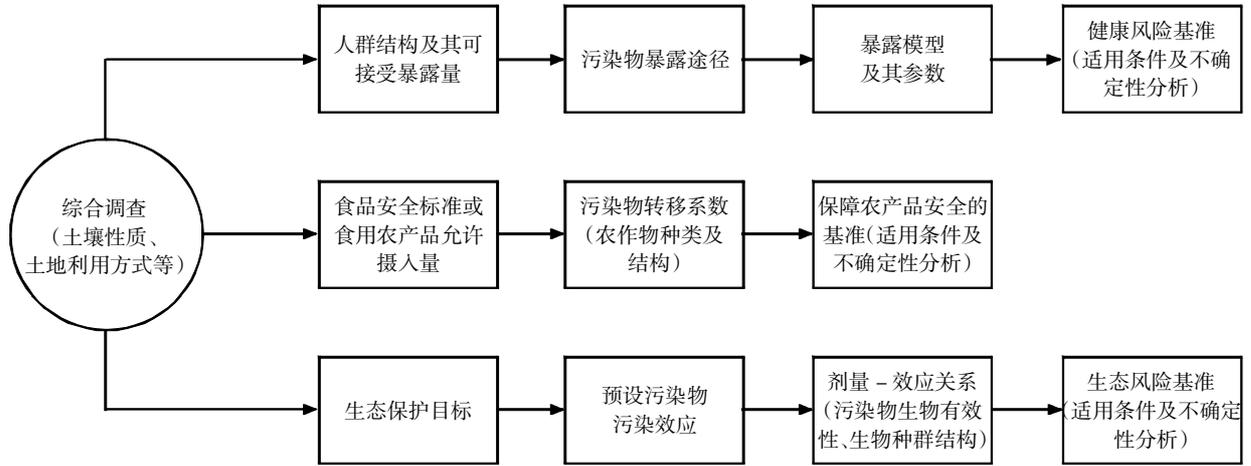


图1 土壤风险基准值建立的技术框架

Fig. 1 The technological framework of deriving soil quality threshold

痕量金属元素均为自然生成物,在不同区域其环境本底值差别较大,且其对敏感受体(保护对象)的毒性不仅与其本身性质有关,还取决于其在环境中的存在形态和介质条件,因此污染物毒性及敏感受体(保护对象)的暴露途径是建立土壤环境基准的关键因素<sup>[23]</sup>。由于不同土地利用方式下(居住用地、工业/商业用地、农业用地等)保护对象及其暴露途径有很大差异,土壤环境质量基准一般是依据保护对象分别建立。

## 2.1 健康风险基准的建立

在建立旨在保护人体健康的土壤环境质量基准时,由于保护对象(受体)单一,且污染物对于受体(人体健康)不良反应的毒性阈值(毒性)已明确,如世界卫生组织(World Health Organization, WHO)、国际癌症研究总署(International Agency for Research on Cancer, IRAC)及美国环保署的国家环境评估中心(National Center for Environmental Assessment, NCEA)等权威机构相继发布了不同人群对于不同污染物的可接受日摄入量(tolerable daily intake, TDI)。故健康风险基准值建立的关键在于根据不同的暴露途径计算出污染物对于受体的暴露剂量,其暴露途径主要有摄取(通过食物链或饮用水)、呼吸及表皮接触等。不同的土地利用方式或保护群体(儿童、成年人或从事特定工作的人群),其相应的暴露途径略有不同。如根据人体血铅含量推导铅的健康风险基准时,居住用地考虑直接摄入土壤和灰尘、饮食铅暴露(包括饮用水)、呼吸摄入土壤和灰尘这三条暴露途径,而对于工业/商业用地则

只考虑直接及呼吸摄入土壤和灰尘两条暴露途径<sup>[24]</sup>。

建立健康风险基准值时需考虑污染物在环境介质中的分配及迁移转化的过程、环境介质条件、暴露途径等,为标准化其计算过程,欧美等国分别开发建立了多介质多途径的暴露模型确定不同人群经口腔摄入、皮肤接触、呼吸摄入和摄入污染蔬菜等途径的污染物暴露量,如英国的CLEA模型(contaminated land exposure assessment)、加拿大的SQGTG(soil quality guidelines task group)模型、荷兰的CSOIL(contaminated soil)模型、德国的UMS模型、欧盟的EUSES(European union system for the evaluation of substances)模型以及美国的RBCA(risk-based corrective action)模型等。建立基准值时首先依据土地利用方式及保护群体确定污染物暴露途径,并依据模型选取相应的参数进行计算。如加拿大的健康风险基准计算模型利用日允许暴露量、环境本底暴露量、土壤分配系数、保护群体体重参数、土壤直接摄入率、呼吸摄入土壤率、皮肤接触土壤率、暴露时间、土壤环境背景值等来计算,且按婴儿、幼儿、儿童、青少年、成年划分不同保护群体,赋予各类参数不同值<sup>[10]</sup>。暴露途径、污染物暴露年限及每日暴露时间、是否考虑非土壤来源暴露途径(如除食物以外的其它消费品所带来的污染)、毒理数据来源、可接受风险水平、土壤类型等因素的差异造成了各国健康风险基准值的差异<sup>[14]</sup>。

对于镉、砷、汞等有害元素,其土壤中的浓度在达到毒害植物之前就可使作物可食部分含量超过食用

标准而危害人类健康<sup>[25]</sup>,需从污染物在土壤—植物系统中的迁移富集特点出发,通过估算人类食用农产品的污染物摄取剂量(作物食用部分污染物浓度与食用量乘积)或粮食安全标准等建立保障农产品质量与食物安全的土壤环境基准值。建立不同食用作物对各污染物的转移系数(bioaccumulation factor, BCF;指植物吸收富集某污染物含量与土壤中污染物含量之比)数据是推导此类基准值的技术关键。而植物对痕量金属元素的吸收富集除与该元素在土壤中的含量及其对植物的有效性有关外,还与植物种类、土壤性质及光温等生态因素有关<sup>[26-27]</sup>。学者们通过模拟土壤化学、植物生理等过程推算痕量金属在土壤—土壤溶液—植物系统的迁移转运规律,建立了作物对污染物转移系数的机理模型<sup>[28-29]</sup>;而将转移系数与显著影响植物对痕量金属吸收的因子土壤 pH、有机质等进行线性回归建立的经验模型,则简单量化了土壤性质与转移系数之间的关系,且能较好地依据土壤性质预测污染物的转移系数<sup>[30]</sup>。机理模型及经验模型的建立可将基于某种土壤的转移系数外推到其它土壤类型,但由于污染物转移系数与作物种类密切相关,推导土壤基准值时对于 BCF 的选取还需采取数理统计的方法:如取多个作物 BCF 值的 90 分位值<sup>[31]</sup>或利用累计分布函数对多个作物 BCF 进行拟合后依据风险水平选取不同累计概率下对应的 BCF<sup>[32]</sup>。

## 2.2 生态风险基准的建立

由于土壤属于高异质性介质,且生态受体(土壤微生物、土壤动物及植物)数量众多,故生态风险基准的建立远比健康风险基准复杂得多,目前也只有为数不多的国家建立了生态基准,并基于此制定了旨在保护生态安全的土壤环境质量标准。

确定污染物的毒性,即毒性阈值是建立生态风险基准的基础。痕量金属元素污染物的毒性/生物有效性与污染物的化学形态密切相关,污染物在土壤中吸附/解吸、溶解/沉淀、络合/解离等化学反应,以及污染物的淋溶、挥发、径流、降解等物理/化学/生物作用影响其毒性/生物有效性<sup>[34]</sup>,另外土壤质地、土壤 pH、阳离子交换量(CEC)、粘粒含量(Clay)、土壤有机质含量(OM)等亦是影响痕量金属元素毒性/生物有效性的重要因子<sup>[33-34]</sup>。

传统的痕量金属元素污染物毒性测定多依赖于化学分析,如利用强酸、弱酸、中性盐、螯合剂等提取污染物的相应形态,从而评价其毒性/生物有效性的大小。这类方法未考虑土壤类型及评价受体的差异,缺乏生态与原位相关性。此方法也无法体现污染物在

土壤中随时间的变化性,如痕量金属老化。

生物测试是表征土壤污染物毒性最直观的标准方法,主要有植物、微生物、土壤动物检测法<sup>[35]</sup>。实验室人工污染为基础的生物测试是当前使用最广泛测试方法,该方法通过污染物浓度与生物体效应之间的关系计算出毒性阈值,毒性阈值通常以试验生物个体对污染物的半数致死(效应)浓度(L(E)C50)、10%效应浓度(EC10)、无效应浓度(NOEC)和最大可接受的毒性浓度(MATC)等表示。生物测试能较为准确地表征污染物的毒性,但由于供试土壤及生物体各不相同,不同来源的毒性阈值存在很大的差异,如李波等通过生物测试所获得铜在不同土壤中对大麦根伸长的 EC50 值在 67 ~ 1129 mg kg<sup>-1</sup> 之间<sup>[36]</sup>。利用生物测试获得的毒性阈值建立土壤生态基准时需要数值进行校正,以消除不同土壤性质等引起的差异。

应用预测模型来评价痕量金属的毒性/生物有效性是近几年新兴的研究方法,包括陆地生物配体模型(t-BLM)等机理模型及经验模型。t-BLM 通过研究土壤痕量金属的化学形态与其生物效应、土壤理化性质(包括竞争性离子 Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup> 等)与金属形态、土壤理化性质与痕量金属引起的生物效应等之间的关系,确定影响土壤痕量金属生物有效性/毒性的主控因子(土壤性质和痕量金属形态两个方面),并将其关系表征量化。Thakali 等建立了大麦根伸长的 t-BLM 并将其用于预测土壤中铜、镍对大麦根伸长的毒性<sup>[37]</sup>,随后又将建立的 t-BLM 扩展到了预测铜、镍对植物、土壤动物和土壤微生物的毒性<sup>[38]</sup>。Lock 等通过石英砂、营养液及人工和田间土壤的 14 天暴露试验研究,建立并验证了预测土壤中钴对蠕虫(*Enchytraeus albidus*)急性毒性的 t-BLM<sup>[39]</sup>。尽管 t-BLM 在实验室条件下已取得了较好的预测效果,其理论还存在一定的缺陷,且土壤或沉积物中痕量金属生物毒害的影响因子远比水体复杂,t-BLM 在自然环境中的实际应用还需验证和完善<sup>[40]</sup>。相比于机理模型,经验模型的建立则简单得多,通过选取多种类型的土壤在同一条件下进行生物毒理学实验,而后将毒性阈值与土壤理化性质参数(pH、CEC、OM 等)进行回归分析,建立表征土壤理化性质参数与痕量金属生态毒性之间关系的经验模型。Rooney 等利用欧洲土壤的毒理学数据,建立了铜、镍对西红柿生长和大麦根伸长毒害的经验模型<sup>[41-42]</sup>,李波等基于中国土壤建立的铜、镍对大麦根伸长、西红柿及小白菜生长毒害的经验模型,能较好地预测铜、镍在中国及欧洲土壤中的毒性;同时汇总中国和欧洲土壤的毒性阈值及土壤性质参数,建立了一个更加普

遍适用的经验模型<sup>[36,43]</sup>。毒性预测模型的建立有助于推导适用性更强的区域性的或对应土壤类型的土壤环境质量基准。

目前,绝大多数的生物测试都是在实验室中利用有限物种进行的,各国学者建立的毒性预测模型也只是基于有限物种<sup>[36,41-43]</sup>,而建立土壤环境质量基准应考虑污染物对整个生态系统的影响<sup>[44]</sup>。因此,研究者们采用数理统计的方法将有限的毒理学试验结果及预测模型外推到实际生态系统中,物种敏感度分布法<sup>[45]</sup>和评估因子法<sup>[46]</sup>是两种最常见的外推方法。

物种敏感性分布法(species sensitivity distribution, SSD)假设生态系统中不同物种对某一污染物的敏感性(EC10、L(E)C50等)能够被一个分布所描述,通过生物测试获得的有限物种的毒性阈值是来自于这个分布的样本,可用于估算该分布的参数<sup>[45]</sup>。可选用不同的累计概率分布函数,如Log-normal、Log-logistic、Log-triangular及Burr III<sup>[47-49]</sup>等拟合计算函数参数,依据求出的概率分布模型,定义危害浓度(hazardous concentration, HC<sub>p</sub>),即污染物对生物的效应浓度小于等于HC<sub>p</sub>的概率为p,在此浓度下,生境中(100-p)%的生物是(相对)安全的,通常以HC<sub>5</sub>作为危害浓度值<sup>[45,48]</sup>。虽然选择保护水平是政策决定,但它反映了统计考虑(HC<sub>p</sub>太小,风险预测不可靠)和环境保护需求(HC<sub>p</sub>应尽可能地小)的折中<sup>[50]</sup>。利用HC<sub>5</sub>即可推导出用于生态风险评价和环境质量标准制定的预测无效应浓度(predicted no effect concentration, PNEC)<sup>[45]</sup>。自20世纪70年代末,SSD法已被国际上多个国家和机构确立为制定环境质量标准的方法。

当可获得的毒性数据较少时,PNEC的推导通常是应用评估因子(assessment factor, AF)法,即由某一最敏感物种的急性或慢性毒理学数据除以评估因子(AF)来得到PNEC<sup>[46,51]</sup>。AF主要依据物种数目、评价终点、测试时间等确定,对于急性毒性数据AF通常取值1000,慢性毒性数据则依条件取值10、50、100等<sup>[52]</sup>。评估因子法较为简单,但在因子选择上存在着很大的不确定性<sup>[51]</sup>,瑞典和挪威的土壤生态基准值即基于此法推导<sup>[53]</sup>。

### 3 我国土壤环境质量标准存在的问题及发展趋势

我国土壤环境质量标准(GB15618-1995)于1995年7月13日正式发布,该标准的制定体现了当时的最新科研成果,统一了全国土壤环境质量标准,为我

国的土壤环境污染研究、土壤环境质量评价、预测等提供了科学依据,促进了土壤资源的保护、管理与监督,对提高土壤环境质量起到了积极作用。但由于科学技术水平的限制,该标准在制定时基本缺乏土壤环境质量基准的指导,存在着诸多的缺点和不足,已无法适应新形势下土壤环境保护工作的需要<sup>[54]</sup>。众多学者也对我国土壤环境质量标准体系存在的问题进行了探讨<sup>[55-56]</sup>。总体看来,我国的土壤环境质量标准主要存在以下几个方面的问题:(1)标准以土壤应用功能分区分级制定,主要基于对农业用地的保护,未有针对具体保护对象的多目标限量值。土壤的功能不仅局限于为人类生产食物和纤维,更重要的是维持地球上的生态系统<sup>[57]</sup>,因此在制定土壤环境质量标准时应同时考虑对人体健康和生态系统的保护。应划分典型的土地利用方式,分别考虑土壤污染物对生态受体的毒害效应及人体暴露于土壤污染物的健康风险,建立多层次标准值<sup>[57-59]</sup>;(2)标准过于统一,缺乏区域性的或土壤类型对应的标准,可操作性较差:如《土壤环境质量标准》中痕量金属元素的一级标准值依据土壤中该元素背景值制定。而我国地域辽阔,元素背景含量变化范围较大,如A层土壤中镍的背景值为7.7~71.0 mg kg<sup>-1</sup>,其中位值、75分位值及90分位值分别为24.9、33.0及42.4 mg kg<sup>-1</sup><sup>[60]</sup>,现行土壤镍标准中的一级标准值为40 mg kg<sup>-1</sup><sup>[61]</sup>,大于镍背景值的中位值但小于其90分位值,表明有10%以上地区在未受任何镍污染时,土壤中镍含量已高于一级标准值,而在低背景区,即使土壤受到一定程度的镍污染,仍符合一级标准,不利于污染防治和土壤保护<sup>[61]</sup>。影响土壤形成的自然条件(如地形、母质、气候、生物等)差异很大,土壤种类繁多,过分统一的土壤质量标准无法体现土壤高度异质性对污染物毒性的影响<sup>[62-63]</sup>;(3)污染物形态单一,部分标准值设置不合理:现行标准中的痕量金属元素均以总量为指标,并未考虑其在不同类型土壤中的毒性差异,无法准确判定土壤痕量元素的真实污染情况。如万洪富等分别以《土壤环境质量标准》二级标准和《食品中污染物限量》评价广东省珠海市的土壤(pH=5.71)及部分作物中铅、镍、镉的污染状况,发现作物中铅含量超标率达3.90%,而土壤中铅含量超标率仅为0.13%,土壤中镍含量超标最严重,高达23.23%,但作物中镍未有超标现象。表明在此土壤中同一元素的土壤和作物两者之间超标率并不一致,甚至相互矛盾<sup>[64]</sup>。(4)缺乏土壤环境基准的系统研究,尚无完善的标准制定程序<sup>[54]</sup>:我国土壤环境质量标准(GB15618-1995)是十几年前在基础数据不很完备的

条件下制定的<sup>[65-66]</sup>,基本缺乏土壤环境质量基准的指导<sup>[65]</sup>。以保护生态系统、人体健康为目标而确定的土壤污染物临界含量(基准值),是制定土壤环境质量标准的基础依据<sup>[59]</sup>。根据科学统一的技术框架开展土壤污染风险评价,分别建立土壤健康基准与生态基准,依据不同的基准值制定基于风险的土壤环境质量标准已成为国际发展趋势<sup>[67-68]</sup>。我国在土壤污染基础调查、污染土壤修复技术等方面取得了显著进展,但土壤污染风险评价还处于起步阶段。目前有关土壤污染物风险评价的研究多集中于评价方法的评述<sup>[69-71]</sup>,虽然也有部分针对具体土壤的风险评价案例,但基本上都是以当地土壤的背景值或引用国外的标准值作为评价标准<sup>[72-74]</sup>,并不能准确反映我国土壤污染的真实情况。李波及其研究团队通过广泛采集 17 种代表性的中国土壤,选取不同灵敏性的植物品种和微生物作为测试生物进行了规范的生物测试,获得了大量可靠的毒理学数据。建立了铜、镍对植物及土壤微生物的毒性预测模型<sup>[36,43,75,76]</sup>,为我国土壤中铜、镍的风险评价奠定了坚实的基础,也为土壤中铜、镍生态基准值的建立提供了数据基础。

## 4 结语

欧美等国多是结合土壤风险评价的实践开展了土壤环境基准的系统研究,并逐步建立起较为完善的土壤环境质量标准体系。我国现行的土壤环境质量标准在制定时基本缺乏土壤环境质量基准的指导,存在着诸多的缺点和不足,已无法适应新形势下土壤环境保护工作的需要。应选择性地借鉴国际先进方法与经验,大力开展我国土壤环境质量基准的研究,同时建立科学的土壤环境质量标准制定程序,为我国土壤环境质量标准的修订和执行奠定科学基础。

## 参考文献:

- [1] 仲维科,樊耀波,王敏健.我国农作物的重金属污染及其防止对策[J].农业环境保护,2001,20(4):270-272.
- [2] 马往校,段敏,李岚.西安市郊区蔬菜中重金属污染分析与评价[J].农业环境保护,2000,19(2):96-98.
- [3] 李其林,黄昉.重庆市近郊蔬菜基地蔬菜中重金属含量变化及污染情况[J].农业环境与发展,2000,17(2):42-44.
- [4] 张勇.沈阳郊区土壤及农产品重金属污染的现状评价[J].土壤通报,2001,32(4):182-186.
- [5] USEPA (United States Environmental Protection Agency). Soil Screening Guidance: User's Guide Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, 1996.
- [6] USEPA (United States Environmental Protection Agency). Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, 2003.
- [7] VROM (Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment). Annexes circular on target values and intervention values for soil remediation[R]. The Hague, 2000.
- [8] EA (Environment Agency). The contaminated land exposure assessment (CLEA) model: Technical basis and algorithms, Department for Environment, food and rural affairs [S]. The Environmental Agency, Publication CLR 10, ISBN 1-857-05749-X, 2002.
- [9] EA (Environment Agency). Soil Guideline Values. <http://www.environment-agency.gov.uk/research/planning>, 2011.
- [10] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines[S]. Winnipeg, 1996.
- [11] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines[S]. Winnipeg, 2006.
- [12] 周启星,罗义,祝凌燕.环境基准值的科学研究与我国环境标准的修订[J].农业环境科学学报,2007,26(1):1-5.
- [13] 张红振,骆永明,夏家淇,等.基于风险的土壤环境质量标准国际比较与启示[J].环境科学,2011,32(3):795-802.
- [14] 张红振.土壤中重金属的自由态离子浓度测定、作物富集预测和环境基准研究[D].南京:中国科学院南京土壤研究所,2010,12-13.
- [15] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). Canadian Environmental Quality Guidelines Summary Table. <http://st-ts.ccme.ca/?chems=all&chapters=all>, 2011.
- [16] STEPHEN JOHNSON. Guidelines for Screening Contaminated Soils. <http://sanaterre.com/guidelines/index.html>, 2011.
- [17] Ministry of the Environment, Government of Japan. Environmental Quality Standards for Soil Pollution. <http://www.env.go.jp/en/water/soil/sp.html>, 2011.
- [18] USEPA (United States Environmental Protection Agency). Ecological soil screening levels. <http://www.epa.gov/ecotox/ecossl>, 2011.
- [19] 中国环境保护局,国家技术监督局. GB15618-1995. 土壤环境质量标准[S].北京:国家环境保护局,1995.
- [20] VAN TILBORG W J M A. Further look at zinc refuted. Rozendaal [M]. The Netherlands: VTBC. 1996, 45.
- [21] GEZONDHEIDSRAAD. Ecotoxicologische risico - evaluatie van stoffen [S]. The Hague, The Netherlands. Publication 1988/28, 1988.
- [22] SLIJKERMAN D M E, VAN GESTEL C A M, VAN STRALEN N M. Conceptueel kader voor de afleiding van ecotoxicologische risicogrenzen voor essentiële metalen. Amsterdam, The Netherlands: Instituut voor Ecologische Wetenschappen, Afdeling Dieroecologie, Report D00020, 2000.
- [23] USEPA (United States Environmental Protection Agency). Framework for Metals Risk Assessment. EPA 120/R-07/001. <http://www.epa.gov/osa/metalsframework/pdfs/metals-risk-assessment-5597-final.pdf>, 2007.
- [24] 张红振,骆永明,章海波,等.基于人体血铅指标的区域土壤环境铅基准值[C].第四届国家环境与健康论坛论文集,2009,328-338.
- [25] MCLAUGHLIN M J, PARKER D R, CLARKE J M. Metals and micronutrients - Food safety issues [J]. Field Crops Research, 1999, 60:

- 143 - 163.
- [26] 吴燕玉, 王 新, 梁仁禄, 等. Cd, Pb, Cu, Zn, As 复合污染在农田生态系统的迁移动态研究 [J]. 环境科学学报, 1998, 18 (4): 407 - 414.
- [27] 王 新, 吴燕玉. 不同作物对重金属复合污染物吸收特性的研究 [J]. 农业环境保护, 1998, 17(5): 193 - 196.
- [28] SAUVE S, HENDERSHOT W, ALLEN H E. Solid - solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden, and organic matter (TOC) [J]. Environmental Science and Technology, 2000, 34(7): 1125 - 1131.
- [29] JANSSEN R P T, POSTHUMA L, BAERSELMAN R, et al. Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils I. Relationship between metal partition coefficients and soil characteristics [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1997, 16(12): 2479 - 2488.
- [30] BRUS D J, DEGRUIJTER J J, WALVOORT D J J, et al. Mapping the Probability of Exceeding Critical Thresholds for Cadmium Concentrations in Soils in the Netherlands [J]. Journal of Environmental Quality, 2002, 31:1875 - 1884.
- [31] 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究 V - 镉在土壤 - 作物系统中的富集规律与农产品质量安全[J]. 土壤学报, 2010, 47(4): 628 - 638.
- [32] LYNDALL J, FUCHSMAN P, BOCK M, et al. Probabilistic risk evaluation for triclosan in surface water, sediments, and aquatic biota tissues [J]. Integrated Environmental Assessment and Management, 2010, 6(3): 419 - 440.
- [33] CHAPERON S, SAUVE S. Toxicity interactions of cadmium, copper, and lead on soil urease and dehydrogenase activity in relation to chemical speciation [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2008, 70: 1 - 9.
- [34] STEPHENSON G L, SOLOMON K R, HALE B, et al. In Environmental Toxicology and Risk Assessment: modeling and risk assessment [M] //Dwyer F J, Doane T R, Hinman M L. American Society for Testing and Materials[C]. Philadelphia, PA, 1997, 474 - 489.
- [35] OECD (Organization for Economic Co - operation and Development). Guideline for the Testing of Chemicals: Terrestrial Plant Test, No. 208 and No. 207 (draft documents)[S]. Paris, France, 2003.
- [36] 李 波, 马义兵, 刘继芳, 等. 西红柿铜毒害的土壤主控因子和预测模型研究[J]. 土壤学报, 2010, 47(4): 665 - 673.
- [37] THAKALI S, ALLEN H E, DI TORO D M, et al. A terrestrial biotic ligand model 1: development and application to Cu and Ni toxicity to barley root elongation in soils [J]. Environmental Science and Technology, 2006a, 40: 7085 - 7093.
- [38] THAKALI S, ALLEN H E, DI TORO, et al. A terrestrial biotic ligand model 2: Application to Ni and Cu toxicities to plants, invertebrates, and microbes in soil [J]. Environmental Science and Technology, 2006b, 40: 7094 - 7100.
- [39] LOCK K, DE SCHAMPELAERE K A C, BECAUS S, et al. Development and validation of an acute biotic ligand model (BLM) predicting cobalt toxicity in soil to the potworm *Enchytraeus albidus* [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38: 1924 - 1932.
- [40] 罗小三, 周东美, 李连祯, 等. 水、沉积物和土壤中重金属生物有效性 / 毒性的生物配体模型研究进展 [J]. 土壤学报, 2008, 45(3): 535 - 543.
- [41] ROONEY C P, ZHAO F J, MCGRATH S P. Soil factors controlling the expression of copper toxicity to plants in a wide range of European soils [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2006, 25: 726 - 732.
- [42] ROONEY C P, ZHAO F J, MCGRATH S P. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: influence of soil properties, Ni solubility and speciation [J]. Environmental Pollution, 2007, 145: 596 - 605.
- [43] 李 波. 外源重金属铜、镍的植物毒害及预测模型研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2010, 25 - 42.
- [44] NEWMAN M C, OWNBY D R, MEZIN L C A. Applying species - sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19(2): 508 - 515.
- [45] SELCK H, RIEMANN B, CHRISTOFFERSEN K, et al. Comparing Sensitivity of Ecotoxicological Effect Endpoints between Laboratory and Field [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2002, 52: 97 - 112.
- [46] KOIJMAN S A L M. A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species [J]. Water Research, 1987, 21: 269 - 276.
- [47] POSTHUMA L, TRAAS T P, SUTER G W. General introduction to species sensitivity distributions [M] //Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology [C]. Boca Raton, FL, USA: Lewis, 2002, 3 - 9.
- [48] VAN STRAALLEN N M. Theory of ecological risk assessment based on species sensitivity distributions [M] //Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology [C]. Boca Raton, FL, USA: Lewis, 2002, 37 - 48.
- [49] SHAO Q. Estimation for hazardous concentrations based on NOEC toxicity data: An alternative approach [J]. Environmetrics, 2000, 11: 583 - 595.
- [50] 金小伟, 雷炳莉, 许宜平, 等. 水生态基准方法学概述及建立我国水生态基准的探讨[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(5): 609 - 616.
- [51] 雷炳莉, 黄圣彪, 王子健. 生态风险评估理论和方法[J]. 化学进展, 2009, 21(2/3): 350 - 358.
- [52] JAN A, ROBERT D, URSULA K, et al. Environmental risk assessment of existing chemicals [J]. Environmental science and pollution research, 1994, 1(2): 117 - 123.
- [53] JEROEN P, CHRISTA C, FRANK S. Comparison of soil clean - up standards for trace elements between countries: why do they differ? [J]. Soils Sediments, 2006, 6(3): 173 - 181.
- [54] 周启星, 安 婧, 何康信. 我国土壤环境基准研究与展望[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(1): 1 - 6.
- [55] 王绛辉, 陈 凯, 马义兵, 等. 土壤环境质量标准的有关问题探讨 [J]. 山东农业科学, 2007, 5: 131 - 134.
- [56] 温晓倩, 梁成华, 姜彬慧, 等. 我国土壤环境质量标准存在问题及修订建议[J]. 广东农业科学, 2010, (3): 89 - 94.
- [57] 吕晓南, 孟赐福, 麻万诺, 等. 土壤质量及其演变 [J]. 浙江农业学报, 2004, 16(2): 105 - 109.
- [58] 王国庆, 骆永明, 宋 静, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究 II - 国际动态及中国的修订考虑 [J]. 土壤学报, 2005, 42 (4): 666 -

- 673.
- [59] 周国华, 秦绪文, 董岩翔. 土壤环境质量的制定原则与方法[J]. 地质通报, 2005, 24(8): 721 - 727.
- [60] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值 [M]. 北京, 中国环境出版社, 1990, 86 - 87.
- [61] 袁建新, 王云. 我国《土壤环境质量标准》现存问题与建议[J]. 中国环境监测, 2000, 16(5): 41 - 44.
- [62] GILLER K E, WITTER E, MCGRATH S P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soil: a review [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1998, 30: 1389 - 1414.
- [63] LOFTS S, SPURGEON D J, SVENDSEN C, et al. Deriving soil critical limits for Cu, Zn, Cd, and Pb: A method based on free ion concentrations [J]. Environmental Science and Technology, 2004, 38: 3623 - 3631.
- [64] 万洪富, 周建民, 陈能场, 等. 我国酸性土壤地区土壤环境质量标准实践中的修改建议—以铅、镍和镉的标准研究为例 [J]. 土壤, 2009, 41(2): 192 - 195.
- [65] 夏家淇, 骆永明. 关于土壤污染的概念及其三类评价指标体系的探讨[J]. 生态与农村环境学报, 2006, 22(1): 87 - 90.
- [66] 章海波, 骆永明, 李志博, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究Ⅲ—污染土壤的生态风险评估[J]. 土壤学报, 2007, 44(2): 338 - 349.
- [67] CARLON C (Ed.). Derivation methods of soil screening values in Europe: A review and evaluation of national procedures towards harmonization [M]. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, EUR 22805 - EN, 2007, 36.
- [68] CHEN M F. Review of risk based guidance and modeling approaches in the UK and USA [M]. Proceeding of the 3rd International Conference on Soil Pollution and Remediation. 2008, 198 - 208.
- [69] 赵其国, 骆永明, 滕应. 中国土壤保护宏观战略思考 [J]. 土壤学报, 2009, 46(6): 1140 - 1145.
- [70] 骆永明. 污染土壤修复技术研究现状与趋势 [J]. 化学进展, 2009, 21(2P3): 558 - 565.
- [71] 刘晶, 滕彦国, 崔艳芳, 等. 土壤重金属污染生态风险评价方法综述[J]. 环境监测管理与技术, 2007, 19(3): 6 - 11.
- [72] 方晰, 金文芬, 李开志, 等. 长沙市韶山路沿线不同绿地土壤重金属含量及其潜在生态风险[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3): 64 - 70.
- [73] 何佳, 郑一新, 丁宏伟, 等. 滇池湖滨蔬菜种植区土壤污染物生态风险评价[J]. 环境科学导刊, 2010, 29(2): 75 - 78.
- [74] 李丽和, 曹云者, 李秀金, 等. 典型石油化工污染场地多环芳烃土壤指导值的获取与风险评价[J]. 环境科学研究, 2007, 20(1): 30 - 35.
- [75] 张洪涛, 李波, 刘继芳, 等. 西红柿镍毒害的土壤主控因子和预测模型研究[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(4): 569 - 576.
- [76] 韦东普. 应用发光细菌法测定我国土壤中铜、镍毒性的研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2010, 75 - 76.

## Research and Prospect on Soil Quality Benchmark for Trace Elements

WANG Xiao-qing<sup>1,3</sup>, MA Yi-bing<sup>2\*</sup>, HUANG Zhan-bin<sup>1</sup>

(1.School of Chemical and Environmental Engineering, University of Mining and Technology-Beijing, Beijing 100083, China; 2. The Key Lab of Crop Nutrition and Fertilization of Ministry of Agriculture, Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 3.Department of Environmental and Chemical Engineering, Luoyang Institute of Science and Technology, Luoyang 471023, China.)

**Abstract:** Soil quality standard is the limited value of contaminant in the soil, and soil quality benchmark is correlated with soil quality standard necessarily and numerically. This paper discussed the development of research on soil quality standard in different countries. The relationship of soil risk assessment and risk-based soil benchmark establishment was expounded. On this basis, the problems of current soil quality standard in China were indicated. At the same time, the trends of soil quality benchmark and revision, enactment of soil quality standard in China were summarized.

**Key words:** Soil; Risk assessment; Soil quality standard; Soil quality benchmark; Trace element metal