

《工矿场地土壤生态风险基准制定技术指南》编制说明

1. 项目背景

1.1 任务来源

开展土壤环境基准研究是我国生态环境相关法律法规的明确要求。《中华人民共和国环境保护法》第二章第十五条规定：国家鼓励开展环境基准研究。《国家环境基准管理办法（试行）》要求制定土壤环境基准。《中华人民共和国土壤污染防治法》中明确指出，国家支持对土壤环境背景值和环境基准的研究。开展土壤环境基准研究，对深入落实生态环境法律法规要求，科学制定土壤环境监管标准，强化土壤污染风险管控的具体行动，具有十分重要的意义。

2018年，科技部会同有关部门及地方，结合《土壤污染防治行动计划》目标和任务，制定了国家重点研发计划“场地土壤污染成因与治理技术”重点专项实施方案。专项围绕国家场地土壤污染防治的重大科技需求，设立了33个研究方向，其中包括“场地土壤环境风险评估方法和基准”项目，以期为进一步指导全国各地污染场地土壤的风险判定，建立起统一规范的污染场地土壤风险评价技术和指导基准。“保护生态环境的场地土壤风险评估技术体系和基准”是项目的主要课题之一，填补了我国污染场地土壤生态风险基准的空白，同时也是我国土壤环境基准研究的重要方向。因此，特此编制《工矿场地土壤生态风险基准制定技术指南》，为进一步规范场地土壤生态风险基准制定流程，指导场地土壤生态环境保护工作提供科学依据。本指南编制工作由中国科学院生态环境研究中心牵头，生态环境部南京环境科学研究所、生态环境部南京环境科学研究所、中山大学、厦门大学等作为协作单位共同参与完成。

1.2 工作过程

《工矿场地土壤生态风险基准制定技术指南》（以下简称《指南》）制订任务于2022年立项，由中国科学院生态环境研究中心牵头，生态环境部南京环境科学研究所、中山大学、厦门大学正式成立标准编制组，系统开展了国内外污染场地生态风险评价基准制定的文献调研，针对《指南》总体定位、适用范围、编制思路、编制原则等问题召开研讨会，明确了指南的基本框架、下一步需要开展的主要工作和需要解决的重大问题。

2022 年 10 月，完成指南初稿

2022 年 11 月，召开专家评审会，简介专家意见，会后进行修改

2. 基准制订的必要性分析

近年来，随着城市化的不断加速，大量废弃工矿场地进行了二次开发利用，但其中暴露出的场地土壤环境污染问题也日益频繁且严重。2014 年 4 月，环境保护部和国土资源部联合发布了《全国土壤污染状况调查公报》^[1]，数据表明全国土壤环境质量总体较差，工矿场地污染尤为突出。在调查的近 700 家运营中企业的 5846 个土壤点位中，超标率达到 36.3%；而 81 块工业废弃地的 775 个土壤点位中，点位超标率 34.9%；70 个矿山污染场地的 1672 个土壤点位中，超标点位占 33.4%。2016 年 5 月，国务院印发《土壤污染防治行动计划》中明确要求，到 2020 年，污染地块的安全利用率要达到 90%以上，到 2030 年，污染地块安全利用率达到 95%以上。《土壤污染防治行动计划》还要求开展污染治理与修复，改善区域土壤环境质量，同时加强对未污染土壤保护，严控新增土壤污染。因此，开展场地土壤环境基准制定可为我国场地土壤污染风险预警和判定提供重要参考依据。

场地土壤环境基准根据保护对象和目标的不同可以分为保护人体健康、保护陆地生态、保护地下水等土壤环境基准。其中保护陆地生态的土壤环境基准旨在保护土壤中或与土壤相关的植物、土壤无脊椎动物、土壤微生物活性或代谢过程等不会因暴露于土壤污染而产生显著的生态风险^[2,3]。虽然我国的土壤环境基准目前已经开展了大量工作，并在保护农用地安全^[4]和建设用地人体健康^[5]方面出台了两项国家标准，但对于保护土壤生态风险的基准研究还略显缺乏。目前相关研究多体现在发表的论文、著作及一部分项目的研究报告里，用于专门指导土壤生态环境基准工作开展的相关方法、导则比较少。2018 年生态环境部发布了一套《生态安全土壤环境基准制定技术指南》^[6]的征求意见稿，但还未最终定稿。此外，推导场地土壤生态风险基准相关的研究方法基本上多是参考借鉴国外发达国家，如美国、加拿大、英国以及荷兰等。而这些发达国家的土壤基准研究工作开展时间相对较早，且多是根据自身国情制定的用于指导本国土壤生态环境基准的研究工作。在方法的适用性方面，仍需因地制宜进行技术适配。因此，建立符

合我国区域特征的、并与场地环境管理目标紧密结合的土壤生态环境基准制定技术指南是很有必要的,对我国场地土壤的生态环境保护与修复具有重要的指导意义。

3. 基准制定的原则和依据

3.1 编制原则

(1) 以《中华人民共和国环境保护法》、《土壤污染防治行动计划》以及我国现行的环境保护法律法规、政策、条例、标准的相关规定和要求为主要依据。对国内外土壤生态环境基准研究现状、法律法规、工作机制和发展趋势等进行调研和对比分析,以便在标准制定过程中可以充分借鉴国内外的最新成果,使我国的土壤环境基准工作能够适应我国政策法规的相关要求和发展趋势,实现与国际的接轨。

(2) 充分借鉴国内外的相关标准和技术指南的经验,总结各个国家制定土壤环境基准值的考虑因素和技术方法特点,对较为成熟的共性技术在和我国本土条件进行适配性分析后可直接引进或等效采用。

(3) 以需求为导向,同时符合我国环境特征和管理需要,服务土壤质量改善的总体目标,明确标准制定的工作程序,提高工作效率,保证工作质量;另外,相关基准工作须有长期的试验研究和足够的数据支持,具备良好的前期基础,确保我国环境质量基准科学性、准确性和实用性。

(4) 充分吸收国内土壤环境基准最新研究成果,尤其是有关土壤环境基准的系列研究成果;以科学为准则,兼顾合理性和可行性;同时考虑与我国经济、技术发展水平和相关方的承受能力相适应,建立健全我国土壤环境基准制定技术导则。

3.2 技术依据

场地土壤生态风险基准制定技术指南主要引用了我国及 OECD 和 ISO 污染土壤的生态毒理学和生物学测试标准化方法,通过标准方法获取土壤中各类生态物种或生态过程的毒性数据,从而进行基准推导。具体技术依据见下表:

表 3-1 国内外土壤生态毒理学和生物测试标准化方法

方法编号	供试生物	方法名称
GB/T 21809	蚯蚓	化学品 蚯蚓急性毒性试验
GB/T 27855	土壤微生物	化学品 土壤微生物 碳转化试验
GB/T 31270.15	蚯蚓	化学农药环境安全评价实验准则 第 15 部分: 蚯蚓急性毒性试验
GB/T 31270.16	土壤微生物	化学农药环境安全评价实验准则 第 16 部分: 土壤微生物毒性试验
GB/T 31270.19	植物	化学农药环境安全评价实验准则 第 19 部分: 非靶标植物影响试验
ISO 10872	线虫	沉积物和土壤样品对秀丽隐杆线虫(<i>Caenorhabditis elegans</i>)生长、肥力和繁殖毒性影响的测定
ISO 11267	跳虫	土壤污染物对弹尾虫(<i>Folsomia candida</i>)繁殖的抑制作用
ISO 11268-1	蚯蚓	污染物对蚯蚓(<i>E.fetida</i>)的急性致毒效应测试
ISO 11268-2	蚯蚓	污染物对蚯蚓(<i>E.fetida</i>)生殖影响的测定
ISO 11269-1	植物	除挥发性物质以外的所有可能进入到土壤中的物质对植物根系生长情况的影响
ISO 11269-2	植物	土壤中化学物质对多种高等植物的出苗率和早期生长的潜在毒性效应
ISO 14238	土壤微生物	污染物对土壤氮矿化和硝化作用的潜在影响
ISO 14240	土壤微生物	土壤污染对微生物生物量的影响
ISO 15685	土壤微生物	土壤污染对硝化微生物的抑制效应
ISO 15952	幼螺	污染物对陆地幼螺 (<i>Helicidae</i>)生长的影响
ISO 16072	土壤微生物	土壤污染对微生物土壤呼吸的影响
ISO 16387	线蚓	污染物对线蚓(<i>Enchytraeus sp.</i>)的繁殖和存活影响
ISO 17126	莴苣	污染土壤对莴苣 (<i>Lactuca sativa L.</i>) 出苗率的影响
ISO 17155	土壤微生物	运用土壤呼吸曲线法确定微生物群落的丰度和活性, 适用于确定土壤污染物的潜在生态毒性
ISO 17512-1	蚯蚓	测定土壤质量和化学品对蚯蚓 (<i>Eisenia fetida</i> and <i>Eisenia andrei</i>)的回避试验.
ISO 17512-2	弹尾虫	测定土壤质量和化学品对弹尾虫 (<i>Folsomia candida</i>)的回避试验.
ISO 18187	土壤微生物	利用球形节杆菌 (<i>Arthrobacter globiformis</i>) 脱氢酶活性进行固体样品接触试验
ISO 20963	昆虫类	污染物对昆虫幼虫(<i>Oxythyrea funesta</i>)的急性致毒效应
ISO 22030	油菜、燕麦	化学物质对陆地植物油菜(<i>Brassica rapa</i>)和燕麦(<i>Avena sativa</i>)的繁殖力的影响
ISO 23753	土壤微生物	污染物对非淹水土壤中脱氢酶活性的影响
ISO 29200	蚕豆	高等植物遗传毒性效应评价——蚕豆(<i>Vicia faba</i>)微核试验
OECD 207	蚯蚓	污染物对蚯蚓(<i>E.fetida</i> 和 <i>E.andrei</i>)的急性致毒效应
OECD 208	植物	化学物质对土壤中高等植物出苗率和苗生长情况的影响
OECD 216	土壤微生物	污染物对土壤微生物氮转化能力的影响
OECD 217	土壤微生物	污染物对土壤微生物碳转化能力的影响
OECD 220	线蚓	化学物质对线蚓(<i>Enchytraeus albidus</i>)的繁殖力影响
OECD 222	蚯蚓	化学物质对蚯蚓(<i>E.fetida</i> 和 <i>E.andrei</i>)的繁殖力影响
OECD 226	螨虫	化学物质对螨虫 (<i>Hypoaspis aculeifer</i>) 的繁殖力影响
OECD 227	植物	化学物质的沉降过程对土壤植物叶片和地上部分生长状况的影响
OECD 232	跳虫	化学物质对跳虫 (<i>Folsomia candida</i> 和 <i>Folsomia fimetaria</i>)的繁殖力影响

4. 国内外土壤生态风险基准发展现状

土壤生态风险基准是以保护土壤生态受体或生态功能为目的制定的土壤环境基准。土壤生态筛选基准 (Ecological soil screening levels) 是指为了对陆地生物及关键的土壤生态功能提供适当的保护而制定的土壤中污染物的浓度限值, 污染物浓度一旦超过此值, 需对土壤采取进一步的风险评价行动或污染控制措施。不同国家对土壤生态筛选基准有不同的定名方式, 如土壤生态筛选值 (Ecological screening values for soil)、土壤基准值 (Soil benchmark)、土壤质量目标值 (Soil quality objectives)、土壤预警值 (Precautionary soil values)、预测无效应浓度 (Predicted no-effect concentrations) 等。基于风险的土壤生态筛选基准更加强调土壤性质分异、元素形态分布差异与剂量-效应响应关系等因素对土壤污染物毒性的影响, 并在考虑毒性数据的可获得性、丰富性和可靠性的基础上, 利用物种敏感性分布法或评估因子外推法等科学理论与方法, 构建针对不同土壤类型、不同土地利用类型甚至不同受体类型的土壤筛选基准值。

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相对健康风险基准更加复杂, 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的土壤环境质量标准。美国环保局 (US EPA) 自 2003 年起已逐步建立了 17 种金属(或类金属)和 4 种(类)有机物对植物、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。澳大利亚国家环境保护委员会 (NEPC) 在其《国家环境保护措施 1999 (场地污染评价)》中制定了一套主要基于植物毒性数据的土壤生态调查值 (EILs)。德国、丹麦、西班牙、奥地利等国家也颁布了可用于进行土壤污染物筛选的生态筛选值, 英国、瑞典、比利时等国家也正在构建类似的生态基准值 (UKEA, 2004)。目前, 已有十多个国家已经制定或正在制定土壤生态筛选基准(表 4-1), 这些筛选值的公布促进了污染土壤生态风险评估技术的发展, 也给污染土壤的环境管理提供了有力的支持。

表 4-1 在推导土壤保护 (基准) 值时所采用的不同准则的方法

	荷兰	加拿大	英属哥伦比亚	西班牙	澳大利亚
土地利用	Y	Y	Y	Y	Y
生物评估	N	N	N	Y	N
微生物	Y	Y	Y	Y	N
野生脊椎动	Y	Y	N	Y	Y

物					
生物放大	Y	N	N	Y	N
物种分布方法	Y	Y	Y	N	N

各国制定土壤生态基准的步骤基本类似，主要包括文献数据的收集与评价、数据的选择、土壤生态基准的计算及基准值的验证等。各国在制订土壤生态基准方法学上的差异体现在考虑的生态受体类型（表 4-2）、文献数据的筛选原则、测试的终点（NOEC，EC10 或 LOEC）、生态毒性数据库、保护的水平和、数据外推使用的具体方法（如 SSD 曲线、评价系数、平衡分配法、定量构效方法、证据权重法等）等的不同。

表 4-2 不同欧盟国家制定土壤生态基准考虑的生态受体类型

国家或地区	微生物过程	土壤动物	植物	陆生动物	水生动物
奥地利			√		
比利时（瓦塞地区）	√	√	√	√	√
比利时（佛兰德地区）	√	√	√		
捷克	√		√		
德国	√	√	√	√	
西班牙	√	√	√	√	√
芬兰	√	√	√	√	
荷兰	√	√	√	√	
瑞典	√	√	√	√	√
英国	√	√	√	√	

4.1 美国

美国鱼类与野生动物保护局（U.S. Fish and Wildlife Service）是最早编制土壤生态筛选基准的机构之一，其于 1990 年公布的土壤生态筛选值收录了来自日本、荷兰、加拿大、美国和前苏联的 200 多种污染物中考虑生态受体（部分污染物只考虑了人体健康）的污染物的指导值。美国环保局（USEPA）自 2003 年起已逐步建立了 17 种金属（或类金属）和 4 种（类）有机物对植物、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。美国环保局 5 区于 1999 年制定了 223 种污染物的生态数据质量值（EDQLs），并于 2003 年 8 月将这一套质量值升格为生态筛选值（ESLs）。美国环保局 6 区也在其 1999 年发布的《危险废物燃烧设施筛选水平生态风险评估草案》中公布了一套针对保护

陆地植物、土壤无脊椎动物、哺乳动物和鸟类的污染物毒性参考值 (TRVs), 主要用于生态风险评价过程中表层土壤污染物的筛选。美国能源部橡树岭国家实验室 (Oak Ridge National Laboratory) 早在 1997 年就制定了一套用于对污染场地进行生态风险评价的土壤基准, 并针对土壤无脊椎动物 (蚯蚓)、微生物过程和陆生植物分别建立了不同的基准值 (Efroymson et al., 1997a ; 1997b)。美国能源部萨瓦纳河国家实验室 (Savannah River National Laboratory) 在综合美国鱼类与野生动物保护局提出的土壤筛选值、美国能源部橡树岭国家实验室的土壤基准值、加拿大环境部长委员会 (CCME) 的土壤质量指导值、荷兰的环境质量目标值 (目标值、干预值和最大允许浓度值) 和美国环保局的土壤生态筛选值 (Eco-SSLs) 的基础上, 于 1998 年编制了一套土壤生态筛选值, 并于 1999 年起被美国环保局 4 区等效采用于污染场地的生态风险评价。此外, 美国的特拉华州、新泽西州、俄勒冈州、德克萨斯州等在等效采用其他组织制定的筛选值的基础上, 也公布了适于当地使用的土壤生态筛选基准值。

美国环保署 (USEPA) 应急和修复响应办公室 (Office of Emergency and Remedial Response) 在 2003 年颁布了土壤生态筛选值 (Eco-SSL) 制定技术导则, 后又进行了几次修订。选择植物、土壤无脊椎动物、哺乳动物和鸟类为生态受体。主要推导植物和蚯蚓直接暴露途径的风险阈值, 以及鸟类和哺乳动物基于食物链暴露途径的风险阈值。土壤生态筛选值的制定分为以下四步:

- (1) 文献资料收集。对于所考虑的四类生态受体, 应检索与之相关的数据库, 以及相关文献资料。对于鸟类和哺乳类应检索所有年份的相关资料, 而对于植物和土壤无脊椎动物应检索 1987 年之后的相关资料, 1988 年之前的相关资料可以由相关参考书目获取。
- (2) 筛选可用于推导土壤生态筛选值的研究资料。资料中涉及的植物和土壤无脊椎动物的测试方法应按照最新的测试方法要求; 鸟类和哺乳动物至少包括两个处理水平, 植物和土壤无脊椎动物至少包括五个处理水平; 对于鸟类和哺乳动物只考虑慢性毒性, 而植物和土壤无脊椎动物既考虑慢性毒性也考虑急性毒性。
- (3) 提取、评估和数据打分。从筛选的文献中提取毒性数据, 评估测试方法及测试结果, 对数据进行打分。

(4) 基准值推导。对于鸟类和哺乳动物根据其 NOAEL 或 LOAEL 确定其污染物的毒性参考值 (TRVs);对于植物和土壤无脊椎动物一次优先选用 EC20、MATC (最大可接受毒物浓度, 为 NOAEC 与 LOAEC 及几何均值)、EC10 确定其风险阈值。

4.2 荷兰

荷兰在 20 世纪 80 年代就公布了 A、B、C 3 类土壤质量目标值, 1994 年被替换为目标值和干预值, 2000 年荷兰住房、空间规划和环境部 (VROM) 又对目标值和干预值进行了更新, 且一直沿用至今。荷兰的目标值主要基于对生态系统的保护而制定, 而干预值是综合考虑人体健康和生态保护的需要, 以保护人体健康和保护生态系统这两者中的低值为最终的干预值, 不过最终的取值大多来自于生态风险值。

荷兰的干预值是在取人类严重风险浓度 (SRChuman) 和生态毒理风险限值 (SRCeco) 的最低值作为综合性土壤干预值。无论是人类还是生态风险限值都是针对“标准土壤”(10%的有机质, 25%的黏土和 pH 为 6) 的。其中危险浓度 HC50s (50%的受试物种/过程可能产生不良效应的浓度) 是生态毒理风险限值 (SRCeco) 确定的关键。

SRCeco 具体推导过程如下: 如果数据满足两个条件: (1) 数据至少来自 4 种不同类别; (2) 数据必须是对数正态分布, 再将 NOEC 的几何平均值和 L (E) C50 除以 10 后的几何平均值的最低值作为 HC50, 或者按照用最高优先级的方法来确定 HC50。优先级有两种确定方法: (1) 按陆生毒理数据的数量; (2) 按毒理数据的种类 (优先顺序): NOECs>EC50s>LC50s, 其中平衡分配的优先级最低。采用最高和较低优先级和几何平均值作为 HC50。大体推导过程见图 2。

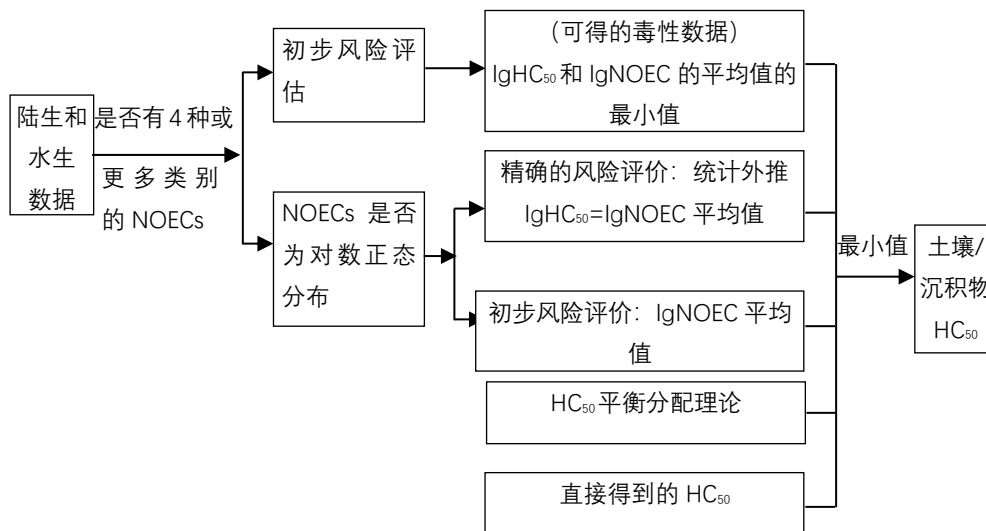


图 4-1 SRCeco 推导示意图

4.3 加拿大

加拿大土壤环境质量标准体系是按不同土地利用方式划分,包括:农业用地、居住/公园用地、商业用地和工业用地。根据加拿大环境部长理事会(CCME)2006年发布的文件 A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines.加拿大土壤质量指导值(Canadian Soil Quality Guidelines, CSQG)包含保护人体健康的土壤质量指导值(SQGHH)和保护生态物种的土壤质量指导值(SQGE)。得到的每种土地利用(农业用地、居住/公园用地、商业用地和工业用地)的保护人体健康的土壤质量指导值和保护生态环境的土壤质量指导值的最低值作为该种土地利用的最终土壤质量指导值,在此基础上不断调整后即为综合性土壤质量指导值。

其中保护生态环境的土壤质量指导值(SQGE)考虑了不同土地利用方式下的暴露途径(见表 1-3),具体推导过程如下:

表 4-3 用于不同土地利用 SQGE 推导的暴露途径

暴露途径	农业用地	居住/公园用地	商业用地	工业用地
土壤接触	√	√	√	√
摄入				
初级消费者	√	生物放大	×	×
次级消费者	生物放大	生物放大	×	×
三级消费者	生物放大	生物放大	×	×
营养和能量循环	√	√	√	√
地下水				
淡水生物	可溶解	可溶解	可溶解	可溶解

灌溉用水	可溶解	×	×	×
牲畜用水	可溶解	×	×	×
异地迁移	×	×	不挥发	不挥发

注：“√”代表考虑，“×”代表不考虑，“生物放大”、“可溶解”和“不挥发”代表考虑需具有的性质。

4.4 中国

我国土壤环境基准制定工作相对其他几个发达国家而言处于较为落后的阶段，目前国家发布的土壤环境标准只有《农用地土壤污染风险管控标准》（GB15618-2018）和《建设用地土壤污染风险管控标准》（GB36600-2018）两项，并没有出台关于保护场地土壤生态环境的标准体系，现行的农用地土壤环境质量标准（GB15618-2018）考虑了农用地的部分生态效应，以保护农产品质量安全、农作物生长、土壤微生物的土壤污染物阈值为基础，结合技术、经济、社会等情况，综合考虑确定标准值(农用地标准制定方法体系如表 4-4 所示),但对于场地土壤并不适用。2018 年，生态环境部公开了《生态安全土壤环境基准制定技术指南》的征求意见稿，为我国保护土壤生态安全的基准制定提供了一定的方法支持，但该指南只是建议通过不同的用地类型给与不同保护水平，并未像两项已经发布的土壤环境标准一样提供明确生态风险筛选和生态风险管制要求的基准制定方法。

表 4-4 《农用地土壤环境质量标准》（GB15618-2018）制定体系

体系	土壤-植物体系 (作物效应)		土壤-微生物体系 (微生物效应)	
	保护目标	保护农产品质量安全	保护农作物正常生长	保护土壤生态良性循环
指标	敏感类食用农产品出现超标时的土壤临界含量	农作物产量变化率	一种以上的生化指标出现的变化率	微生物数量出现的变化率
阈值确定依据	食品安全国家标准	农作物减产小于 10%	生化指标出现明显变化小于 25%	微生物数量出现明显变化小于 50%

目前，我国基于生态风险的土壤环境基准研究正在兴起，虽然当前还是以引进国外的研究方法和体系为主，但是已有一些研究结合我国土壤污染的实际进行了毒理学方法的探讨，积累了一些基础数据，为我们土壤环境基准理论系统的提出及其方法体系和规范的建立奠定了一些基础。

同时,我国缺乏适合本国物种特点的数据库。在污染物毒性数据的获取方面,我国目前在基准研究过程中,基本是通过国外的数据库以及文献数据来获得基准所需要的毒性数据,国际上比较著名的生态毒理学数据库(美国环保局的 Ecotox、荷兰的 E-toxBase 等),依然没有构建本土的毒性数据平台。

5. 标准的主要内容及说明

本标准包括前言、适用范围、规范性引用文件、术语及定义、工矿场地土壤生态风险基准制定流程、确定需保护的生态受体和生态过程、生态毒性数据的收集与筛选、基准外推方法选择,土壤预测无效应浓度 PNEC 的外推、工矿场地土壤生态风险基准值的确定、工矿场地土壤生态风险基准值的审核及附录共 12 部分。

5.1 适用范围

本标准规定了工矿场地土壤生态风险基准制定的内容、程序、方法和技术要求。

本标准适用于工矿场地土壤生态风险基准值的制定。

本标准不适用于放射性物质。

5.2 规范性引用文件

本标准引用了下列标准、技术规范等规范性文件,包括土壤生态毒理学和生物测试标准化方法,未涉及的方法可参考 3.2。凡是不注日期的引用文件,其有效版本适用于本标准。

GB/T 21809 化学品 蚯蚓急性毒性实验

GB/T 27855 化学品 土壤微生物 碳转化试验

5.3 术语和定义

标准中对于土壤生态风险基准、生态保护水平、污染土壤生态风险评估等多个关键术语的定义与我国标准性文件中的术语定义基本一致。

5.3.1 土壤生态风险基准 criteria for soil ecological risk

污染物对土壤生态系统不产生特定不利影响(或有害效应)的临界含量,包含了土壤污染物含量和其所产生的不利影响(或有害效应)之间的完整关系。

5.3.2 生态保护水平 ecological protection level

根据工矿场地未来土地开发利用方式下土壤所提供的生态服务功能的重要

性所确定的生态物种或生态过程保护的程度。

5.3.3 生态情景 ecological scenario

污染物暴露于受体时，造成差异化生态效应的环境参数的集合。

5.3.4 污染土壤生态风险评估 ecological risk assessment of contaminated soil

评估污染物进入土壤后对关注的生态受体（陆生植物、土壤微生物和土壤动物等）及其生态过程（如硝化作用、有机质矿化、磷酸酶活性等）产生显著危害的可能性。

5.4 工矿场地土壤生态风险基准制定流程

工矿场地土壤生态风险基准的制定主要包括 6 个步骤(图 5-1)，具体如下：

- (1) 确定需要保护的生态受体和生态过程；
- (2) 生态毒性数据的收集与筛选；
- (3) 基准外推方法选择；
- (4) PNEC 的外推；
- (5) 基准值的确定；
- (6) 基准值的审核。

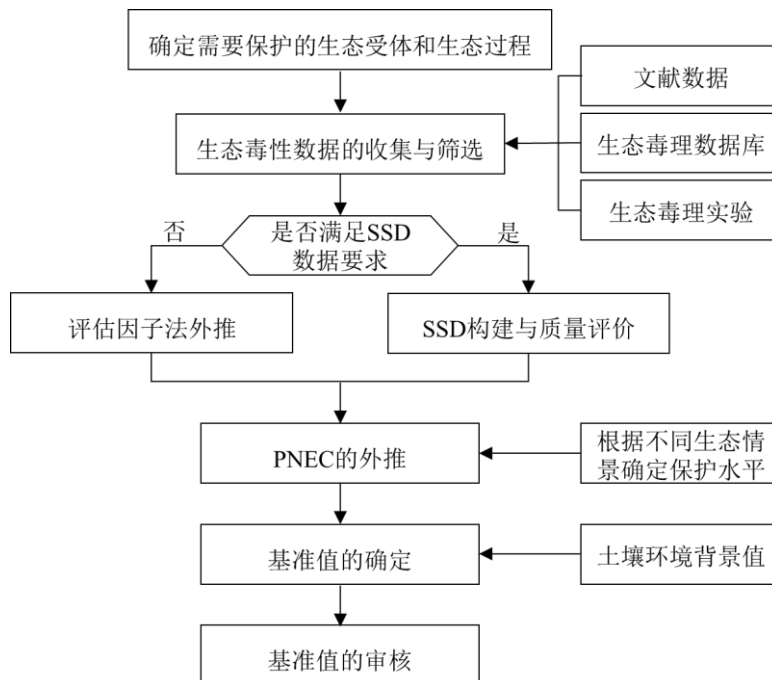


图 5-1 工矿场地土壤生态风险基准制定流程

6 个步骤主要包括生态毒性数据收集与处理，推导方法的确定及应用，以及

基准值的确定和审核 3 部分内容,其中生态毒性数据处理环节需要先确定工矿场地需要保护的土壤生态受体和生态过程,并从文献数据库、生态毒性数据库或实际开展的生态毒理实验中收集并筛选相应的有效毒性数据,多考虑本土物种的毒理数据;其次,根据实际搜集到的数据量确定土壤生态风险基准推导的方法,优先选取物种敏感度分布法,并结合多个拟合分布模型的权重平均,根据特定生态情景,进行相应保护水平下的预测无效应浓度外推;最后,根据选取污染物的特征,以外推获得的土壤预测无效应浓度作为制定土壤生态基准的起点,综合考虑土壤环境背景值、污染物生物有效性、分析检出限等因素,对基准值的合理性进行评估,根据需要对基准值进行必要的调整,并进行场地土壤生态风险基准值确定和审核。

5.5 技术方法确定依据

本技术指南的核心主要依据生态毒理学中经典的剂量关系曲线。在指导原则上与健康风险评估的思路类似,即以土壤污染物在迁移过程中引起的暴露和效应作为风险评估的核心内容。在充分吸收国内外土壤环境基准最新研究进展的基础上,主要借鉴吸收美国保护生态土壤筛选值技术导则、加拿大土壤质量指导值制定指南及英国保护生态的土壤筛选值技术导则,同时结合我国的区域特征和环境管理需求,形成本技术标准。

6. 主要技术要点说明

6.1 场地土壤生态风险基准的功能定位

大多数国家制定土壤筛选值(包括土壤生态基准)目的是用于对土壤污染风险进行识别和筛选,但由于不同国家制定土壤筛选值依据的风险水平不同(如可忽略风险水平,中度风险水平和潜在不可接受风险水平),土壤筛选值的宽松程度各有差异。例如丹麦很少存在土壤历史污染问题,其对土壤的保护策略就是要防止土地在未来发生污染,因此制定的土壤质量指导值接近甚至低于元素的自然背景值;而如加拿大,土壤质量指导值是根据不同土地利用方式制定的,工业用地的保护水平明显低于住宅、公园和农业用地;此外像荷兰的土壤干预值(包括保护生态的严重风险浓度 SR_{Ceco})是土壤修复的启动值,是基于潜在不可接受风险制定的。

结合本次项目任务，本技术指南的功能定位应是筛选场地土壤在不同保护水平要求下可能存在的生态风险（生态风险筛选基准），并确定不可接受的生态风险基准（生态风险管制基准）。

6.2 场地土壤生态效应水平及生态系统保护水平确定

在利用基于分布的方法构建土壤生态风险基准时，不同的国家对毒性参数的选择和保护水平的设置各有不同，加拿大根据无可见效应浓度（NOEC）的排序分布选择第 20 个百分位点作为土壤质量指导值，美国能源部橡树岭国家实验室以 20%的效应浓度值（EC20）作排序分布，选择第 10 个百分位点作为土壤环境基准值，美国环保局则根据 10%效应浓度值（EC10）和最大允许阈值浓度，通过计算几何平均值作为生态基准。

本技术标准主要针对工矿场地周边的土壤生态风险，由于场地土壤污染的特性，长期生产带来特征污染物的持续排放，同时跑冒滴漏也时有发生，导致周边土壤生态系统存在污染物急性暴露的可能，建议在利用上述类似方法构建土壤生态基准时，考虑将两类毒理效应终点分为不同生态效应水平，具体为以 NOEC、LOEC、EC10 等低毒性效应为效应终点的低效应水平（Level 1）和以 EC50、LC50、LD50 等半数生态效应为效应终点的高效应水平（Level 2）。以低效应水平毒性数据推导的生态风险基准相对严格，当环境浓度超过相应基准浓度时表明生态风险开始发生，可作为生态风险筛选值；以高效应水平毒性数据推导的生态风险基准相对宽松，当环境浓度超过相应基准浓度时表明可能对土壤生态物种或生态过程产生 50%的生态危害效应，生态风险相对较高，需要采取措施以降低生态风险，可作为生态风险管制值。

此外，在此基础上还根据场地不同生态情景，如未来不同土地开发利用方式下土壤所提供的生态服务功能的重要性，土壤理化性质对污染物生物有效性的影响等因素，综合考虑其对确定的生态物种或生态过程保护的程 度，结合当地环保实际管理要求，确定差异化的生态保护水平，作为制定土壤生态风险基准的依据。

6.3 有效毒性数据的获取及筛选

6.3.1 毒性数据的来源

土壤生态风险基准推导的主要毒性数据来源主要 3 方面：

1) 开展土壤生态毒理实验：按照表 3-1 中的土壤生态毒理学和生物测试标准化方法，开展相应物种的生态毒理实验，优先考虑我国的本土模式生物和实验方法，获取生态毒性数据；

2) 检索已有的生态毒数据库：主要从美国环保署的“ECOTOX”生态毒理数据库 (<https://cfpub.epa.gov/ecotox>) 获取目标毒性数据；

3) 收集公开发表文献里的毒性数据：主要从国内外常用的文献数据获取数据，包括 Web of Science (<http://www.isiknowledge.com>)、中国知网 (<http://www.cnki.net>)、万方数据库 (www.wanfangdata.com.cn) 等。

6.3.2 推荐代表性物种

国际标准化组织 (ISO) 至今已经公布了 25 种评价土壤质量的生物学方法，涉及到的生物主要是一些世界广布的物种，包括土壤无脊椎动物 (昆虫、蚯蚓、蚯蚓和线虫)、植物和微生物，以及以微生物为主导的土壤生物过程，其他一些组织，如经济合作与发展组织 (OECD)、美国试验与材料学会 (ASTM)、美国环保局、加拿大环境署 (CCME) 等也公布有类似的生物试验方法，所涉及的物种也不外乎 ISO 列举的这些。因此，从方法的标准化与数据的有效性、可比性等角度考虑，用于构建土壤生态基准的毒性数据的获取将在很大程度上依赖于这些代表性物种。

许多国家在制定土壤生态基准时同时利用了植物、土壤无脊椎动物、土壤微生物甚至部分高等动物的毒性参数。如加拿大在制定土壤生态质量指导值时，考虑了土栖生物、陆生脊椎动物以及鸟类等生态受体。美国在制定土壤生态筛选值时只考虑植物、土壤无脊椎动物、野生动物和鸟类，未考虑微生物。荷兰在制定保护生态的严重风险浓度 (SRC_{coco}) 时，同时考虑了生态受体和基于微生物的土壤生态过程 (如硝化作用、有机质矿化、酶活性等)。

此外，我国学者开展生态毒理研究主要采用国际模式生物 (如蚯蚓采用赤子爱胜蚓、土壤跳虫采用白符跳、根伸长试验采用大麦等)，对我国本土模式生物的筛选、基于本土模式生物的标准毒性测试方法的建立以及本土模式生物的生态毒性数据积累严重不足。

基于国内外研究现状，本标准建议选取的生态受体和生态过程应为土壤生态系统中具有代表性的生产者、消费者和分解者，主要包括土栖生物 (包括陆生植物、

土壤无脊椎动物以及土壤微生物)以及土壤生态过程(如硝化作用、有机质矿化等)。优先使用本土模式生物的毒性数据。在特殊条件下,考虑陆生动物和鸟类的间接暴露和污染物二次毒性。

6.3.3 毒性终点与毒性指标的选择

使用不同毒性效应终点和指标类型获得的毒性数据数值差别很大,导致最终推导出来的基准值也相差很大。因此,应针对污染物的毒性效应,选取恰当的毒性终点和指标进行研究。大多数国家优先选用亚致死毒性或慢性毒性数据,如NO(A)EC或者LO(A)EC,但是由于土壤生物毒性数据的缺乏,许多国家也会考虑使用致死和急性毒性数据。如美国在毒性参数的选取时考虑了EC20,EC10和MATC(NO(A)EC和LO(A)EC的几何平均值),未考虑急性毒性参数(LC50),由于EC50不能充分有效保护生态资源,而EC5由于自然变异,置信水平较低,因此也未考虑EC50和EC5;而加拿大则排除了NOEC毒性数据,优先选用EC20和急性毒性数据LC50作为毒性终点。

在毒性指标的选择上,荷兰根据不同污染物的毒性作用方式选择不同的毒性参数(如:邻苯二甲酸酯的毒性作用方式为干扰内分泌,则毒性参数选择其对雌性激素的影响)。对一些常规污染物,一般要获得其生长抑制、呼吸抑制、运动抑制、致死等毒性终点的毒性数据;而对一些污染物,仅考虑其致死效应,可能得出的基准值会远远大于实际的基准保护限值,不足以保护生物免受污染物的毒害作用。因此,需要将不同的毒性类型和具体的保护目标相结合。

本技术标准建议在制定土壤生态风险基准时,优先选择可能影响关注生态受体个体生长、发育或种群繁衍相关特性的毒性指标。主要选择的内容如下:

- 1) 对于陆生植物,选择生物量、产量、根伸长等;
- 2) 对于土壤无脊椎动物,选择繁殖率、种群数量和生长率等;
- 3) 对于土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程,选择土壤微生物量、土壤硝化作用、土壤呼吸作用的抑制率等。

此外,本指南还建议设置不同类型的毒性效应终点来确定不同的毒性效应水平,以满足实际的土壤保护水平和管理要求。具体可分为以NOEC、LOEC、EC10等以低效应为效应终点的低效应水平(Level 1)和以EC50、LC50、LD50等半数生态效应为效应终点的高效应水平(Level 2)。

1) 以低效应水平毒性数据推导的生态风险基准相对严格, 当环境浓度超过相应基准浓度时表明生态风险开始发生, 可作为生态风险筛选值;

2) 以高效应水平毒性数据推导的生态风险基准相对宽松, 当环境浓度超过相应基准浓度时表明可能对土壤生态物种或生态过程产生 50% 的生态危害效应, 生态风险相对较高, 需要采取措施以降低生态风险, 可作为生态风险管制值;

3) 低效应水平和高效应水平的生态毒性数据分别处理;

4) 同一物种有多个毒性效应指标的, 取最敏感的毒性效应指标;

5) 同一物种的相同毒性效应指标, 取这些毒性效应浓度的几何平均值, 不同土壤的相同微生物或生态过程指标分别处理。

6) 所有毒性效应终点的单位保持一致, 均换算为 mg/kg;

6.3.4 毒性数据的筛选

由于土壤的高度异质性和干扰因子的多样性, 如土壤有机质含量、黏土含量、阳离子交换量和 pH 值等均可显著影响污染物的生物有效性, 因此, 对生态毒性数据进行有效的筛选显得十分必要。不同的国家有不同的选择标准、选择方法与质量要求。荷兰按照 Klimisch 等提出的打分系统对数据质量进行评分, 将毒性数据分为完全可靠的数据、有限可靠的数据、不可靠的数据以及无法归类和编码的数据这 4 大类。美国环保局则设置了 10 条选择数据的标准, 并根据毒性数据的质量进行评分。欧盟推荐使用归一化法来校正不同类型土壤中测定的毒性数据, 并建议各国根据本国选定的标准土壤来进行数据转换, 从而可对各类毒性数据进行直接比较与分析。

本标准采用的毒性数据筛选原则, 具体如下:

1) 生态毒性数据应遵循 GB/T、OECD 或 ISO 规定的标准化实验方法获得;

2) 应能根据文献资料确定测试生物暴露于土壤污染物的时间和毒性终点, 并可根据剂量-效应关系估算毒性效应数据 ECX, 如 EC10、EC50 等;

3) 文献应记录开展毒性实验的条件, 如土壤 pH、有机质、阳离子交换量、粘粒含量、温度等;

4) 毒理实验开展的环境暴露介质选择人工或者自然土壤, 排除水培、滤纸培养、体腔注射等暴露方式下获得的毒性数据;

5) 文献资料获得的生态毒性数据应排除复合污染实验结果, 选择单一关注

污染物暴露获得的毒性数据，避免存在非关注污染物的显著干扰；

6) 田间实验数据用于基准的制定时，除满足以上条件外，还应当同时满足如下条件：①效应数据必须来自同一地区同一研究实验周期，并有供试土壤理化性质数据；②样品采集、处理和存储应遵照标准方法或可接受的操作程序；③其他田间实验相关条件如采样设计的科学性等需要根据具体实验进行评估；

6.4 土壤预测无效应浓度推导

对于获取的毒性参数数据，不同国家有不同的数据外推标准。荷兰数据外推方法的选择取决于可用的毒性数据：①当毒性数据至少包括 4 种不同类别土壤生物的 NOEC 和至少 4 种不同类别的土壤微生物过程（或者酶活性）时，选用物种敏感性分布法；②评估急性毒性数据或慢性毒性数据少于 4 种不同类别时，采用评估因子法；③当使用水生毒性数据和水土分配系数时，采用平衡分配法。目前国际上构建土壤生态基准普遍使用的方法主要有 3 种：基于分布的方法、评估因子法和平衡分配法。通过实验室的生态毒理学和生物学测试，可以获得试验生物个体对化学物质的半数致死（效应）浓度（L(E)C₅₀）、无效应浓度（NOEC）和最大可接受的毒性浓度（MATC），通过这些值来进一步计算该化学物质在土壤生态系统的可预测无效应浓度（PNEC），低于 PNEC 值表示不会发生不可接受的生态效应。PNEC 值可以根据风险评估人员掌握的信息量的多少，选择采用评估因子法、排序分布法及物种敏感性分布法进行外推。根据生态毒性数据所属受体营养级数量的多少、生态毒理数据的毒性终点等情况，应选择不同的数据外推方法。本标准建议，当筛选后的毒性数据满足不低于 2 类 6 种不同的生态受体或生态过程时，优先选择 SSD 模型进行毒性数据外推估算 PNEC。当数据类型和质量不满足 SSD 构建要求时，可选择评估因子法进行毒性数据外推，评估因子法外推获得的 PNEC 可作为工矿场地土壤生态风险基准确定的临时依据，待毒性数据量满足 SSD 要求时，仍需对基准值进行修订。

6.4.1 物种敏感度分布法

当有足够的毒性效应数据（满足不低于 2 类 6 种不同的生态受体或生态过程的效应值时），最先推荐采用物种敏感性分布法（SSD）来确定 PNEC 值。SSD 方法则是将满足一定概率分布（如对数正态分布或 log-logistic 分布）的毒性效应数据（如，L(E)C₅₀ 和 NOEC）作累积概率分布曲线（CDF），并选择 P 百分

位对应的效应浓度 (HCp) 作为 PNEC, 但 p 值的选择是由当地生态环境管理政策决定的, 而非科学的要求。例如, 荷兰和欧洲委员会都选择 HC5 为土壤生态风险的临界值。SSD 法由于采用了统计方法, 因此不仅不需要采用最保守估计和人为设定安全因子的方法, 而且可以对所估计的生态风险进行不确定性分析, 并给出一个不可接受生态效应发生的概率范围。因此, 荷兰、加拿大和美国都认为在条件许可的情况下应优先采用 SSD 法来构建土壤生态基准值。

构建 SSD 常用的分布函数包括 Burr III、Log-normal、Log-logistic、Weibull、Gumbel 及 Gamma。本指南推荐分别利用上述 6 种分布函数对毒性数据进行拟合, 并进行拟合优度评价, 选择拟合度较好的一个或多个分布函数, 确定各个优选分布函数的权重, 最终建立基于优选分布函数加权平均后的 SSD 模型。这样可以减少毒性数据依偏于某一分布函数的不确定性。模型拟合优度评价是用于检验总体中的一类数据其分布是否与某种理论分布相一致的统计方法。对于参数模型来说, 检验模型拟合优度的方法推荐使用赤池信息准则 (Akaike information criterion, AIC), 使用最大似然估计法进行模型拟合, 并计算每个模型的 AIC 值:

$$AIC = -2L + 2K \quad (\text{Eq.1})$$

式中 L 表示最大对数似然函数, K 为拟合模型的参数数量, 计算得到的 AIC 值越小, 说明模型拟合优度越好。当样本量较少时, 可使用小样本版 AIC (AIC_C) 进行模型评价。

$$AIC_C = -2L + 2K \left(\frac{n}{n-K-1} \right) \quad (\text{Eq.2})$$

式中 L 和 K 的含义同上, n 代表样本数量, 当 $n \leq K + 1$ 时, 本参数不适用。

贝叶斯信息准则 (Bayesian information criterion, BIC) 可作为另一种替代来评价模型拟合优度, 它在形式和设计上与 AIC 相似, 但模型估算的方法为 Metropolis-Hastings, 下式中的参数含义同上。

$$BIC = -2L + 2K \ln(n) \quad (\text{Eq.3})$$

根据各个拟合函数的 AIC 值, 建立不同分布函数与最优分布函数 (最低 AIC 值) 之间的信息差值:

$$\Delta_i = AIC_i - \min(AIC) \quad (\text{Eq.4})$$

AIC_i 为第 i 个分布的 AIC 值, $\min(AIC)$ 为所有拟合函数中 AIC 的最低值, $\Delta_{AIC} = 0$ 的分布函数为最优拟合分布函数, 一般认为 $\Delta_{AIC} \leq 2$ 的函数拟合度均较

好，建议保留并赋予函数权重 W_i ：

$$W_i = \frac{e^{-\frac{1}{2}\Delta_i}}{\sum_{j=1}^m e^{-\frac{1}{2}\Delta_j}} \quad (\text{Eq.5})$$

上式中 m 为保留的函数个数， Δ_i 含义同上，则最终 SSD 模型为多个模型的加权平均模型，推导特定 HC_X 为各优选模型的加权均值：

$$\overline{HC_X} = \sum_{j=1}^m W_j HC_{Xj} \quad (\text{Eq.6})$$

$\overline{HC_X}$ 既为特定保护水平下的 PNEC。其中 X 值的确定可根据不同的生态情景确定，如场地未来不同用地开发类型，不同土壤性质等，具体由当地环境管理要求而定。低效应水平（Level 1）外推的数据作为生态筛选值，高效应水平（Level 2）外推的数据作为生态管制值。

6.4.2 评估因子法

已知土壤生物的毒性效应数据，但针对的生物种类和营养级别单一，且数据量不满足 SSD 方法要求时，可以采用 L(E)C50 或 NOEC 除以评估因子(AF)的方法来获得 PNEC 值，从而确保不会发生不可接受的生态效应。评估因子法并不是完全基于生态毒理学的研究结果，而是基于预防的原则并结合数学的方法，对于陆地生态系统的 AF 值也是完全从水生态系统中借用过来的。评估因子根据不同的毒性效应数据的提供情况具有很大的差别，具体可以参见表 6-1。在本指南中，选择毒性数据的最低值，根据表 6-1 所列情况选择相应的评估因子(AF)，用毒性数据最低值除以评估因子估算 PNEC 值。

表 6-1 评估因子 AF 取值推荐表

有效数据限定条件	评估因子取值
至少有一个营养级生物（如植物、蚯蚓或微生物）的 L(E)C ₅₀ 值	1000
至少有一种生物（如植物）的 NOEC 值	100
至少在两个营养级上有两种生物的 NOEC 值	50
至少在三个营养级上有三种生物的 NOEC 值	10
已知物种敏感性分布曲线（SSD 方法）	5-1（根据情况确定）
现场数据或模拟生态系统下得到的数据	（根据现场情况确定）

6.5 土壤生态基准值确定

获取 PNEC 值后，根据污染物类型，考虑土壤环境背景值的影响，最终确定工矿场地土壤生态风险基准值。主要分以下两类情况：

(1) 制定重金属元素类污染物的基准，考虑土壤环境背景浓度，可选取全国土壤环境背景数据的 50% 顺序统计值作为背景值缺省值，也可根据具体评价项目所在省份的背景值，利用外推获得的 PNEC 叠加土壤环境背景值作为工矿场地土壤生态风险基准值；

(2) 制定其他类污染物的基准，直接以外推获得的 PNEC 作为工矿场地土壤生态风险基准值。

基准值的取值一般保留两位有效数字，单位以 mg/kg 表示。

7. 对实施本标准的建议

(1) 《工矿场地土壤生态风险基准制定技术指南》是我国场地土壤环境基准制定的重要依据之一，建议应尽快开展制定我国场地土壤生态风险基准值的研究，为土壤环境质量标准的修订提供直接依据。

(2) 技术标准的制定发布应与有效可行的政策法规相匹配，建议加快完善我国土壤环境基准研究及管理的政策和法规制度，加强技术标准的规范和指导作用。

(3) 目前基于我国本土模式生物和土壤类型并采用标准生态毒性测试方法获得的有效毒性数据相对较少，建议加快我国本土模式生物的筛选，建立基于本土模式生物的标准化生态毒性测试技术平台和生态毒性数据库。

参考文献

- [1] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报 [EB/OL][R/OL]. (2014). http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/t20140417_270670.htm.
- [2] 李勛之, 郑丽萍, 张亚, 等. 应用物种敏感分布法建立铅的生态安全土壤环境基准研究[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(1): 107-118.
- [3] 冯承莲, 赵晓丽, 侯红, 等. 中国环境基准理论与方法学研究进展及主要科学问题[J]. 生态毒理学报, 2015, 10(1): 2-17.
- [4] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. GB 15618-2018 《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准 (试行)》 [EB/OL]. (2018). <https://openstd.samr.gov.cn/bz/gk/newGblInfo?hcno=DF1D0CD8002B4CC1F7BF1C6767B259CE>.
- [5] 环境保护部南京环境科学研究所, 环境保护部环境标准研究所等. GB 36600-2018《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准 (试行)》 [EB/OL]. (2018). <https://std.samr.gov.cn/gb/search/gbDetailed?id=71F772D82E7AD3A7E05397BE0A0AB82A>.
- [6] 生态环境部. 关于征求《生态安全土壤环境基准制定技术指南 (征求意见稿)》等三项国家环境保护标准意见的函 [EB/OL]. (2018). https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk06/201808/t20180803_629807.html?keywords=.
- [7] USEPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment: EPA/630/R-95/002F[R]. Washington DC, USA, 1998: 188.
- [8] TP T. Guidance document on deriving environmental risk limits[R/OL]. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, 2001. <https://rivm.openrepository.com/handle/10029/9552>.
- [9] MARTIN I, MERRINGTON G, STUTT E. Derivation and use of soil screening values for assessing ecological risks[J/OL]. 2017. <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.35377.68962>.
- [10] EUROPEAN COMMISSION. Technical Guidance Document on Risk Assessment[R]. Italy: European Communities, 2003.