

· 争鸣与探索 ·

基于人体健康风险评估的冶炼行业污染场地 风险管理与决策流程

潘云雨^{1,2}, 宋静^{1,2}, 骆永明^{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)

摘要: 简述了冶炼行业污染场地风险管理和风险评估流程。在借鉴国内外相关经验和教训的基础上, 结合我国冶炼行业的特点, 提出了基于层次性人体健康风险评估的冶炼行业污染场地风险管理与决策框架体系, 利用该框架体系, 通过层次性风险评估, 可以筛选风险大的场地进行重点监管, 并采取有针对性的措施防治污染扩散及消除对人体和生态环境的风险, 从而经济有效地实现对冶炼行业污染场地的监管。

关键词: 冶炼工业; 工业污染场地; 修复土地风险管理; 人体健康风险评估

中图分类号: X 323 文献标识码: A 文章编号: 1006-2009(2010)03-0055-07

Risk Management and Decision-making Process for Metallurgical Contaminated Sites Based on Human Health Risk Assessment

PAN Yun-yu^{1,2}, SONG Jing^{1,2}, LUO Yongming^{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)

Abstract Risk management and human health risk assessment framework for metallurgical contaminated sites were studied. Referring to the experience from both home and abroad, which based on tiered human health risk assessment of contaminated metallurgy sites, a risk management method and decision-making framework were proposed according to actual situation of Chinese metallurgical industry. High risk of contaminated metallurgy sites could be screened and supervised by the framework. It helped control dispersal of pollution and reduce risk of contaminated metallurgy sites on human and ecological environment.

Key words Metallurgical industry; Industrial contaminated sites; Repair risk management of land; Human health risk assessment

有色金属冶炼、黑色金属冶炼及相关金属开采的工矿企业属冶炼行业^[1]。冶炼行业污染场地系指上述企业由于资源枯竭、技术落后或污染严重等原因停产倒闭后的工业遗留场地^[2]。2002 年—2005 年, 我国 8 种有色重金属总产量连续 4 年位居世界第一^[3]。至 2004 年底, 我国钢铁生产企业达 871 家, 年产 500 万 t 以上的大型钢铁联合企业有 16 家, 其中宝钢以年产 2 000 万 t 居首^[4-5]。根据国际钢铁协会 (IISI) 公布的数据, 2008 年我国粗

钢总产量达 4.89 亿 t, 占全球总产量的 36.4%^[6]。

冶炼行业在长期生产过程中不可避免地造成场地内、场地周边甚至流域的环境污染, 危害农产品质量、生态环境安全和人体健康^[7-9]。冶炼企业产生的重金属、苯系物、多环芳烃等污染物一旦进

收稿日期: 2010-02-01; 修订日期: 2010-03-18

基金项目: 国家科技支撑计划基金资助项目 (2007BAC16B06)

作者简介: 潘云雨 (1984—), 男, 江苏溧阳人, 硕士, 从事工业污染场地风险评估与修复研究。

入土壤、地下水,其处置或场地修复费用很高。以美国为例,截止到 2009 年 11 月,超级基金场地信息系统中共有污染场地 1 673 个,其中有重金属污染场地 1 143 个,PAHs 污染场地 729 个,而且多数场地为复合污染^[10]。1981 年—2007 年,平均每年投入超级基金的费用约 12 亿美元^[11]。

近年来,工业污染场地问题已经引起环保部门的高度重视。国家环境保护部出台了规章对工业场地的污染防治和环境监管作了原则性的规定。另外,也正在制定一些具体实施办法和技术导则,规范污染场地登记、调查、评估、监测、修复和融资等事宜。我国污染场地管理刚刚起步,相关的法律(如《土壤污染防治法》)、法规、政策、制度、机制、标准和技术体系等还有待建立或进一步完善。在目前的国情下,如何突出重点对工业污染场地进行经济有效地监管和污染防治是摆在环保部门面前的重要课题。现从冶炼行业污染场地环境监管的实际需求出发,通过对国内外污染场地风险管理和决策框架及风险评估方法学的比较研究,提出了基于层次性人体健康风险评估的污染场地风险管理和决策流程,为我国冶炼行业污染场地的环境管理和决策提供参考。

1 工业污染场地风险管理和决策框架概况

发达国家和地区对工业污染场地的管理始于 20 世纪 80 年代,最具代表性的是美国建立的超级基金场地管理制度。超级基金虽制订了通用的场地初步修复目标值 (Preliminary Remediation Goals),但在实际场地修复过程中,往往由于修复目标过于严格而导致修复成本极高^[12]。在这样的情形下,美国材料与测试协会 (ASTM)先后制定了适用于《石油泄漏污染场地基于风险的矫正行动 (Risk-Based Corrective Action, RBCA) 标准指南》(E 1739-95)和适用于一般污染场地的《基于风险的矫正行动标准指南》(E 2081-00),用基于风险的场地管理办法,把风险降低到可以保护人体健康和生态安全的限度之内,这可以通过工程或自然的手段降低污染物浓度,或切断主要暴露途径如阻隔技术 (Containment) 实现,而不一定非要进行大规模的修复^[13-14]。

与前述 RBCA 基于场地的风险管理应用于单一场地的体系不同,欧洲污染土地修复环境技术网络 (Contaminated Land Rehabilitation Network for

Environmental Technologies, CIAENET) 认为“场地”的内涵应该更广,应该覆盖污染土地问题的所有方面如保护人体和环境健康、空间规划、后续可持续利用等。因此 CIAENET 在风险管理框架中用土地 (Land) 代替了场地 (Site),提出了基于风险的场地管理 (Risk-Based Land Management, RBLM) 理念,强调了可持续解决方案的重要性,使政策制定者从以问题评估为重心转移到符合社会需求的问题解决方案上来,以促进土地使用功能和经济价值的恢复^[15]。近年来,基于风险的场地 (土地) 管理 (Risk Based Site/Land Management) 理念逐渐被欧美发达国家所采用。在我国,“场地”的概念沿用较多。即将颁布的《污染场地风险评估技术导则》将“场地”定义为:“对某一地块范围内一定深度的土壤、地下水、地表水以及场地内所有构筑物、设施以及生物的总和”,但我国目前污染场地风险评估的重点还是以土壤和地下水为主。

基于风险的场地 (土地) 管理的核心是以层次性风险评估为基础的风险决策流程。一般而言,各国制定的风险评估一般都分为 3 个层次,风险管理与决策流程都注重将分阶段场地调查与分层次的风险评估相结合,将场地修复和监测纳入风险评估后的决策体系。如美国 RBCA,第一层次为风险筛选值 (Risk-Based Screening Levels, RBSLs),第二 / 三层次评估可以计算特定场地的目标值 (Site-Specific Target Levels, SSTLs)。层次越低,采用的参数和模型都为预设,评估保守且对人类和环境的保护程度越高,但不确定性因素也较多,环境标准相对较严,相应的修复成本较高。

随着评估层次的深入,评估的复杂程度增加,需要调查的场地特征参数也增加,选择模型也更复杂,评估成本相应增加,但不确定性下降,修复的费用可能会降低。3 个层次渐进的风险评估具体做到哪个层次, RBCA 也做出了相应规定。例如,第二层次评估结束后,通过有关利益方的风险交流,如果 SSTLs 能作为修复目标则可实施修复或监测计划;若不能接受,则进入第三层次评估等。RBCA 层次性风险决策流程改变了传统方法在所有地点都应用同一标准和程序的做法,使得污染场地的管理与决策 (包括修复) 在技术上更为可行,也更经济^[14]。现在由 GSI Environmental Inc 公司开发的“RBCA Tool Kit for Chemical Releases V2.5”就是基于 E 2081-00 标准建立,并且能与

E 1739-95 标准保持一致, 以层次性 (Tier1, Tier2, Tier3) 的方法进行人体健康风险表征和场地修复值计算的综合性软件^[16]。

英国污染场地风险评估也包括 3 个层次, 初步风险评估 (Preliminary Risk Assessment) 建立场地概念模型, 确定场地实际存在的污染源、暴露途径和受体; 通用定量风险评估 (Generic Quantitative Risk Assessment) 则主要将场地调查污染物浓度和场地概念模型与普适性评估标准 (Generic Assessment Criteria GACs) 和标准制定时的场地概念模型假设进行比较, 以决定是否需要进一步评估或进入修复程序; 详细定量风险评估 (Detailed Quantitative Risk Assessment) 则和 RBCA 第二、三层次的评估类似, 使用场地参数增加, 根据不同用地方式还能计算特定场地评估标准 (Site-Specific Assessment Criteria) 用于场地修复。层次性风险评估过程中可根据评估结果进入修复选择评价 (Options Appraisal) 部分, 考虑不同修复方案的可行性, 合适的修复方案确定后再转入修复策略实施 (Implementation of the Remediation Strategy) 部分, 经有关利益方协商确定后进入最终场地修复或监测^[17-18]。英国环保署为层次性风险评估建立了 CLEA 模型, 和 RBCA 软件类似, CLEA 模型正向可根据需要选择通用定量风险评估或详细定量风险评估计算风险, 反向可相应计算普适性评估标准或特征场地评估标准用于指导场地修复^[19-20]。

澳大利亚污染场地风险评估采取的也是分层次的方法, 由简单到复杂, 第一层风险筛选评估 (Screening Risk Assessment), 主要目标是确认污染源、暴露途径和受体, 同时将污染物浓度与通用标准“调查值” (Investigation level) 进行比较; 中级风险评估 (Intermediate Risk Assessment) 主要是场地概念模型比对, 如果场地实际暴露情景和场地环境与通用的调查值制定考虑的假设存在显著不同, 则需要制定更符合场地实际情况的特定场地修复标准。详细风险评估 (Detailed Risk Assessment) 和 RBCA 二 / 三层次、英国详细定量风险评估类似。每个层次评估结束根据评估结果可以选择进一步评估或修复、监测措施^[21]。

荷兰根据普适性的目标值 (Target Value) 和干预值 (Intervention Value) 将土壤、地下水分的污染程度为清洁、轻微污染和严重污染。其中, 目标值基于保护 95% 的生态物种和生态过程而制定, 干

预值是保护 50% 生态物种的生态干预值 (Ecological intervention value) 和基于人体最大可接受风险 (非致癌化合物设为 TDI, 致癌化合物致癌风险为 10^{-4}) (Human intervention value) 两者之中较小的值^[22]。如果场地调查环境介质中的污染物浓度介于目标值 (Target Value) 和干预值之间, 可以实施可持续的土地管理措施 (sustainable land management), 一般不采取修复措施。若污染物浓度超过干预值, 则对修复紧急性进行评估。《荷兰土壤保护法》规定特定场地的风险评估 (Site-specific Risk Assessment) 是决定紧急修复的强制性措施, 用以定量确定污染物对人体或生态系统的风险水平。荷兰进行风险评估的工具主要是 CSOIL 暴露评估模型和 VOLASOIL 模型。其中, VOLASOIL 模型补充了 CSOIL 中挥发性污染物模块的不足^[23-24]。此外, 荷兰还建立了基于互联网的 Sanscrit 修复决策支持系统, 该软件内置了 CSOIL 模型可用于风险评估, 以确定修复紧急性^[25]。

此外, 加拿大^[26] 和我国台湾地区^[27] 也采用了 3 层次的风险评估方法, 在评估决策流程上与 RBCA 有很多相似之处, 如台湾对应急响应措施的考虑、模型的选取等都或多或少参考了 RBCA 的部分内容。

对上述发达国家和地区污染场地风险管理和决策框架的比较研究可以看出, 虽然各国普适性的场地筛选值及不同层次风险评估的名称不同, 风险评估采用默认假设和模型不同, 但基于层次性风险评估的风险管理和决策框架已被广泛采用。通过层次性的风险评估对污染场地进行风险管理和决策, 将有限的人力、物力、财力资源合理分配, 提供成本效益更高的解决方案, 实现污染土地或场地的可持续管理。

2 我国冶炼行业污染场地人体健康风险评估及其决策流程探讨

在充分分析国内外相关研究进展的基础上, 结合我国冶炼行业的实际情况, 提出基于层次性人体健康风险评估的污染场地风险管理和决策流程。该流程将风险评估的启动、分阶段场地调查、紧急应变措施、第一 / 二 / 三层次健康风险评估、修复、监测和风险评估终止有机结合, 根据需要采用相应层次的人体健康风险评估方法。另外, 考虑到冶炼行业常见的污染物铅, 在第三层次健康风险评估中还

特别考虑了基于血铅的健康风险评估。

见图 1。

冶炼行业污染场地上层次风险评估决策流程

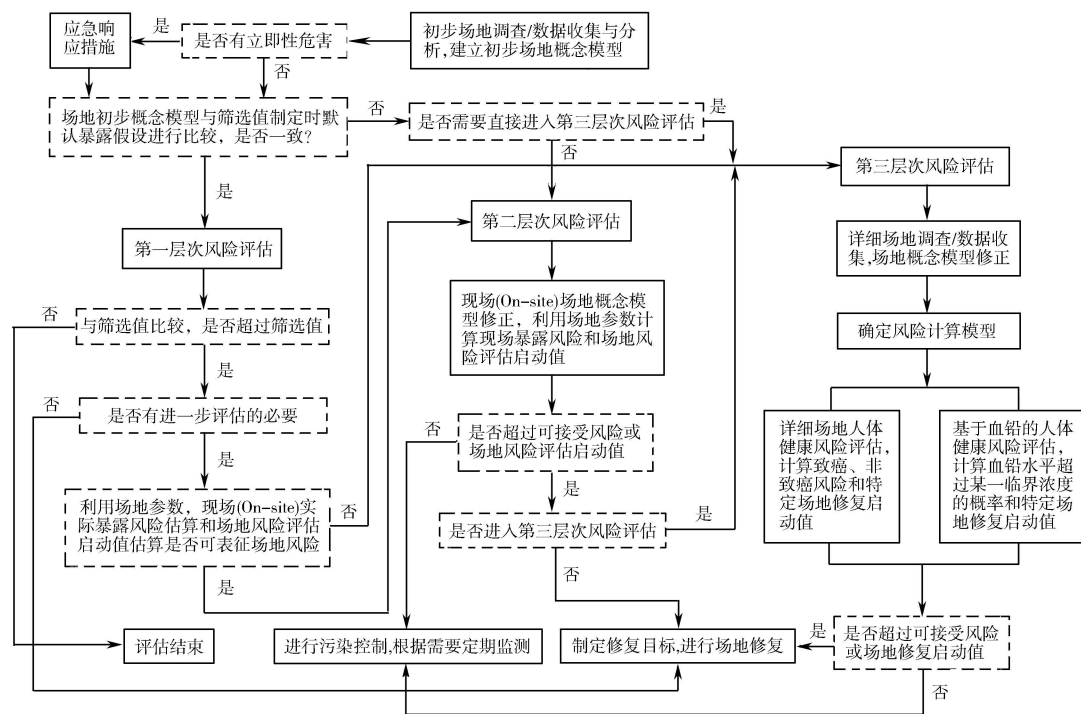


图 1 冶炼行业污染场地人体健康风险评估决策框架流程

Fig 1 Decision-making framework flow chart of human health risk assessment for metallurgical contaminated sites

场地风险评估首先应进行场地的危害识别工作,通过场地初步调查确定污染源、污染物、污染介质、暴露途径和场地内及周边受体等,上述信息可用于建立初步的场地概念模型。

在场地初步调查过程中,如发现存在立即性危害,须采取紧急响应措施,之后再重新考虑健康风险评估的必要性。

如果没有立即性危害,或立即性危害经紧急响应措施后已消除,可将场地初步概念模型与即将颁布的《污染场地风险评估技术导则》中启动风险评估的土壤筛选值制定默认暴露假设进行比较看其是否一致。若一致,则进入第一层次风险评估;若不一致,如果发现部分污染物项目在筛选值中无参考数值,或有些污染项目如铅需要进行基于人体血铅的人体健康风险评估,亦或关注污染物有生物累积性,且可能发生间接暴露途径(食物链),如果有上述情形之一出现,则直接进入第三层次场地风险评估;如果没有出现上述情形,则进入第一层次风险评估。

第一层次风险评估,主要是场地调查获得的污染物浓度数据与启动风险评估的土壤筛选值进行比对。若比对结果污染物浓度没有超过筛选值,则可以认为场地没有风险或风险可以接受,不需要采取进一步措施,评估结束。若比对发现污染物浓度超过筛选值,则根据各相关利益方意见对筛选值作为修复目标值的可行性进行分析,以明确是否需要进一步评估。若不需要进一步评估,则以筛选值作为修复目标值进行场地修复;若需进一步评估,则判断利用场地参数,根据场地内(On-site)实际的暴露场景和暴露途径计算风险和场地风险评估启动值是否可以表征场地风险。如果不可以表征场地风险,则进入第三层次健康风险评估;如果可以表征场地风险,则进行第二层次健康风险评估。

第二层次健康风险评估以初步场地调查结果和初步场地概念模型为依据,风险和场地风险评估启动值计算所用模型可沿用第一层次筛选值计算的模型,参数采用场地实测值,且假设受体与污染源所在区域与污染物发生接触,不考虑离场迁移状

况。根据致癌、非致癌风险计算结果, 将污染物浓度与场地风险评估启动值作对比, 判断风险是否可以接受。如果风险可以接受, 风险管理策略可以污染控制为主, 视需要进行定期监测; 如果超过可接受风险, 则应考虑是否需进行第三层次健康风险评估。如果通过风险交流后以场地风险评估启动值作为修复目标可行, 则不需要进行第三层次健康风险评估而直接进入修复管理程序; 如果以场地风险评估启动值作为修复目标不可行, 则需同时考虑场地内和场地外的受体, 基于场地实际概念模型和场地参数进行第三层次健康风险评估, 计算特定场地的风险和修复启动值。

第三层次健康风险评估以详细场地调查结果和修正的场地概念模型为依据, 利用场地调查所得的参数进行风险计算和特定场地修复启动值的计算。对环境介质中污染物浓度的计算可采用其概率分布, 而不一定要使用实测的最大浓度或 95% 分位值, 根据场地实际情况, 离场迁移也应考虑。另外在污染物迁移、转化模型选择上, 除了推荐模型外, 可根据场地实际情况选用其他或建立适合特定场地的模型。

铅以外的污染物, 通常以 RBCA 中的推荐模型计算风险和特定场地修复启动值。根据暴露情景和土地利用方式, 确定主要受体类型, 计算所有污染物经所有暴露途径的总致癌风险和非致癌风险, 以及基于场地特征的土壤和地下水修复启动值。

对于污染物铅, 可采用综合暴露吸收生物动力学模型 (IEUBK) (0 岁 ~ 6 岁的儿童) 和成人血铅模型 (AIM) 计算基于血铅的人体健康风险和场地修复启动值。居住用地主要考虑 3 条暴露途径 ① 直接摄入土壤和灰尘; ② 饮食铅暴露 (包括饮水); ③ 呼吸吸入土壤和灰尘, 利用 IEUBK 模型计算预测儿童 (0 岁 ~ 6 岁) 环境铅暴露后血铅浓度水平及基于人体血铅的土壤修复启动值^[28]。

工 商业用地主要考虑 2 条暴露途径 ① 直接摄入土壤和灰尘; ② 呼吸吸入土壤和灰尘, 采用 AIM 模型评估暴露于工 商业用地铅污染土壤的孕妇胎儿血铅含量, 表征铅污染土壤的人体健康风险并用于计算铅的土壤修复启动值^[29-31]。张红振等^[31]利用 IEUBK 和 AIM 模型, 计算得出我国居住用地和工业/商业用地土壤环境铅基准值分别为 282 mg/kg 和 627 mg/kg 而在具体场地铅污染风险评估中, 宜选取当地空气、饮水等介质中的铅含

量, 儿童饮食铅摄入量及育龄妇女血铅几何均值等关键参数。

若涉及铅污染的复合污染, 则同时用 RBCA 模型计算风险和修复值, 和基于人体血铅的人体健康风险评估和特定场地修复启动值。

第三层次健康风险评估结果如果不超过可接受风险, 环境风险管理策略可以污染控制为主, 视需要进行定期监测; 若第三层次健康风险评估结果超过可接受风险, 则根据修复启动值、结合修复技术的可行性、修复经济成本等因素确定修复目标。经风险交流确定后, 执行监测或修复计划。如果风险交流各相关利益方对风险管理决策有异议且不能被大多数相关利益方接受, 则有必要进行进一步评估, 包括对修复目标、修复可行性的进一步评估。另外, 开展场地修复前, 需进行场地补充调查进一步确定修复范围和土方量。

需要特别指出风险交流 (Risk communication) 贯穿整个污染场地人体健康风险评估决策流程。从一开始风险评估启动, 就需要通过风险交流确认相关利益方, 并和相关利益方协商关注问题的范畴。场地调查发现实际或潜在暴露, 风险评估得出风险概率及修复或监测决策等, 都应通过风险交流告知相关利益方风险管理决定会对其利益造成影响的程度, 并根据相关利益方的意见及时调整管理对策。风险交流公众参与通常被认为是效率的敌人, 但公众参与却能够更好更全面地了解场地信息, 对保护环境和公众健康起着十分关键的作用。风险交流应在实践中不断贯彻和完善。

以某冶炼场地为例, 该场地土壤中镉的浓度范围为 0.82 mg/kg ~ 36.1 mg/kg 镉含量 95% 分位值为 22.4 mg/kg 主要暴露途径为土壤颗粒吸入, 未来土地利用方式仍为工业用地。即将颁布的《污染场地风险评估技术导则》中暂定启动风险评估的土壤筛选值污染物镉工业用地土壤筛选值为 13 mg/kg 该值是基于土壤颗粒吸入暴露途径计算得到的土壤修复限值。由于该场地暴露情景与筛选值制定时考虑的暴露情景一致, 可与筛选值进行直接比较, 进入第一层次风险评估。场地土壤镉浓度值高于筛选值, 经分析利用场地参数进行风险计算可表征场地风险, 可进入第二层次风险评估, 根据场地实测参数计算场地风险评估启动值。例如, 将空气中可吸入颗粒物 (PM_{10}) 质量浓度从 0.15 mg/m³ (导则推荐值) 降到 0.10 mg/m³ (场地

测定值), 计算得到场地修复启动值为 19.6 mg/kg。利用污染物镉浓度 95% 分位值计算得到该场地镉污染的致癌风险为 1.14×10^{-6} 。为了获得更为理想的修复目标, 可进行第三层次风险评估, 通过详细场地调查, 场地浓度值计算除了采用 95% 分位值方法亦可利用蒙特卡罗法计算浓度概率分布, 用更多场地实测参数取代默认参数, 计算特定场地修复启动值和风险, 若考虑离场迁移等途径亦会导致修复启动值的变化。在实际操作过程中, 风险评估随着层次地深入, 需要场地信息和参数增多, 风险评估不确定下降, 同时, 耗费时间、人力和物力也增多。虽然很多情况下利益相关方选择第三层次健康风险评估的目的是为了获得更宽松的修复目标, 从而节省修复费用, 但实际情况也并非总是如此。因此, 很多情况下相关利益方需要在按照较严的修复标准进行修复和再投入时间和财力进行第三层次健康风险评估之间做出抉择。

3 结语

根据我国冶炼行业污染场地环境问题现状, 从污染扩散预防和环境监管的角度, 实施基于风险场地土地管理非常必要。研究借鉴国内外经验与教训, 提出适合我国冶炼行业污染场地的风险管理决策框架, 体现出了由简单到复杂的层次性风险评估的理念, 对于冶炼行业特征污染物铅在第三层次健康风险评估中借鉴引用了基于血铅的人体健康风险评估方法, 对风险决策各个流程进行了规定, 这使得该决策流程更具可操作性和可行性。该框架将为重点污染场地筛查、评估、修复和监管起到积极的指导作用。该决策框架尚需在实践中进一步修正, 并注意与即将出台的相关法律、法规、政策、标准、技术导则等相衔接。

[参考文献]

- [1] 张洪国, 贾明星, 范顺科. 有色金属进展 (1996—2005) 综合篇 [M]. 长沙: 中南大学出版社, 2007: 42—94.
- [2] 晁雷, 周启星, 陈苏, 等. 沈阳某冶炼厂废弃厂区的人类健康风险评估 [J]. 应用生态学报, 2007, 18 (8): 1807—1812.
- [3] 蒋开喜, 赵国权, 蒋继穆, 等. 有色金属进展 (1996—2005) 重有色金属卷 [M]. 长沙: 中南大学出版社, 2007: 1—7.
- [4] 陈家祥. 钢铁冶金学 (炼钢部分) [M]. 2 版. 北京: 冶金工业出版社, 2005: 3—6.
- [5] 朱苗勇. 现代冶金学 (钢铁冶金卷) [M]. 北京: 冶金工业出版社, 2005: 2—4.
- [6] 王筱留. 钢铁冶金学 (炼铁部分) [M]. 2 版. 北京: 冶金工业出版社, 2006: 3—5.
- [7] 周连碧, 宁平, 许国强, 等. 有色金属进展 (1996—2005) 有色金属工业环境保护卷 [M]. 长沙: 中南大学出版社, 2007: 3—281.
- [8] 刘奕梅, 褚小刚. 某冶炼厂周围砷污染影响分析 [J]. 环境监测管理与技术, 2000, 12 (增刊): 33—34.
- [9] 侯建兵, 钱谊, 张纪伍, 等. 城市工业用地土壤重金属污染调查 [J]. 环境监测管理与技术, 2006, 18 (3): 16—17.
- [10] USEPA. CERCLIS Database [EB/OL]. Washington DC: U. S. Environmental Protection Agency, 2009 [2009—11—29]. <http://efpub.epa.gov/superpad/cursites/srchs sites.cfm>.
- [11] U. S. Government Accountability Office. Superfund Funding and Reported Costs of Enforcement and Administration Activities (GAO—08—841R) [EB/OL]. Washington DC: U. S. Government Accountability Office, 2008 [2009—12—02]. <http://www.gao.gov/new.items/d08841r.pdf>.
- [12] 谷庆宝, 颜增光, 周友亚, 等. 美国超级基金制度及其污染场地环境管理 [J]. 环境科学研究, 2007, 20 (5): 84—88.
- [13] American Society for Testing and Materials. Standard E 1739—95 (2002) Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites [S]. West Conshohocken, PA, USA: ASTM, 2002.
- [14] American Society for Testing and Materials. Standard E 2081—00 (2004). Standard guide for risk-based corrective action [S]. West Conshohocken, PA, USA: ASTM, 2004.
- [15] VEGTER J, LOWE J, KASAMASH. Risk-based land management—a concept for the sustainable management of contaminated land [J]. Land Contamination & Reclamation, 2003, 11 (1): 31—36.
- [16] CONNOR J A, BOWERS R L, MCHUGH T E, et al. Risk-based corrective action toolkit version 2 [R]. USA: GSI Environmental Inc, 2007: 1—55.
- [17] UK Environmental Agency. Model procedures for the management of land contamination (Contaminated land report 11) [R]. Bristol Environment Agency, 2004: 10, 16—43.
- [18] LUO Q S, CATNEY P, LERNER D. Risk-based management of contaminated land in the UK: lessons for China [J]. Journal of Environmental Management, 2009 (90): 1123—1134.
- [19] UK Environmental Agency. Updated technical background to the CLEA model (Science report-final SC050021/SR3) [R]. Bristol Environment Agency, 2009: 10—133.
- [20] UK Environmental Agency. 2009 CLEA software (version) handbook (Science report-final SC050021/SR4) [R]. Bristol Environment Agency, 2009: 11—46.
- [21] Department of Environment and Conservation. The use of risk assessment in contaminated site assessment and management—guidance on the overall approach [EB/OL]. Australia The Department of Environment and Conservation, 2006 [2009—12—01]. http://portal.environment.wa.gov.au/pk/portal/docs/PAGE/DOE_ADM_N/GUIDELINE_REPOSITORY/RISK

- _FRAMEWORK. PDF.
- [22] Dutch National Institute of Public Health and the Environment ANNEXES circular on target values and intervention values for soil remediation [EB/OL]. Netherlands National Institute for Public Health and the Environment 2000 [2009-12-02]. http://www2.vrom.nl/Docs/informatieaal/annexS_I2000.pdf
- [23] OTTE P F, LIJZEN J P A, OTTE J G, et al. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set (RVM report 711701021) [R]. Netherlands National Institute for Public Health and the Environment 2001: 17-77.
- [24] WAITZM F W, FREIJER J J, KREULE P, et al. The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds (Report No. 715810014) [R]. Netherlands National Institute for Public Health and the Environment 1996: 49-109.
- [25] Dutch National Institute of Public Health and the Environment Sanscrit DSS [EB/OL]. Netherlands National Institute for Public Health and the Environment 2009 [2009-12-2]. <http://www.risicobolboxbodem.nl/sanscrit>
- [26] Authority of the Minister of Health. Federal contaminated site risk assessment in Canada part I Guidance on human health preliminary quantitative risk assessment (PQRA) [R]. Canada Authority of the Minister of Health, 2004: 2-24.
- [27] 台湾行政院环境保护署. 土壤及地下水污染场址健康风险评估评析方法及撰写指引 [R]. 台湾: 行政院环境保护署, 2006: 6-44.
- [28] U. S. Environmental Protection Agency. User's guide for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children (IEUBK) (EPA 9285-7-42) [R]. Washington DC: Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, 2007: 7-38.
- [29] U. S. Environmental Protection Agency. Recommendations of the technical review workgroup for lead for an approach to assessing risks associated with adult exposures to lead in soil (EPA-540-R-03-001) [EB/OL]. U. S. Environmental Protection Agency: Technical Review Workgroup for Lead, 1996 [2009-12-02]. <http://www.epa.gov/superfund/lead/products/adulph.pdf>
- [30] U. S. Environmental Protection Agency. Update of the adult lead methodology's default baseline blood lead concentration and geometric standard deviation parameters (OSWER 9200.2-82) [EB/OL]. Washington DC: Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, 2009 [2009-12-02]. <http://www.epa.gov/superfund/lead/products/ahupdate.pdf>
- [31] 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 基于人体血铅指标的区城土壤环境铅基准值 [J]. 环境科学, 2009, 30(10): 3036-3042.

(上接第 10 页)

3 数字化环境行政处罚裁量基准制度应用中需注意的问题

环境数字化行政处罚裁量基准制度的建立和应用, 是行政处罚工作的一个新生事物, 还有待于实践检验。

3.1 正确处理“人与机”关系

行政处罚是一项非常复杂的工作, 单一地通过“人治”或“机治”, 都不能收到预期的效果, 应当形成“人为主、机为辅, 人机结合”的格局, 计算机在此起到在一定程度上规范执法者的行政权力、为行政处罚裁量提供辅助决策依据的作用。

3.2 正确处理“系统裁量”与“会议裁量”关系

由于具体裁量因素的确定受各种条件和情况的限制, 不可能做到尽善尽美, 而且裁量因素本身就有一个在实践中不断完善的过程。因此, 现阶段建立数字化行政处罚裁量基准制度, 可设计两个流程来进行裁量参数的计算。一是通过在计算机界面上勾选相应的裁量因素, 得出违法事实子行为、子后果和总行为、总后果的等级, 计算出处罚参数, 此称为“系统裁量”。这种流程主要适用于一般的处罚事项。二是通过集体议定违法事实子行为、子

后果和总行为、总后果的等级, 计算出处罚参数, 此称为“会议裁量”。这种流程往往适用于一些复杂的处罚事项。上述两个流程, 主要区别在于对裁量因素确定的方法不同, 既可单独使用, 也可以相互印证使用^[8]。

[参考文献]

- [1] 李园园. 环境行政处罚中规范应用自由裁量权的要件 [J]. 环境监测管理与技术, 2008, 20(4): 6-8.
- [2] 王智莉. 浅析环境执法现状及对策 [J]. 环境监测管理与技术, 2005, 17(1): 6-7.
- [3] 威廉·詹姆斯. 实用主义 [M]. 陈羽纶, 孙瑞禾, 译. 北京: 商务印书馆, 1979: 26-44.
- [4] 罗豪才. 行政法学 [M]. 北京: 北京大学出版社, 2001: 140-157.
- [5] 周佑勇. 行政裁量治理研究——一种功能主义的立场 [M]. 北京: 法律出版, 2008: 53-81.
- [6] 应松年. 行政法教程 [M]. 北京: 中国人民大学出版社, 1997: 123-161.
- [7] 张平文. 数值分析 [M]. 北京: 北京大学出版社, 2007: 110-128.
- [8] 姜明安. 行政裁量的软法规制 [J]. 法学论坛, 2009(4): 5-11.

本栏目责任编辑 李文峻 陈宝琳