

制订我国污染场地土壤风险筛选值的几点建议

宋静^{1,2*}, 陈梦舫^{1,2}, 骆永明^{1,2,3}, 夏家淇⁴, 吴春发^{1,2}, 罗飞^{1,2}, 韦婧^{1,2}, 李春平^{1,2}

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室, 南京土壤研究所, 江苏 南京 210008

2 中国科学院研究生院, 北京 100049, 3 中国科学院烟台海岸带研究所, 山东 烟台 264003

4 环境保护部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042)

摘要: 近年来, 我国大中城市陆续开展污染企业搬迁, 环境管理上要求对搬迁场地进行商业开发前必须开展场地环境调查、风险评估和修复, 客观上要求有一套场地环境评价标准和污染土壤修复标准。针对目前国内污染场地标准缺失及盲目引用国外相关筛选值出现的误区, 分析了美国、荷兰和英国土壤筛选值差异的主要原因, 为合理借鉴国外土壤筛选值及其制定方法学提供指导, 并为我国场地土壤风险筛选值的制定提供参考。

关键词: 污染场地; 土壤筛选值; 修复目标值; 风险评估

中图分类号: X820.4 文献标识码: A 文章编号: 1006-2009(2011)03-0026-08

Suggestion on Derivation of Soil Screening Values and Remediation Goals for Contaminated Sites in China

SONG Jing^{1,2*}, CHEN Meng-fang^{1,2}, LUO Yong-ming^{1,2,3}, XIA Jia-qi⁴, WU Chun-fa^{1,2}, LUO Fei^{1,2}, WEI Jing^{1,2}, LI Chun-ping^{1,2}

(1 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese

Academy of Sciences, Nanjing, Jiangsu 210008, China; 2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai, Shandong 264003, China; 4 Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing, Jiangsu 210042, China)

Abstract Relocation of polluting industries has been taking place in major Chinese cities. Environmental site assessment, risk assessment and possible remediation were required by environmental legislation. Some soil screening values taken from foreign countries were misused for site assessment criteria or soil remediation goals in China. The main reasons were analyzed for the variation between soil screening value from USA, the Netherlands and UK. This paper is aimed to provide guidance for wise use of foreign soil screening values and its derivation methodologies and to give some suggestion on the derivation of soil screening values for China.

Key words Contaminated sites; Soil screening values; Remediation goals; Risk assessment

随着我国经济的高速发展和城市化进程的加快, 出于城市工业布局和行业调整、产业升级改造、人居安全和环境保护的需要, 20 世纪 90 年代后期, 特别是 2000 年以后, 我国各大城市陆续开始实施“退二进三”和“退城进园”的政策, 对市区内难以治理的重污染企业有计划地外迁。据估计, 2001 年—2007 年全国有 86 000 家企业关停或搬迁, 涉及化工、冶金、石油、交通运输、轻工等多种行业。企业在长期的生产经营活动过程中往往对厂址内

和周边的环境造成程度不同的污染, 企业搬迁后遗留下大量污染场地^[1]。

针对企业搬迁场地再开发过程中出现的一些

收稿日期: 2011-04-25

基金项目: 国家环境保护公益性基金资助项目 (2010467016, 201009032, 201109017); 中国科学院知识创新工程重要方向基金资助项目 (KZCX2-YW-BR-19)

作者简介: 宋静 (1974—), 男, 江苏南京人, 副研究员, 博士, 从事污染土壤调查、风险评估与修复研究工作。

* 通讯作者: E-mail: jingsong@issas.ac.cn

环境污染事故, 2004 年以来原国家环境保护总局陆续出台了系列旨在加强搬迁场地环境管理的政策性文件, 各地也陆续出台相关政策, 要求搬迁场地进行商业开发前必须要开展场地环境调查、风险评估和必要的修复。在开展上述工作中, 就需要有场地环境评价标准和污染土壤修复标准。

我国现有的土壤环境标准主要有: 《土壤环境质量标准》(GB 15618-1995)《工业企业土壤环境质量风险评价基准》(HJ/T 25-1999)和《展览会用地土壤环境质量评价标准(暂行)》(HJ 350-2007)。然而, 这些标准都存在一定的局限性, 并不能完全适用搬迁场地土壤的污染评价。这是因为: (1)《土壤环境质量标准》(GB 15618-1995)主要是依据土壤背景值和生态环境效应法制定的, 主要适用于农林用地, 不适用于居住、工商业等用地方式; (2)《工业企业土壤环境质量风险评价基准》(HJ/T 25-1999)制定时只考虑口腔与皮肤摄入土壤和迁移进入地下水两种暴露途径, 而污染物挥发暴露途径等并未考虑, 并且地下水模型和参数欠妥, 因此基准值多数偏高, 不宜采用; (3)《展览会用地土壤环境质量评价标准(暂行)》(HJ 350-2007)主要是根据美国和荷兰等相关标准取其低值制定的, 缺乏科学依据。

由于上述的种种原因, 在近年来的实践中, 各地常引用国外的场地土壤筛选值进行场地土壤污染评价, 常用的土壤筛选值包括美国环保署 (US EPA) 9 区的初步修复目标值 (Preliminary Remediation Goals PRGs) 和荷兰干预值 (Intervention Value) 等。由于对国外筛选值制定的技术背景缺乏了解, 直接引用国外筛选值或比较后选其低值都缺乏科学依据。土壤筛选值和修复目标值的选取或制定直接关系到污染场地的风险识别、管理策略和修复方案的制定, 因此制定方法科学、技术经济可行的场地土壤筛选值和修复目标值非常重要而且迫切。

文章通过分析美国、荷兰和英国土壤筛选值差异的主要原因, 旨在为合理借鉴国外土壤筛选值及其制定方法学提供指导, 并为我国场地土壤筛选值的制定提供参考。

1 美国、荷兰和英国土壤筛选值框架体系

欧美国国家根据本国相关的法律框架和管理需求, 基于不同类型风险 (人体健康和 / 或生态风险)

及风险水平 (如可忽略风险、中度风险和不可接受风险), 制定了不同用地方式 (如居住用地、商业用地、工业用地等) 下的土壤筛选值, 并将土壤筛选值与不同的风险管理策略和场地整治措施相结合。

1.1 美国土壤筛选值体系

美国很多州环保署制定了本州的土壤筛选值, 如加利福尼亚人体健康筛选值 (California Human Health Screening Levels)、佛罗里达土壤修复目标值 (Florida Soil Cleanup Target Levels)、新泽西土壤修复标准 (New Jersey Soil Cleanup Criteria) 等。此外, 美国环保署 (US EPA) 各大区也制定了土壤筛选值, 例如 9 区的初步修复目标值 (Preliminary Remediation Goals PRGs)、3 区的风险浓度值 (Risk Based Concentration, RBC) 和 6 区的人体健康筛选值 (Human Health Medium Specific Screening Levels HHMSSL) 等。出于管理的需要, 美国环保署 2009 年将 PRGs、RBC 和 HHMSSL 值整合为区域筛选值 (Regional Screening Level RSL)。

美国环保署区域筛选值 (RSL) 是基于人体健康风险制定的, 不考虑生态风险, 主要用于超级基金 (Superfund) 场地土壤污染风险的初筛和初步修复目标值的制定, 最新的更新时间为 2010 年 11 月。区域筛选值分为居住用地土壤、工业用地土壤、居住用地空气、工业用地空气、饮用水、保护地下水等 6 个类别, 并按照不同暴露途径的致癌和非致癌风险分别单独列出。

在实践中, 若场地土壤污染物浓度超过区域筛选值并不意味着该场地受到污染或需要修复, 只建议对该场地进行进一步的环境调查。区域筛选值是普适性的筛选值, 区域筛选值的网站提供在线工具通过代入场地特征参数可以计算具体场地的筛选值 (Site Specific Target Levels, SSSL)^[2]。

1.2 荷兰土壤筛选值体系

荷兰制定了两种基于风险的土壤筛选值, 即目标值 (target value) 和干预值 (intervention value)。其中, 低于目标值意味着对生态系统的风险可以忽略, 而超过干预值则意味着对生态系统或人体健康可能造成不可接受的风险。

目标值是基于最大允许浓度值 (Maximum Permissible Concentration, MPC, 又称 Maximal Permissible Risk level for ecosystems MPR_{eco}) 制定的。最大允许浓度 (MPC) 是 5% 生态物种和微生物过程或酶活性受到影响的土壤污染物浓度 (HC₅, 即 95%

的保护水平)。MPC 值是从二类物种敏感性分布 (SSDs) 曲线中得出的, 一类是土壤污染物总浓度与潜在受影响的物种的分数 (PAF) 的关系曲线上取 HC_5 值, 二是土壤污染物总浓度与微生物过程或酶活性受影响的分数的关系曲线上取 HC_5 值。从中取两类 HC_5 的低值再除以 100 (安全系数) 即为目标值。

干预值是基于两个方面得出的, 一是 50% 的生态物种或微生物过程受到影响; 二是对人体健康可能造成不可接受的风险而制定的。就人体健康风险而言, 有阈值的非致癌物的最大可接受风险 (Maximum Permissible Risk, MPR) 为每日允许摄入量, 而无阈值的致癌和基因毒性污染物最大可接受风险为 10^{-4} 致癌概率。在分别得到基于生态毒性和人体健康风险的土壤临界浓度后, 通常取两者中的低值为干预值。特殊情况下, 当较低值的不确定性很高时, 取较高的值作为干预值^[3-4]。

将目标值和干预值取其算术平均值, 即为中间值 (Intermediate Value)。荷兰的目标值和干预值都不针对特定的用地方式, 将具体场地土壤污染物的浓度 (C) 与筛选值相比, 根据比较的结果采取不同的措施:

(1) $C <$ 目标值: 土壤清洁, 适于各种土地利用方式;

(2) 目标值 $< C <$ 中间值: 土壤轻微污染, 可对土地利用采取适当限制措施;

(3) 中间值 $< C <$ 干预值: 土壤轻微污染, 需开展进一步调查, 如果还是发现 $C <$ 干预值, 可采取措施限制土地利用 (如不能种敏感的植物或直接饮用地下水等);

(4) 至少有一种污染物 $C >$ 干预值, 且污染土壤体积 $> 25 m^3$ (或污染地下水体积 $> 100 m^3$), 表示土壤严重污染, 理论上需要进行修复, 但需确定修复的紧迫性。这要通过对具体场地的人体健康风险、生态风险和污染物迁移风险进行评估据此确定该场地的修复紧迫性^[4-5]。

总之, 大于中间值就应开展调查, 大于干预值在理论上要修复, 实际还要视风险评估而定。

1.3 英国土壤筛选值体系

英国土壤筛选值体系主要包括基于人体健康风险的土壤指导值 (Soil Guideline Values, SGVs) 和基于生态风险的土壤筛选值 (Soil screening values, SSVs), 其中 SGVs 值对应的是不可接受风险, 而

SSVs 值对应中度风险。

2002 年, 英国环保署 (Environmental Agency) 颁布了基于人体健康风险评估的土壤指导值 (SGVs), 包括: (1) 租赁农地 (allotment): 敏感受体是 0 岁 ~ 6 岁的女童; (2) 居住 (含和无植物摄取): 敏感受体是 0 岁 ~ 6 岁的女童; (3) 商业/工业用地: 敏感受体是 16 岁 ~ 59 岁的女性工人。针对每种敏感受体, 英国预设了一套标准暴露参数, 有些参数如体重、单位人体质量体表面积、暴露于土壤的体表面积分数、单位体重的呼吸速率、暴露于土壤的皮肤面积分数、1 岁 ~ 6 岁儿童每日土壤摄入量、每天蔬菜消费量、食用自产蔬菜的比例等是根据英国居民调查数据的概率密度函数而定的。对于有阈值的非致癌污染物, 健康基准值 (Health Criteria Values, HCVs) 是扣除其他背景暴露量后每日允许摄入量源自土壤的污染量 (Tolerable Daily Soil Intake, TDSI)。对于无阈值的致癌污染物, 英国没有设定可接受风险水平, 健康基准值为指标剂量 (Index Dose), 即人体暴露于土壤污染物产生最小健康风险的土壤污染物浓度。英国采用污染土地暴露评价 (CLEA) 模型推导土壤筛选值, CLEA 模型中的概率参数取值 5 000 次, 预测暴露量的 95% 分位值为平均每日暴露量 (Average Daily human Exposure, ADE), 再与健康基准值比较^[46]。超过 SGVs 表明可能对土地使用者产生不可接受的风险, 需要进一步调查或修复。

英国环保署 2004 年颁布了 SSVs 值, 用以保护生态物种和重要的生态功能。SSVs 是基于预测的无效应浓度 (Predicted No Effect Concentrations, PNECs) 制定。根据毒性数据的类型, 选用评价系数法 (基于陆地生态毒性数据) 或平衡分配法 (基于水生生态毒性数据) 制定 SSVs^[7]。

综上所述, 美国筛选值和英国土壤指导值的概念基本相同, 荷兰的干预值与英美筛选值的概念不同。

2 美国、荷兰和英国土壤筛选值比较及主要差异原因分析

2.1 美国、荷兰和英国土壤筛选值比较

美国、荷兰和英国土壤筛选值所列的污染物项目和种类也都不同, 即便是相同的项目也有不同。美国、荷兰和英国部分污染物的土壤筛选值见表 1。

表 1 美国、荷兰和英国土壤筛选值比较
 Table 1 Comparison of soil screening values from USA, the Netherlands and UK

| 污染物 | 美国环保署区域筛选值 (RSL) ^① | | 荷兰 ^② | | 英国土壤质量指导值 (SGVs) | | |
|---------|-------------------------------|----------------------------|--------------------|--------------------|------------------|------|--------|
| | 居住 | 工业 | 目标值 ^[3] | 干预值 ^[8] | 租赁农地 | 居住 | 商业 |
| As(无机) | 0.39 ^c | 1.6 ^c | 29 | 76 | 43 | 32 | 640 |
| Cd | 70 ^{nc} | 800 ^{nc} | 0.8 | 13 | 1.8 | 10 | 230 |
| Hg总量 | | | 0.3 | | | | |
| Hg(单质) | 5.6 ^{nc} | 34 ^{nc} | | | 26 | 1 | 26 |
| Hg(无机) | 23 ^{nc} | 310 ^{nc} | | 36 | 80 | 170 | 3 600 |
| Hg(甲基汞) | 7.8 ^{nc} | 100 ^{nc} | | 4 | 8 | 11 | 410 |
| Ni | 1 500 ^{nc} (可溶盐) | 20 000 ^{nc} (可溶盐) | 35 | 100 | 230 | 130 | 1 800 |
| Se | 390 ^{nc} | 5 100 ^{nc} | 0.7 | 100 | 120 | 350 | 13 000 |
| 苯 | 1.1 ^c | 5.4 ^c | 0.01 | 1.1 | 0.07 | 0.33 | 95 |
| 甲苯 | 5 000 ^{nc} | 45 000 ^{nc} | 0.01 | 32 | 120 | 610 | 4 400 |
| 二甲苯(总量) | 630 ^{nc} | 2 700 ^{nc} | 0.1 | 17 | | | |
| o-二甲苯 | 3 800 ^{nc} | 19 000 ^{nc} | | | 160 | 250 | 2 600 |
| m-二甲苯 | 3 400 ^{nc} | 17 000 ^{nc} | | | 180 | 240 | 3 500 |
| p-二甲苯 | 3 400 ^{nc} | 17 000 ^{nc} | | | 160 | 230 | 3 200 |
| 乙苯 | 5.4 ^c | 27 ^c | 0.03 | 110 | 90 | 350 | 2 800 |
| PAHs总量 | 按同系物单体制定 | 按同系物单体制定 | 1(10种) | 40 | — | — | — |
| B[a]P | 0.015 ^c | 0.21 ^c | — | — | — | — | — |
| PCBs总量 | 按同系物单体制定 | 按同系物单体制定 | 0.02(6种) | 1.0(7种) | 8 | 8 | 240 |
| 苯酚 | 18 000 ^{nc} | 180 000 ^{nc} | 0.05 | 14 | 280 | 420 | 3 200 |

① 表中美国区域筛选值只列出了致癌风险筛选值和非致癌风险筛选值两者的低值,分别用上标 c 和 nc 表示;② Se 没有制定干预值,只制定了土壤严重污染的指示值。

由表 1 可见,针对污染物的形态、同系物和同分异构体,各国有不同的考虑。例如,荷兰的目标值没有规定 Hg 的形态,而干预值规定了无机和有机态 Hg。美国区域筛选值和英国土壤指导值区分了 Hg 单质、无机 Hg 和甲基 Hg。对于含有不同同系物的 PAHs 和 PCBs,荷兰目标值和干预值只规定了 PAHs 和 PCBs 的总量,而美国区域筛选值规定了各单体化合物的筛选值。又如,二甲苯有 3 种同分异构体,荷兰没有制定不同异构体的筛选值,而美国和英国都制定了不同异构体的筛选值。

从数值上看,同一国家针对不同用地方式的土壤筛选值有一二个数量级的差异,工业用地的土壤筛选值最宽松而居住或租赁农地土壤筛选值较严格。当某种污染物既能产生致癌风险又能产生非致癌风险时,基于致癌风险的土壤筛选值通常要严于基于非致癌风险的筛选值。

对于同一用地方式下的同一种污染物,不同国家的筛选值可能有几个数量级的差异。欧美国家的土壤筛选值是基于人体健康风险和/或生态风险制定的,但由于具体制定技术、政策和地理上的差异,导致各国土壤筛选值存在数量级的差异。

2.2 美国、荷兰和英国土壤筛选值差异主要原因

由于不同国家制定土壤筛选值时考虑的风险类型(人体健康风险和/或生态风险)、暴露评估模型、敏感受体的选择、考虑的暴露途径、人体暴露参数获取方法及取值、污染物毒性参数数据来源、默认的场地参数(土壤和水文地质参数)、建筑基本参数、可接受风险水平等诸多因素存在差异,导致各国乃至同一国家不同区域(如美国各州)之间的土壤筛选值存在数量级上的差异。

Provoost 等(2006)比较了欧美十几个国家土壤重金属的筛选值,发现各国居住用地的土壤筛选值差异在一二个数量级之间,而工业用地土壤筛选值差异在二三个数量级之间,造成各国土壤重金属筛选值差异的主要因素是模型、默认参数取值、人体和生态毒性基准等,同时考虑生态风险和人体健康风险的国家(如荷兰),土壤筛选值往往较低^[9]。

Provoost 等(2008)比较了美国(EPA 9区)、比利时佛兰德地区、荷兰、瑞典、挪威 5 个国家和地区计算 7 种挥发性污染物(BTEX、四氯乙烯、三氯乙烯、三氯乙烷等)室内挥发途径时选用的污染物理化参数、毒性参数和建筑基本参数等的差异,发现

科学型参数(如模型计算方法及其参数取值)是引起各国土壤筛选值变异的最主要原因,其次是政策型参数(如污染物毒性参考值、可接受风险水平等),而地理型参数(如建筑物参数和土壤性质等)对各国土壤筛选值之间的变异影响相对较小。当把科学型参数和政策型参数统一后,各国 VOCs 挥发暴露途径的筛选值的变异从三四个数量级降为 1 个数量级^[10]。

现从制定方法学、考虑的暴露途径、毒性参数来源、标准土壤等几个方面定性阐述一下美国、荷兰和英国土壤筛选值差异的主要原因。

2.2.1 制定方法学

美国 EPA 的区域筛选值(RSL)是根据《超级基金场地风险评估导则》^[11]和《土壤筛选导则》^[12-13]推导,不考虑生态风险。大部分州和环保大区也制订有基于健康风险的筛选值。美国 EPA 根据生态风险评估导则制定了基于生态风险的土壤筛选值(Eco-RSL),而各地大都未有制订。

英国的土壤指导值(SGVs)是利用 CLEA 模型通过人体健康风险评估制定的^[14],用地方式分为租赁农地(allotment)、居住和商业/工业用地。另外,

英国环保署也根据欧盟的技术导则文献(TGD)制定了基于生态风险的土壤筛选值(SSVs)。

荷兰土壤的目标值和干预值适用于不同的用地方式,其中目标值是根据土壤生态风险制定的,重金属的目标值还考虑了土壤背景值。而干预值同时考虑了土壤生态风险(50%生态物种或微生物酶过程受到影响)和人体健康风险(致癌风险为 10^{-4} 、非致癌危害商值为1),通常取两者的低值。由于荷兰的干预值同时考虑了生态风险和人体健康风险,这也是荷兰干预值通常相对较为严格也曾被多个国家引用的原因。

2.2.2 暴露途径

美国在制定土壤区域筛选值时只考虑敏感受体口腔摄入土壤、皮肤接触土壤、吸入源自土壤的灰尘和吸入土壤蒸气等(室外)直接暴露途径,污染物挥发进入室内空气途径则在制定居住用地空气和工业用地空气筛选值时考虑,污染物进入地下水则在制定保护地下水的筛选值时考虑。美国、荷兰和英国在制定土壤筛选值时所考虑的暴露途径见表 2。

表 2 美国区域筛选值、荷兰干预值和英国土壤筛选值推导时考虑的暴露途径

Table 2 Exposure pathways considered in derivation of USEPA RSL, Dutch Intervention Values and UK SGVs

| 暴露途径 | 美国 | | 荷兰 | 英国 | | |
|-------------|---------------|----|-----|----|------|------|
| | 居住 | 工业 | 干预值 | 居住 | 租赁农地 | 工 商业 |
| 室外暴露途径 | 口腔摄入土壤 | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| | 口腔摄入源自土壤的灰尘 | | | ✓ | | |
| | 皮肤接触土壤 | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| | 吸入源自土壤的灰尘 | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| | 吸入土壤蒸气 | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| 室内暴露途径 | 口腔摄入源自土壤的灰尘 | | | ✓ | ✓ | ✓ |
| | 皮肤接触源自土壤的灰尘 | | | ✓ | ✓ | ✓ |
| | 吸入源自土壤的灰尘 | | | ✓ | ✓ | ✓ |
| | 吸入源自土壤的蒸气 | | | ✓ | ✓ | ✓ |
| | 吸入源自地下水的蒸气 | | | ✓ | | |
| 源自土壤的饮食暴露 | 食用自产的蔬菜 | | | ✓ | ✓ | |
| | 摄入黏附在自产蔬菜上的土壤 | | | ✓ | ✓ | |
| 地下水直接接触暴露途径 | 饮用地下水 | | | ✓ | | |
| | 吸入地下水蒸气 | | | ✓ | | |
| | 洗澡(皮肤接触和吸入) | | | ✓ | | |

荷兰干预值制定时采用 CSOL 模型,除了考虑室外土壤直接暴露途径外,还考虑了室内的间接暴露途径(如吸入源自土壤的蒸气和吸入源自地

下水的蒸气)、源自土壤的饮食暴露(如食用自产的蔬菜、摄入粘附在自产蔬菜上的土壤)和土壤-地下水途径(如饮用地下水、吸入地下水蒸气、洗

澡时的皮肤接触和吸入蒸气)等。

英国采用 CLEA 模型 (最新版本为 CLEA Software Version 1.06) 制定土壤指导值 (SGVs), CLEA 模型不考虑土壤污染物经地下水的暴露途径 (如吸入地下水挥发进入室内的蒸气、饮用地下水、吸入地下水蒸气、洗澡时的皮肤接触和吸入蒸气)。

是否考虑某个或某些暴露途径与各国地理、文化因素及管理决策有关。例如,食用自产的蔬菜与不同国家有园地的居民生活习惯有关。就饮用地下水途径而言,对普遍存在直接饮用取自民井的地下水习惯的国家需考虑这条途径,而通常地下水处理后才饮用的国家则未考虑这条暴露途径。

不同类型的污染物不同暴露途径对总风险的贡献率不同。例如,难迁移的污染物,则土壤摄入的贡献率较大;易迁移的污染物,则食用自产的蔬菜途径及饮用地下水途径贡献率较大,而对于易挥发污染物(如 BTEX 等),则吸入挥发进入室内空气途径贡献率较大。由于美国土壤区域筛选值不考虑污染物挥发进入室内空气途径,导致挥发性有机污染物的筛选值较大。

2.2.3 污染物毒性参数数据来源

污染物的人体健康毒性参数(如不同暴露途径的参考剂量/浓度以及致癌斜率因子、吸收效率因子等)是进行毒性评估的重要依据,各国获取污染物毒性参数的来源不同,也是可能导致筛选值差异的原因之一。

美国土壤区域筛选值制定时选用的毒性参数来源依次为:

- (1) 美国环保署综合风险信息数据库 (IRIS);
- (2) 美国环保署超级基金健康风险技术支持中心提供的临时性经专家评估的毒性数据 (PPRTVs);
- (3) 毒性物质和疾病注册署 (ATSDR) 的最低风险水平值 (MRL);
- (4) 美国加利福尼亚州环保署的参考暴露水平 (RELS) 和致癌潜力值 (CPVs);
- (5) 其他毒性数据,如美国 EPA 健康效应评价总表 (HEAST)^[2]。

荷兰目标值和干预值制定时的生态毒性参数和人体毒性参数都主要来自荷兰国家公共卫生与环境研究所 (RMM) 的风险评价数据库。

英国土壤指导值制定时选用的毒性参数来源依次为:

- (1) 英国有关权威机构提供的毒性数据;
- (2) 欧盟委员会或国际权威机构(如 WHO)提供的数据库;
- (3) 其他国家的有关组织提供的数据库(如美国 RIS, ATSDR);
- (4) 权威机构为其他目的提供的报告^[15]。

2.2.4 标准土壤

土壤污染物的移动性和生物有效性往往受到土壤理化性质(如 pH 值、黏粒、有机质等)的影响^[16],通常土壤筛选值是基于默认的标准土壤的理化性质推导的。

美国区域筛选值制定时默认土壤的有机碳含量为 0.6%,没有提供土壤性质的校正方法和系数,但提供了基于网页的计算工具来制定具体场地的筛选值。

荷兰的土壤目标值和干预值是基于标准土壤(10%的有机质,25%黏粒含量)制定的,针对具体土壤,需要根据黏粒和有机质(重金属)或有机质含量(有机污染物)校正,公式和校正系数参见文献[3]。

英国的标准土壤为砂质壤土、有机质含量 6%。各种土地利用方式下苯的普适性评价标准(Generic Assessment Criteria GAC)值与有机质含量有关,有机质低于 6%,苯的 GAC 可能不够保守^[4]。英国颁布了不同土壤 pH 值(6.7 和 8)和有机质含量(1%、2.5% 和 5%)的土壤指导值。

曹云者等^[17](2010)采用 RBCA 模型估算了非致癌危害商为 1 的目标风险水平下苯在 13 种不同类型土壤中居住和工业用地的最高限值;研究表明,土壤质地(黏粒含量)和有机质含量是影响最高限值取值的两种主要因素。

3 修复目标值

欧美国家的土壤筛选值名称各不相同,有的直接称为初步修复目标 (PRGs)、修复目标值 (cleanup levels) 或修复标准 (Cleanup Criteria) 等,然而,这些筛选值只能在简单风险评估和制定修复目标的初级阶段作为参考,而不能直接作为具体场地的修复目标值。

在制定具体场地修复目标值时,欧美国家通常要求开展详细的场地调查,建立场地概念模型,获取关注污染物在不同介质中的浓度、时空分布甚至半衰期、生物有效性参数、场地土壤和含水层特征

参数等, 根据场地未来利用方式采用人体健康和生态风险评估的方法来制定具体场地土壤、地下水、沉积物等污染介质的修复目标值。

由于荷兰的目标值和干预值适用于各类用地方式, 出于环境管理的需要, 荷兰制定了各类用地方式下土壤修复后应达到的环境质量要求, 即参考值 (Reference Values)。参考值代表上层土壤 (根据用地方式不同, 0 cm ~ 50 cm 或 0 cm ~ 100 cm 深度土层) 或回填的类土壤物质应达到的环境质量。针对不同用地方式, 荷兰制定了国家和地方两级的土壤参考值。国家参考值仅针对难迁移的污染物, 易迁移的污染物应在考虑成本效益的基础上尽可能地清除^[4]。

荷兰国家土壤参考值 (nRV_s) 制定时考虑了如下土地利用方式: (1) 含花园的居住用地; (2) 可供儿童玩耍场所; (3) 菜地; (4) 农业用地 (不含住所); (5) 自然保护地; (6) 具有生态价值的绿地; (7) 其他绿地、基础建设和工业用地。

自 2003 年起, 荷兰中央政府鼓励地方政府更多地参与和承担土壤质量的评估和管理, 地方政府可根据场地和区域特点制定地方性土壤参考值 (iRV_s), iRV_s 值可能在国家参考值和干预值之间, 在极端情况下, iRV_s 值可低于国家参考值, 对不敏感的用地方式, iRV_s 甚至可能高于干预值。

4 欧美经验对我国的启示

4.1 关于筛选值的用途和注意事项

国外筛选值主要用来筛选优控的场地或场地内的优控区域, 设定关注污染物的检测下限、筛选开展场地调查和风险评估的重点、大致确定需要清理的污染物和区域、在详细场地数据获取之前作为初步的清理目标等^[2]。

由于制定筛选值默认的暴露场景、暴露途径、选用的污染物迁移模型、保守参数的假设很可能不符合具体场地的实际情况, 因此, 不能直接将筛选值当成具体场地的修复目标值。国外通行的做法是通过详细场地调查和风险评估制定具体场地的修复目标值^[18]。如果需要参考国外的土壤筛选值, 一定要特别关注筛选值制定的技术文档, 场地实际暴露途径和暴露场景与筛选值制定的设定情况对比, 判断使用筛选值是否太保守等^[19]。

此外, 筛选值是基于长期暴露制定的, 不可用于短期 (几天或几周等) 暴露情景下的风险筛选,

如针对场地清理工人等。

欧美等国的土壤筛选值相关技术文档中都对如何使用土壤筛选值做出了明确规定, 建议在我国相应的技术导则和管理办法中也明确规定筛选值的主要用途和借鉴、使用时的注意事项。

4.2 关于不同用地方式下的暴露场景

国外制定土壤筛选值时多数设定了居住、商业、工业、娱乐等不同的用地方式, 加拿大等国家还设定了农业用地方式。各国在选择土地利用方式, 特别是设定每种土地利用方式下的默认暴露场景和暴露途径时, 需要充分考虑本国有法律法规的要求和实际情况。如居住用地是否考虑饮用地下水途径, 是否同时考虑人体健康风险和生态风险等。我国在考虑居住用地时, 建议同时考虑城市 / 镇和农村的居住用地, 前者主要是多层或高层楼房, 可以以居住在含地下室的一楼居民为敏感受体, 后者有平房或多层楼房, 通常不含地下室, 但有小片菜地种植蔬菜。在修订我国农田土壤环境质量标准时, 建议同时考虑人体健康和生态风险评估, 需要制定土壤生态风险评估技术导则以及基于生态风险的土壤筛选值和修复目标值制定技术导则。

4.3 关于参数本地化

人体健康风险评估时会用到污染物理化性质参数、不同途径的污染物毒性参数、场地土壤、地下水等基本参数、建筑物基本参数及人体暴露参数。其中, 前两者在本国参数缺乏的情况下尚可参考国外权威数据库的参数。场地基本参数和建筑物基本参数的资料相对容易搜集, 我国最缺乏人体暴露参数的数据, 目前仅有体重、皮肤表面积、呼吸速率等少数参数有全国或典型区的调查数据^[20-21]。建议有关部门开展全国性的人体暴露参数及背景暴露 (大气、饮用水、食品等) 的调查, 制定我国人体暴露参数手册及环境背景暴露的参考值。

4.4 关于土壤性质的校正

荷兰、英国在大量试验数据统计的基础上, 考虑了土壤理化性质对土壤污染物生物有效性的影响并在制定筛选值时考虑了土壤有机质和黏粒含量的影响。我国目前相关研究开展了不少, 但比较零星、缺乏全国性、系统性的研究和总结, 建议在目前情况下选用保守的土壤理化性质参数如低 pH 值和有机质含量、砂性土壤等。这样制定的土壤筛选值会相对保守, 如果实际场地的土壤性质与默认

的标准土壤差异很大,则建议采用风险评估制定具体场地的筛选值和修复目标值。

4.5 关于具体场地的筛选值

通用的筛选值都是按照单一污染条件下,最大可接受风险 (10^{-6} 致癌概率和危害商值为 1) 反推得到,但如果实际场地存在多种污染物,在制定特定场地筛选值时需考虑所有污染物对目标风险水平或危害商值的贡献,不同污染物的贡献率可以设为相同,也可以根据需要设定不同的贡献率。

4.6 关于具体场地修复目标值的制定

具体场地修复目标值的制定应在具体场地环境调查和风险评估的基础上制定,目前我国《污染场地风险评估技术导则》(征求意见稿)只考虑了场地内的受体,对于土壤污染物随地下水或空气流动的离场迁移而对场外受体的危害并没有考虑,建议针对上述问题进一步完善《污染场地风险评估技术导则》(征求意见稿)。

关于可接受的致癌风险水平,各国的规定在 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 之间,可接受致癌风险水平直接导致土壤筛选值或修复目标值发生倍数的变化。可接受致癌风险水平主要为政策因素,由政府主管部门决定。综合考虑到人居环境安全、污染预防和修复成本,建议我国居住用地按照 10^{-6} 的可接受致癌风险水平,商业用地和工业用地采用 10^{-5} 的可接受致癌风险水平。

[参考文献]

- [1] 孙俊,陈晓东,常文越,等. 搬迁企业环境遗留问题分析和修复对策研究 [J]. 环境保护科学, 2003, 29(4): 40-42
- [2] US EPA. User's Guide (November 2010). [201102-11] http://www.epa.gov/reg3hwm/d/risk/human/dtr/concentration_table/usersguide.htm
- [3] Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer (VROM) [EB/OL]. [2011-04-03]. <http://www.rijksoverheid.nl/ministeries/vrom>.
- [4] CARLON C. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization [R]. Ispra: European Commission, Joint Research Centre, EUR 22805-EN, 2007: 306.
- [5] SWARTJES F. Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands. Standards and remediation urgency [J]. Risk Analysis, 1999, 19(6): 1235-1249.
- [6] Environment Agency. Updated technical background to the CLEA model. Science Report [EB/OL]. [2011-04-11]. <http://www.environmentagency.gov.uk/research/planning/64000.aspx>
- [7] Environment Agency. Soil screening values for use in UK ecological risk assessment [S]. London: R&D Technical Report, 2004.
- [8] Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer (VROM) [EB/OL]. [2011-04-03]. <http://www.rijksoverheid.nl/ministeries/vrom>.
- [9] PROVOOST J, CORNELIS C, SWARTJES F. Comparison of soil clean up standards for trace elements between countries. Why do they differ? [J]. J Soils Sediments, 2006, 6(3): 173-181.
- [10] PROVOOST J, REINDERS L, SWARTJES F. Parameters causing variation between soil screening values and the effect of hamonization [J]. J Soils Sediments, 2008 (8): 298-311.
- [11] US EPA. Risk assessment guidance for superfund. Volume I. Human health evaluation manual. Part B. Development of risk-based preliminary remediation goals [S]. Washington D C, US Office of Emergency and Remedial Response. U. S. Environmental Protection Agency, 1991.
- [12] US EPA. Soil screening guidance. Technical background document [S]. Washington D C, US Office of Emergency and Remedial Response. U. S. Environmental Protection Agency, 1996.
- [13] US EPA. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites [S]. Washington D C, US Office of Emergency and Remedial Response. U. S. Environmental Protection Agency, 2002.
- [14] DEFRA and The Environment Agency. 2002. The contaminated land exposure assessment (CLEA) model: technical basis and algorithms (CLR10) [S]. Bristol, UK: R&D Publication CLR10, 2002.
- [15] Environment Agency. Contaminants in soil: collation of toxicological data and intake values for humans (CLR9) [EB/OL]. [2011-04-03]. <http://www.eugris.info/DisplayResource.aspx?ResourceID=3749>.
- [16] SONG J, ZHAO F, J MCGRATH S P, et al. Influence of soil properties and ageing on arsenic phytotoxicity [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2006, 25(6): 1663-1670.
- [17] 曹云者, 韩梅, 夏凤英, 等. 采用健康风险评价模型研究场地土壤有机污染物环境标准取值的区域差异及其影响因素 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(2): 270-275.
- [18] 夏家淇, 骆永明. 关于土壤的概念和 3 类评价指标的探讨 [J]. 生态与农村环境学报, 2006, 22(1): 87-90.
- [19] 潘云雨, 宋静, 骆永明. 基于人体健康风险评估的冶炼行业污染场地风险管理及决策流程 [J]. 环境监测管理与技术, 2010, 22(3): 55-61.
- [20] 王宗爽, 段小丽, 刘平, 等. 环境健康风险评价中我国居民暴露参数探讨 [J]. 环境科学研究, 2009, 22(10): 1164-1170.
- [21] 王宗爽, 武婷, 段小丽, 等. 环境健康风险评价中我国居民呼吸速率暴露参数研究 [J]. 环境科学研究, 2009, 22(10): 1171-1175.