

典型场地土壤污染生态风险评估技术  
指南（征求意见稿）  
编制说明

《典型场地土壤污染生态风险评估技术指南》编制组

2024年2月

项目名称：典型场地土壤污染生态风险评估技术指南

承担单位：生态环境部环境规划院、天津大学、南开大学

项目联系人：陈昱

编制组负责人：赵丹 13810272597

编制组联系人：吴畏达 16619990278

## 目 次

1 工作简况 .....	1
2 标准编制的必要性分析 .....	2
3 标准编制原则和主要内容 .....	4
4 主要内容的论据和试验情况 .....	6
5 与国内外相关技术标准对比情况 .....	17
6 标准中涉及专利的情况 .....	20
7 与相关法律法规以及相关国家、行业和地方标准的关系 .....	20
8 重大分歧意见的处理经过和依据 .....	21
9 标准性质的建议说明 .....	21
10 贯彻标准的要求和措施建议 .....	21
11 废止现行相关标准的建议 .....	21
12 其他应予说明的事项 .....	21
参考文献 .....	22

# 1 工作简况

## 1.1 任务来源

本导则根据《中国环境科学学会标准管理办法（试行）》“关于开展中国环境科学学会团体标准申报工作的通知”，由中国环境科学学会牵头组织编制《典型场地土壤污染生态风险评估技术指南》，由生态环境部环境规划院作为主要起草单位，天津大学、南开大学参与编制工作，项目计划于2024年6月完成。

## 1.2 主要工作过程

### （1）编制组成立与项目启动

按照《中国环境科学学会标准管理办法（试行）》的有关要求，生态环境部环境规划院组建《污染场地土壤生态风险评估技术指南》编制组，进行人员分工和任务分解，组织开展相关工作。

### （2）指南编制

编制组成员在文献调研、现场调研、专家咨询、比对分析等基础上，结合土壤生态环境管理要求，参考国家重点研发计划项目等相关研究成果，确定了编制的基本思路和技术路线，最后形成《污染场地土壤生态风险评估技术指南》文本初稿。

### （3）立项评审

2023年12月18日，中国环境科学学会组织召开《污染场地土壤生态风险评估技术指南》团体标准立项视频评审会议，编制组对立项必要性、现有基础、主要内容等关键环节进行了汇报，专家组进行了质询和讨论，并对提供的立项材料进行了审查，一致同意《污染场地土壤生态风险评估技术指南》团体标准立项，并建议尽快完成立项及合同签订手续，高效推进发布工作。

### （4）立项

2023年12月18日，中国环境科学学会对拟立项标准进行公示，公示期为2023年12月18日至2024年1月1日。2024年1月9日，中国环境科学学会发布“2024年中国环境科学学会团体标准（第一批）立项的公告”，正式批准《污染场地土壤生态风险评估技术指南》立项。

### （5）征求意见稿专家评审

2024年2月18日，中国环境科学学会组织召开《污染场地土壤生态风险评估技术指南》团体标准征求意见稿视频评审会议，编制组对标准编制背景、标准主要内容等进行了汇报，专家组进行了质询和讨论，并对提供的材料进行了审查，一致同意《污染场地土壤生态风险评估技术指南》修改完善后公开征求意见。根据专家提出的“进一步斟酌《指南》名称”的建议，标准编制组将《指南》名称修改为《典型场地土壤污染生态风险评估》。

### 1.3 主要参编单位、人员和任务分配

本导则的主要参编单位为：生态环境部环境规划院、天津大学、南开大学。

工作组成员为：於方（单位：生态环境部环境规划院）、陈玖斌（单位：天津大学）、张彤（单位：南开大学）、齐霁（单位：生态环境部环境规划院）、赵丹（单位：生态环境部环境规划院）、吴畏达（单位：生态环境部环境规划院）、孙倩（单位：生态环境部环境规划院）、马瑞明（单位：生态环境部环境规划院）、张文奇（单位：生态环境部环境规划院）、袁玮（单位：天津大学）、蔡虹明（单位：天津大学）、姚义鸣（单位：南开大学）、何晟（单位：天津大学）、帅旺财（单位：天津大学）、杨效鏊（单位：天津大学）。

工作任务分配如下：於方、陈玖斌、张彤、齐霁研究确定了《典型场地土壤污染生态风险评估技术指南》的基本思路、技术路线和文本大纲；赵丹、吴畏达、孙倩、马瑞明、袁玮、蔡虹明、姚义鸣负责《典型场地土壤污染生态风险评估技术指南》和《典型场地土壤污染生态风险评估技术指南编制说明》文本的编写和修改；张文奇、何晟、帅旺财、杨效鏊负责整理相关科研成果。

## 2 标准编制的必要性分析

### 2.1 是保障国家生态环境安全的重要支撑

党中央国务院高度重视生态安全问题。中国共产党第十九次和第二十次全国代表大会明确指出，要加大生态系统保护力度，确保到2035年，生态环境根本好转，美丽中国目标基本实现。中共中央办公厅、国务院办公厅印发了《关于进一步加强生物多样性保护的意见》《关于划定并严守生态保护红线的若干意见》《关于深化生态保护补偿制度改革的意见》等多项文件，围绕国家生态安全重点，

对生物多样性、生态保护红线、补偿制度等做出了明确要求。《中华人民共和国土壤污染防治法》第十二条规定，“国务院生态环境主管部门根据土壤污染状况、公众健康风险、生态风险和科学技术水平，并按照土地用途，制定国家土壤污染风险管控标准，加强土壤污染防治标准体系建设”。加强土壤环境生态风险管理，是保护生态安全，贯彻落实习近平生态文明思想的重要任务。

## 2.2 是系统评价土壤环境风险的重要依据

土壤风险评估包括人体健康风险评估和生态风险评估。生态环境部 2014 年发布了《污染场地风险评估技术导则》（HJ 25.3-2014），2019 年修订为《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3-2019），该导则主要的保护目标和风险受体为人体健康，适用范围为污染场地人体健康风险评估，及与人体健康有关的土壤和地下水风险控制值的确定，不涉及生态风险评估相关内容。2023 年，中华环保联合会等社会团体发布了《重金属污染土壤生态风险评估技术指南》（T/ACEF 065-2023）等 3 项团体标准，对重金属污染土壤的风险评估、土壤生态安全环境基准制定等进行了规定，但是没有对有机物污染土壤以及复合污染土壤的生态风险评估作出规定。《典型场地土壤污染生态风险评估技术指南》提出了适用于重金属、有机物以及复合污染土壤的生态风险评估技术方法，补齐了土壤生态风险评估方面的短板，是全面系统评价污染地块土壤生态环境风险的重要依据。

## 2.3 是全面管控土壤环境风险的重要参考

土壤在保障粮食安全和维护生态系统稳定性方面起着重要作用。生态环境部 2018 年发布了《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 36600-2018），从保护人体健康的角度规定了建设用地土壤污染的风险管控限值。与人体健康风险评价目的一致，土壤污染生态风险评估服务于土壤环境的管理与决策，不仅起到主动防控土壤环境影响的作用，风险评估结果还可用于指导污染土壤后端修复和未来土地利用。2023 年，中华环保联合会发布了团标《重金属污染地块土壤生态风险管控技术指南》（T/ACEF 078-2023），提出了重金属污染地块土壤生态风险管控和后期管理要求，但缺少关于有机物以及复合污染土壤的生态风险管控要求。《典型场地土壤污染生态风险评估技术指南》适用于所有类型的土壤污染生态风险评估，是制定基于生态安全的土壤污染风险管控指导值的

重要依据，同时结合土壤污染的健康风险评估，可进一步完善土壤污染防治标准体系，直接服务于污染土壤的环境保护监督与管理，全面管控典型场地的土壤环境风险，保障土壤环境资源的安全利用。

## 3 标准编制原则和主要内容

### 3.1 标准编制原则

#### (1) 符合性原则

以《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国土壤污染防治法》以及其它我国现行的土壤环境保护相关法律法规、条例、标准、指南、导则的相关规定和要求为主要编制依据，确保土壤污染生态风险评估指南内容符合政策法规的相关要求和研究发展趋势，科学地制定土壤污染生态风险评估指南，切合国家需求与目标。

#### (2) 适用性原则

对发达国家土壤污染生态风险评估方法体系、技术文件和研究现状等进行系统调研和深入总结，充分借鉴发达国家先进经验和最新研究成果，结合我国场地污染特征及本土化生态受体特征，构建适合我国典型场地的土壤污染生态风险评估体系。

#### (3) 可行性原则

本指南编制遵循可行性原则，结合我国场地土壤特征污染物分布规律和受体特征，充分考虑相关方法的可行性和方法中相关参数可获得性，编制可指导实践的场地土壤生态风险评估指南。

### 3.2 主要内容

#### 3.2.1 总体流程

典型场地土壤污染生态风险评估的技术流程如图 1。

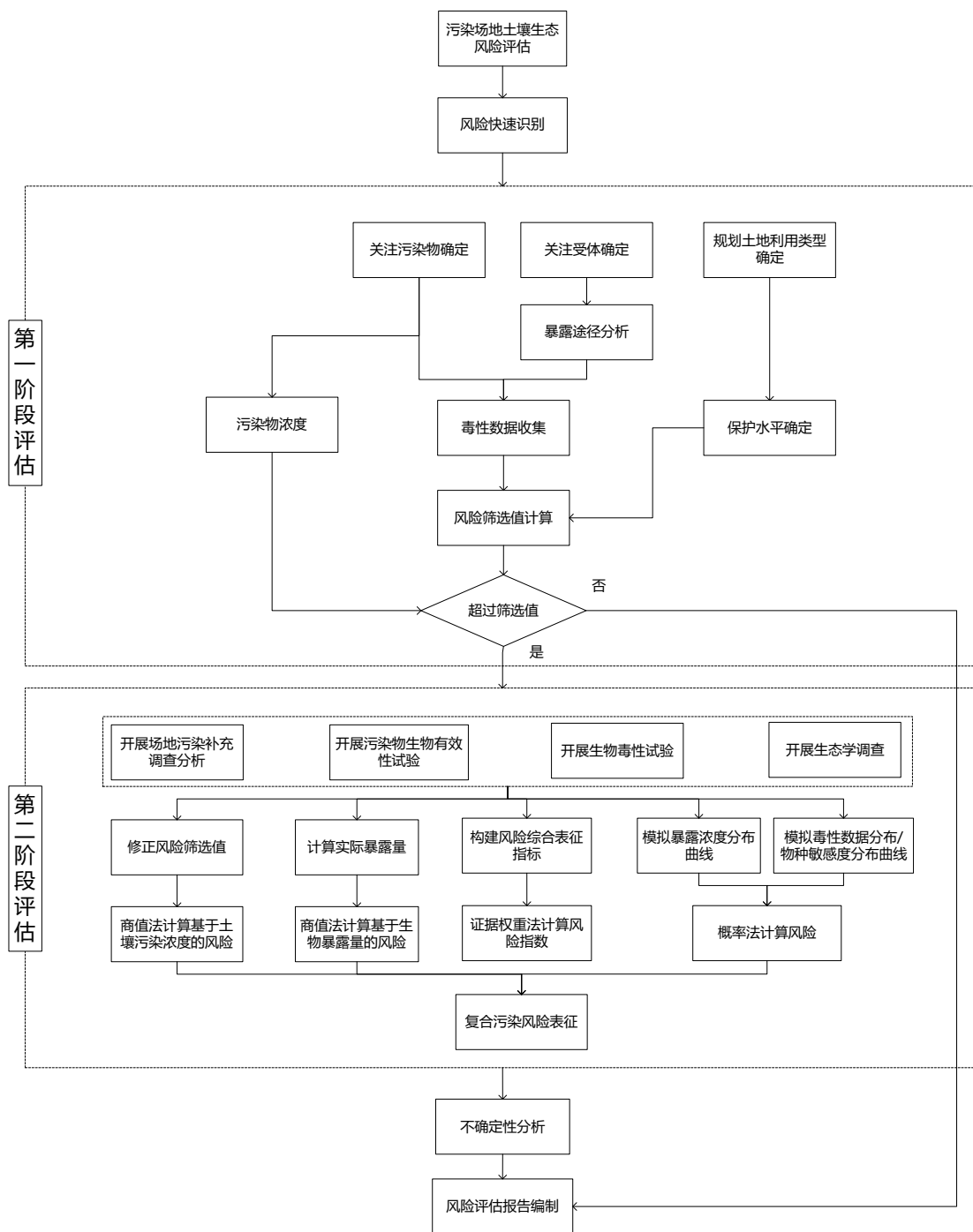


图 1 典型场地土壤污染生态风险评估技术流程图

### 3.2.2 内容结构

《指南》包括以下内容：

- (1) 范围
- (2) 规范性引用文件



- (3) 术语和定义
- (4) 工作内容和程序
- (5) 风险快速识别
- (6) 第一阶段评估
- (7) 第二阶段评估
- (8) 不确定性分析
- (9) 风险评估报告编制

## 4 主要内容的论据和试验情况

### 4.1 适用范围的补充说明

本文件规定了典型场地土壤污染生态风险评估的工作内容和程序、风险快速识别、第一阶段评估、第二阶段评估、不确定性分析、风险评估报告编制等内容。

由于我国土壤污染生态风险评估标准体系建设处在起步阶段，相关技术方法还不成熟，且发达国家在制定土壤污染生态风险评估相关指南文件或推导生态风险筛选值时通常考虑住宅、公园、工业和商业用地，因此，本文件主要针对常见的几种场地制定，包括拟开发利用为工商业用地、住宅用地、公园绿地的关闭搬迁地块和矿山，其它类型场地土壤污染生态风险评估标准待进一步探索后再研究制定。

### 4.2 规范性引用文件的补充说明

《化学农药环境安全评价试验准则》（GB/T 31270）和《化学品 蚯蚓急性毒性试验》（GB/T 21809）规定了生物实验开展所需的条件及方法，因此，在第一阶段风险评估中，可作为毒性数据筛选原则确定的依据。

《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3）中推荐了不同暴露途径下模型参数不确定性计算的模型，可作为本指南不确定性分析的参考。

本指南定位于辅助拟开发利用为工业商业用地、住宅用地、公园绿地的关闭搬迁地块的风险管控或修复决策，因此在确定关注污染物时，要充分结合《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准》（试行）（GB 36600）。

## 4.3 术语和定义的来源与依据

### 4.3.1 复合污染 **combined contamination**

人为因素导致多种污染物进入陆地表层土壤，且这些污染物都能引起土壤化学、物理、生物等方面特性的改变，影响土壤功能和有效利用，危害公众健康或者破坏生态环境。本定义是由《土壤环境 词汇》（HJ 1231-2022）中“土壤污染”的定义修改得到的。

### 4.3.2 生态风险 **ecological risk**

土壤中的污染物危害动物、植物、微生物和其它生态系统过程与功能的概率或水平与程度。本定义是由《建设用地土壤污染风险管控和修复术语》（HJ 682-2019）中“地块生态风险评估”的定义修改得到的。

### 4.3.3 生态风险评估 **ecological risk assessment**

应用定量的方法评估、预测各种环境污染物对生物系统可能产生的风险及评估该风险可接受程度的模式或方法。本定义来源于《土壤环境 词汇》（HJ 1231-2022）。

### 4.3.4 生态受体 **ecological receptor**

场地及周边环境中可能受到污染物影响的生物类群。本定义是由《土壤环境 词汇》（HJ 1231-2022）中“受体”的定义修改得到的。

### 4.3.5 暴露途径 **exposure route**

土壤中污染物迁移到达和暴露于生态受体的方式。本定义是由《建设用地土壤污染风险管控和修复术语》（HJ 682-2019）中“暴露途径”的定义修改得到的。

### 4.3.6 保护水平 **protection level**

指风险评估过程中设定的保护生态受体的比例。本定义是由指南编制人员根据文献资料中相关定义提出的。

### 4.3.7 不确定性分析 **uncertainty analysis**

对风险评估过程的不确定性因素进行综合分析评价，称为不确定性分析。风险评估结果的不确定性分析，主要是对风险评估过程中由输入参数误差和模型本身不确定性所引起的模型模拟结果的不确定性进行定性或定量分析，包括风险贡

献率分析和参数敏感性分析等。本定义是由《土壤环境 词汇》（HJ 1231-2022）和《建设用地土壤污染风险管控和修复术语》（HJ 682-2019）中“不确定性分析”的定义修改得到的。

#### **4.3.8 生态风险筛选值 ecological risk screening values**

土壤中污染物浓度等于或者低于该值时，对生态受体的风险低，一般情况下可忽略；超过该值的，对生态受体可能存在风险，应当开展进一步的调查评估。本定义是由《建设用地土壤污染风险管控和修复术语》（HJ 682-2019）中“建设用地土壤污染风险筛选值”的定义修改得到的。

#### **4.3.9 每日允许摄入量 acceptable daily intake**

是指生物每日摄入某种污染物，对健康无任何已知不良效应的最大量。本定义是由指南编制人员根据文献资料中相关定义提出的。

#### **4.3.10 毒性终点 toxic endpoint**

毒性试验中，与对照组相比，污染物使受试生物发生变化的特征指标。不同阶段试验有不同的毒性终点，如急性毒性实验通常以死亡为毒性终点，亚慢性、慢性毒性实验以生理、生化、代谢等异常改变为毒性终点。本定义是由《化学物质环境管理化学物质测试术语》（HJ 1257—2022）中“测试终点”的定义修改得到的。

#### **4.3.11 毒性效应浓度 toxic effect concentration**

在生物毒性试验中，对一定比例受试生物产生毒性效应的污染物浓度。本定义是由指南编制人员根据文献资料中相关定义提出的。

### **4.4 风险快速识别**

指南中规定了风险快速识别阶段的两个主要内容，包括风险初步分析和判断是否启动风险评估。

风险初步分析阶段主要通过收集污染现状信息、生物现状信息、土壤环境背景信息、生物背景状况信息、现场踏勘和生物观察等，分析土壤中污染物是否已经或可能对生态受体产生危害，快速识别污染风险。

在判断是否启动风险评估方面，设定了三种情形，分别为 1) 前期调查或快

速检测结果表明土壤中污染物浓度与背景值或对照区污染物浓度存在明显差异，在这种情况下，表明场地土壤受到污染，有可能对生态受体产生风险，可以启动生态风险评估；2）生物出现因体内污染物浓度高导致的表观症状，这种情况表明土壤中的污染物可能已经对生态受体产生风险，需要启动生态风险评估；3）其它需要启动生态风险评估的情形。

## 4.5 第一阶段评估

第一阶段生态风险评估的重点是推导生态风险筛选值。确定关注污染物，确定关注受体（土壤动物、鸟类、高等动物、植物、微生物等），分析关注受体暴露于关注污染物的途径，并根据场地规划的土地利用类型确定保护水平，查找毒性数据，根据毒性数据的情况，选择生态筛选值推导方法。

### 4.5.1 关注污染物确定

分析土壤污染状况调查阶段获取的相关资料和数据，将浓度超过背景值或对照区浓度、且被纳入 GB 36600 中的污染物确定为关注污染物，掌握土壤中关注污染物的浓度和空间分布。

本指南定位于辅助拟开发利用为工业商业用地、住宅用地、公园绿地的关闭搬迁地块和矿山的风险管控或修复决策，因此在确定关注污染物时，首先需要考虑是否超过背景值或对照区浓度，此外，充分结合《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准》（试行）（GB 36600），将超过背景值或对照区浓度且纳入《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准》（试行）（GB 36600）中的污染物确定为关注污染物。

### 4.5.2 关注受体确定

由于生态系统包含多种生物体，指南规定，根据场地规划的土地利用类型，选择重点需要关注的生态受体进行评估，其中工业商业用地植被较少，重点关注土壤动物；住宅用地有部分绿化用的植物，因此建议重点关注土壤动物和植物；公园绿地生物种类较为复杂，建议关注土壤动物、微生物、植物、鸟类；矿山除了关注土壤动物、微生物、植物、鸟类以外，还应关注其它的高等动物。

### 4.5.3 暴露途径分析

分析关注生态受体对关注污染物的暴露途径，暴露途径主要有两种类型，分

别是直接暴露于土壤污染物和通过食物链途径摄入经口摄入污染物。

#### 4.5.4 毒性数据收集

收集毒性数据时，需要确定关注的毒性终点。结合不同生态受体的特征，本指南规定土壤无脊椎动物优先选择与繁殖相关的毒性终点，其次考虑种群相关的毒性终点，最后考虑生长相关的毒性终点；植物首选的毒性终点是生物质生产，其次考虑生理学终点；对于基于土壤生态过程的毒性实验，优先选择土壤生态过程抑制率；此外，还可以选择生态系统结构、服务功能、栖息地面积、质量、特殊或受法律保护的生态属性以及生态系统的多样性、脆弱性、完整性等终点。

针对关注污染物、关注生态受体、关注毒性终点，收集毒性数据。大多数国家在制定土壤生态基准时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，美国在毒性参数的选取时考虑了 EC<sub>20</sub>，EC<sub>10</sub> 和 MATC（NO(A)EC 和 LO(A)EC 的几何平均值），未考虑急性毒性参数（LC<sub>50</sub>），由于 EC<sub>50</sub> 不能充分有效保护生态资源，而 EC<sub>5</sub> 由于自然变异，置信水平较低，因此也未考虑 EC<sub>50</sub> 和 EC<sub>5</sub>。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，加拿大则排除了 NOEC 毒性数据，优先选用 EC<sub>20</sub> 和急性毒性数据 LC<sub>50</sub> 作为毒性终点。荷兰在毒性终点和毒性参数的选择上更为灵活，根据不同污染物的毒性作用方式选择不同的毒性终点和毒性参数。因此，本指南规定，收集 EC<sub>10</sub>、EC<sub>20</sub>、EC<sub>30</sub>、EC<sub>50</sub>、LC<sub>10</sub>、LC<sub>20</sub>、LC<sub>30</sub>、LC<sub>50</sub>、NOEC 等毒性数据，必要时开展生物毒性实验，获取相关毒性数据。

#### 4.5.5 保护水平确定

保护水平是指风险评估过程中设定的保护生态受体的比例，通常是和管理需要设定的。澳大利亚国家公园或具备高生态值的地方（原始森林）保护程度最高，保护水平为 99%，城市住宅或公共区域保护水平为 80%，商业或工业用地保护水平为 60%。如果污染物质具备生物放大特性，对应的保护程度会更高一点。比如同是商业用地，不具备生物放大特性的污染物对应的保护程度是 60%，具备生物放大特性的则为 65%。加拿大对于农业或住宅/公园用地优先选择 25% 效应浓度（EC<sub>25</sub>）和或 25% 抑制浓度（IC<sub>25</sub>），或最低可观察效应浓度（LOEC）和 50% 效应浓度（EC<sub>50</sub>）的 25% 百分位数，保护水平为 75%；对于商业和工业用地，优

先选择 EC<sub>25</sub> 和 IC<sub>25</sub>，或 LOEC 和 EC<sub>50</sub> 的第 50 百分位数，保护水平为 50%。

因此，结合上述发达国家经验，结合我国土壤污染生态风险评估工作阶段，本指南规定，根据不同土地利用类型对应的生态受体重要性和关注度，确定生态受体的保护水平，工业商业用地定为 40%、住宅用地为 50%、公园绿地为 80%、矿山为 80%。

## 4.5.6 风险筛选值计算

### 4.5.6.1 风险筛选值计算方法选择

生态受体暴露于污染物通常有两种途径，分别为直接暴露途径或摄入途径，对于不同的暴露途径，有不同的风险筛选值推导方法，其中直接暴露途径下的风险筛选值推导主要是收集毒性数据，基于毒性数据外推；摄入途径下的风险筛选值主要基于暴露量计算模型计算风险可接受情况下的土壤污染物浓度阈值。

### 4.5.6.2 直接暴露途径的风险筛选值计算

#### (1) 毒性数据筛选

对于毒性数据的筛选和评价，各国制定了不同的原则。不同国家的数据筛选和评价标准不同，主要包含几个方面：1) 生物有效性最大原则，如美国规定实验的 pH 在 4-8.5 之间、有机质含量  $\geq 10\%$  等；2) 慢性效应优先原则，美国在评价毒性数据时，慢性毒性实验分值高于急性毒性实验，澳大利亚规定暴露时间  $\geq 24\text{h}$ ；3) 设计合理原则，如效应源唯一，至少 3 个处理水平、至少 1 个对照，浓度差  $\leq 5$  倍、有重复，采用标准试验方法和适用的统计分析方法记录充分原则，如记录土壤特征或制备过程、生物来源或生物特征，记录化学形态，记录暴露时间和实际暴露浓度，记录毒性终点和毒性效应，5) 分类评估原则，即不同类别生态受体的毒性数据尽可能分别筛选归类，单独评估，6) 剂量效应关系合理原则，如美国规定 EC<sub>10</sub> 和 EC<sub>20</sub> 之间，或 NOEC 与 LOEC 之间相差小于 3 倍的评分最高，其次是 3-10 倍， $>10$  倍的得分最低。如果同一终点有多个毒性值，则利用这些毒性值的几何平均值来推导，如果不同的终点（例如死亡率或繁殖）有多个毒性值，则采用几何平均值最低的终点来推导。

因此，本指南基于上述梳理的共同点，确定了数据筛选原则，主要为：

- a) 毒性数据遵循 GB/T 21809、GB/T 31270 或 OECD、ISO 规定的生态毒性实验标准方法获得；

- b) 至少 3 个处理水平，1 个对照，浓度差 $\leq 5$  倍，有重复；
- c) 记录了生物暴露于土壤污染物的毒性终点和毒性效应，可根据剂量-效应关系估算毒性效应数据，毒性效应数据通过适宜的统计分析方法得到；
- d) 记录了毒性试验开展的条件，如土壤 pH、有机质、黏粒含量、温度等，记录了暴露时间和实际暴露浓度；
- e) 污染物的毒性效应能够归因于关注污染物，不存在非关注污染物的显著干扰。

## (2) 毒性数据排序

在查找毒性数据时，可能会遇到同一物种有不同毒性终点、同一毒性终点有多个毒性效应浓度等情况，此时，需要按照一定的原则对数据进行排序。通过总结发达国家相关指南中的毒性数据排序规则，结合文献资料中关于毒性数据的排序方式，本指南提出：

- a) 优先考虑慢性毒性数据，其次是急性毒性数据；
- b) 同一物种的同一毒性终点有多个毒性数据，取几何平均值。

## (3) 毒性数据外推

基于毒性数据外推得到预测无效应浓度的方法包括物种敏感性分析法、排序分布法、评估因子法等。

当有足够的毒性数据（通常为 10 个及 10 个以上，包含至少 8 个不同生物物种的毒性效应浓度），最先推荐采用物种敏感性分布法（SSD）来确定生态风险筛选值。SSD 方法是将满足一定概率分布（如对数正态分布或 log-logistic 分布等）的毒性效应浓度作累积概率分布曲线，并选择 p 百分位对应的效应浓度（HC<sub>p</sub>）作为生态风险筛选值，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，荷兰和欧洲委员会选择 HC<sub>5</sub> 为生态安全的临界值。本指南根据相关国际经验，推荐 p 值取 5。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。

如果数据类型和质量不符合 SSD 法要求，可使用基于数据分布的排序分布法来推导生态风险筛选值。排序分布法是将污染土壤上观测到的土壤微生物、无脊椎动物和植物等的毒性效应浓度按照从小到大的顺序进行排序，然后以人为

确定的百分位（如 10%）所在的浓度作为生态筛选值。

已获取的土壤生物毒性数据针对的生物物种和营养级单一，且数据量不足 10 个时，可以采用毒性效应浓度除以评估因子（AF）的方法来获得生态筛选值，从而确保不会发生不可接受的生态效应。评估因子通常根据可获取的毒性数据的情况而定，英国发布的《Ecological Risk Assessment Framework for Contaminants》中对于评估因子的规定见表 1。

表 1 生态筛选值的 AF 取值

数据要求	评估因子
至少一组来自植物、无脊椎或昆虫的急性毒性数据 L(E)C <sub>50</sub>	500
植物或无脊椎的单一慢性毒性数据（NOEC 或 EC <sub>10</sub> ）	100
2 组能代表 4 个物种的慢性毒性数据（NOEC 或 EC <sub>10</sub> ）	50
至少能代表三个营养级和 7 个物种的慢性毒性数据（NOEC 或 EC <sub>10</sub> ）	10

#### 4.5.6.3 摄入途径的风险筛选值计算

由于摄入途径下污染物暴露量的计算公式为：

$$HQ_j = \left\{ [Soil_j \times P_s \times FIR \times AF_{js}] + \sum_{i=1}^N Soil_{ij} \times BAF_{ij} \times P_i \times FIR \times AF_{ij} \right\} \times AUF / TRV_j$$

其中，HQ<sub>j</sub>为污染物 j 的风险；Soil<sub>j</sub>为土壤中污染物 j 的浓度（mg·kg<sup>-1</sup>）；N 为不同种类生物数量；B<sub>ij</sub>为污染物 j 在生物 i 体内的浓度（mg·kg<sup>-1</sup>）；P<sub>i</sub>为生物摄入占饮食的比例（%）；FIR 为食物摄入量（kg 食物（干重）·kg<sup>-1</sup>（鲜重）·d<sup>-1</sup>）；AF<sub>ij</sub>为从被食用的生物 i 吸收的污染物 j 的吸收比例；AF<sub>js</sub>为从土壤直接吸收的污染物 j 的吸收比例；TRV<sub>j</sub>表示毒性参考值（mg·kg<sup>-1</sup> bw·d<sup>-1</sup>）；P<sub>s</sub>为土壤摄入占饮食的比例（%）；BAF<sub>ij</sub>为生物富集系数；AUF 为面积利用率。

假定生物仅在受污染的土壤上方居住和觅食（AUF=1），假定土壤和生物中污染物的吸收比例均为 1（即 AF<sub>ij</sub> 和 AF<sub>js</sub> 均为 1），假定饮食仅包含一种生物（N=1），按下列公式计算生态风险筛选值 eco-SSL。

$$eco-SSL = \frac{TRV_j}{FIR} \times (P_s + P_i \times BAF_{ij})$$

其中，对于 P<sub>s</sub> 这一参数，USEPA 2003 年发布的《Guideline for Developing Ecological Soil Screening Levels》中给出了相关生物的取值，见表 2。

生物富集系数通常采用文献中的数据，优先选用现场数据而非实验室数据，



如果存在多个有效数据，计算其几何平均值参与计算。

表 2 不同受体暴露参数

受体组	食物摄入量	土壤摄入占饮食的比例
草食类哺乳动物	0.0875	0.032
食昆虫类哺乳动物	0.209	0.03
肉食类哺乳动物	0.13	0.043
草食类鸟类	0.19	0.139
食昆虫类鸟类	0.214	0.164
肉食类鸟类	0.0353	0.057

#### 4.5.7 风险评估

第一阶段风险评估主要是将污染物浓度与计算得到的生态风险筛选值进行比对，比对结果 $<1$ ，风险可接受，得出风险评估结论；比对结果 $\geq 1$ ，风险不可接受，进入第二阶段评估。

### 4.6 第二阶段评估

#### 4.6.1 评估方法选择

生态风险评估主要有三种方法，分别是商值法、证据权重法、概率法。其中商值法能够评估污染对某种特定生态受体的风险或对多种生态受体的综合风险，通常是评估单个点位的生态风险；证据权重法也能够评估污染对某种特定生态受体的风险或对多种生态受体的综合风险，且既能评估单个点位的生态风险，也能评估整个场地的生态风险；概率法主要是评估污染对多种生态受体的综合生态风险，且通常是针对整个场地的风险进行评估。因此，可以根据待评估风险的类型（特定生态受体的风险或多种生态受体的综合风险，单个点位的生态风险或整个场地的生态风险）选择第二阶段评估方法。

#### 4.6.2 商值法风险评估

商值法是将实际监测或由模型估算出的暴露浓度或暴露量与表征该物质对于受体危害程度的生态筛选值、毒性参考值或每日允许摄入量等相比较，得到风险商值的方法。这类方法对于植物、无脊椎动物等生物而言，重点是获取毒性数据并推导参考值，而对于具有食物链途径的高等动物而言，还需要计算其实际暴露量。

商值法能够定量评估单个点位的生态风险，可以是针对特定生态受体，也可

以针对多种生态受体。指南中规定了不同暴露途径下商值法的评估方法，对于直接暴露，结合补充调查获取的生态受体、暴露途径等信息，对毒性数据进行筛选或补充，对第一阶段计算的土壤生态风险筛选值进行更新，用土壤污染物浓度除以土壤生态风险筛选值得到风险商；对于食物链暴露，通过调查或实验获取可进入生物体的每日实际暴露量，利用该实际暴露量除以生物的每日允许摄入量，得到风险商。

利用商值法计算得到风险商后，对风险进行判定，当风险商大于 1，表明风险不可接受，风险商小于 1，表明风险可接受。

#### 4.6.2 证据权重法风险评估

近年来，“证据-权重法”在风险评估中被广泛应用。该方法不仅能把田间调查数据（效应模式）与实验室测试数据（效应机理）相结合以便对潜在不良生态效应进行预测，还能在测定终点和评价终点之间建立联系，以评估场地污染的环境风险。同时，“证据-权重法”还可用于不同层级评估中化学、生态毒理学和生态学测定终点的选择，譬如在较低级阶段选择快速的、综合性的和经济便宜的测定终点，而在较高级阶段则选择更具有场地特异性的、成本较高的但包含详细生态系统水平信息的测定终点。“证据-权重法”不仅包括了污染物的化学水平，还包括了毒理实验中受试生物的一系列外在和内在生物反应，如遗传物质的改变、生理生化标记物、个体以及种群水平层次的生态效应（李勛之，2018）。证据权重法（weight of evidence, WOE）可以基于化学和生态毒理学等多学科方法，综合各个证据链（line of evidence, LOE）对污染土壤的整体生态风险进行评估。

相较于商值法只能评估单个点位生态风险的特点，证据权重法可以根据场地实际情况以及相关指标调查、检测的可行性，构建包含化学指标、毒理指标、生态指标在内的多条证据链评估单个点位或场地的整体风险，既可评估污染对某种特定生态受体的风险，也可评估污染对多种生态受体的综合风险。本指南对证据权重法的证据链类别做出规定，可构建包含化学指标（污染物浓度、污染物形态、生物体内污染物浓度等）、毒理指标（生物标记物等）和生态指标（种群密度、生物多样性）等在内的三类证据链，综合评估土壤生态风险。通过同一证据链内不同指标与对照水平的比值和不同指标的权重得到每条证据链的风险，进行归一化，结合不同证据链的权重，计算综合生态风险值。最后得到的综合风险值越高，

风险越大，根据评估工作需要风险进行分级，辅助后续决策。

### 4.6.3 概率法风险评估

概率法是将暴露浓度和物种敏感度当作来自概率分布的随机变量，利用其概率分布来量化风险。概率法又可分为安全浓度阈值法、概率密度函数重叠面积法、概率曲线分布法。

安全浓度阈值法是用物种敏感度分布曲线或毒性数据累计分布曲线上 10% 处浓度与土壤污染物浓度累计分布曲线上 90% 处浓度的比值 ( $MOS_{10}$ ) 评价风险。 $MOS_{10} \leq 1$ ，风险不可接受， $MOS_{10} > 1$ ，风险可接受。

概率密度函数重叠面积法是将表征土壤污染物浓度和毒性数据的概率密度曲线置于同一坐标系下，并计算其重叠部分面积，作为风险值。风险值越大，风险越高，根据评估工作需要风险进行分级。

概率曲线分布法是以土壤污染物浓度超过相应效应的概率作为纵轴，以毒性效应的累积概率作为横轴，曲线下部的面积为风险值。风险值越大，风险越高，根据评估工作需要风险进行分级。

运用概率风险分析方法，考虑了污染物暴露和毒性效应的变异性，更为合理，更符合实际。相较于商值法只能评估单点位风险和证据权重法可以评估单点位和场地整体风险，概率法考虑的是场地整体浓度和受体毒性参数的概率分布，因此该方法适用于场地整体生态风险评估以及对多种生态受体的综合生态风险评估。

### 4.6.4 复合污染风险表征

如果场地中存在多种污染物，则需要评估场地的复合污染风险。证据权重法在构建证据链时考虑了多种污染物，并对每种污染物赋予不同的权重，因此结果体现了复合污染的生态风险。商值法和概率法针对的是单一污染物，得到的是单一污染物的生态风险。

目前对于复合污染生物毒性效应的研究中，多数指南和案例普遍采用了简单的浓度加和 (CA) 或效应加和 (IA) 方式。CA 适用于所有化学物质具有相同作用机理的情形，而 IA 则适用于化学物质具有不同作用机理的情形，这两类模型都假设污染物在靶标位点不会发生交互作用，都可用于混合物在不同效应水平下的联合毒性的预测。

澳大利亚的生态风险评估框架中提到,考虑到大多数复合污染毒性均为浓度加和(约占70%~90%),只有一小部分是拮抗和协同效应,提出了采用CA模型评价复合污染的生态风险。陈瑾等(2014)采用IA的方法计算微囊藻毒素与氨氮、亚硝态氮的复合生态风险,即先根据不同污染物的浓度评估其对生物的影响,确定物种损害比例,然后利用IA模型计算三者的复合潜在影响比例。

鉴于CA模型和IA模型的广泛应用,指南中规定当地地中存在多种污染物,且前期是采用商值法和概率法进行第二阶段风险评估时,可以采用CA模型或IA模型表征复合污染风险。对于多种污染物具有不同作用机理且影响彼此生物活性的情况,采用IA模型;否则采用CA模型。

## 4.7 不确定性分析

不确定性分析首先应分析生态风险评估结果不确定性的主要来源,包括参数取值变化、本场地关注生态受体毒性数据可获取性等多个方面。

选择对风险评估结果影响较大的参数,包括生物富集系数、食物摄入量、土壤摄入占总饮食的比例、生物摄入占总饮食的比例等,分析这些参数可能的变化范围,进行模型参数敏感性分析,敏感性分析的具体方法可参照HJ 25.3中8.3.3.2。

## 4.8 风险评估报告编制

风险评估报告应包含风险快速识别以及风险评估各个阶段工作开展情况、获得的数据、结果和评估结论,并给出不确定分析的方法和结论,同时,根据评估结果给出相应的风险管控建议。指南给出了典型场地土壤污染生态风险评估报告的编制大纲,大纲中明确了每一部分的具体要求。

# 5 与国内外相关技术标准对比情况

## 5.1 国内外相关技术发展动态

### (1) 国外风险评估技术发展现状

大部分国家如美国、澳大利亚、英国、加拿大都颁布了正式的土壤污染生态风险评估标准,其目的一是确定场地土壤污染的生态风险是否可接受,二是确定风险管控或修复目标值,其评估框架可以归纳为初步评估和基于特定场地信息的详细评估两个层级。

发达国家生态风险评估框架主要分为三种类型,包括1)基于筛选值比对和

定量风险计算的生态风险评估；2) 基于筛选值更新的生态风险评估；3) 基于因果关系归因的生态风险评估。美国、加拿大的生态风险评估框架主要分为筛选值比对和基于场地特定条件的定量风险计算两个阶段；澳大利亚的生态风险评估主要围绕筛选值开展，第一阶段的筛选值确定过程基于保守的默认的参数，第二阶段的筛选值确定过程则基于场地特定的具体的参数；英国的生态风险评估则更强调土壤污染与生态效应之间的因果关系归因，更体现了评估的科学性。

不论哪一种类型的风险评估框架，普遍分为初步评估和基于特定场地信息的详细评估两个层次。初步评估的重点是生态风险筛选值的确定，将土壤中污染物浓度与筛选值进行比对，得出是否需要进行详细评估的结论；基于特定场地信息的详细评估重点是对场地参数开展全面调查，对筛选值进行修正，或者直接进行暴露评估、毒性评估和风险计算，其本质都是基于特定场地参数使风险评估结果更加精准化。

## (2) 国内风险评估技术发展现状

我国生态风险评估工作起步晚，目前还缺乏土壤污染生态风险相关的评价导则和指南，也未制定基于生态风险的土壤污染风险筛选值。生态环境部 2014 年发布的《污染场地风险评估技术导则》（HJ25.3-2014）与 2018 年发布的《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB36600-2018）均是以保护人体健康为目标，未考虑生态受体。

在基础研究方面，目前的研究主要围绕土壤中典型污染物的生物可利用性和有效性、生态毒性效应等展开，针对敏感生态受体、毒性参考值、风险表征方法、复合污染生态效应等核心问题还缺少系统研究。

## 5.2 与国内外相关技术标准的比较

### 5.2.1 与国际现行标准的关系

美国环保局 1992 年发布的《Framework for Ecological Risk Assessment》介绍了生态风险评估的定义、程序和内容，作为本指南生态风险评估框架的参考。

加拿大 1996 年发布的《A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance》和澳大利亚 1999 年发布的《National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure》提及了商值法评估的内容，作为本指南生态风险评估内容的参考。

美国环保局 2016 年发布的《Weight of Evidence in Ecological Assessment》介绍了证据链内指标权重设定考虑的因素，包括指标的相关性、强度和可靠性三个方面，可作为本指南证据权重法评估内容的参考。

## 5.2.2 与国内现行标准的关系

### (1) 与《建设用地土壤生态安全环境基准制定技术指南》的比较与衔接

《建设用地土壤生态安全环境基准制定技术指南》（T/ACEF 087-2023）包含了土壤生态风险筛选值的计算方法，本标准除了土壤生态风险筛选值计算，还规定了对于超过筛选值即风险不可接受的要开展第二阶段评估，即通过商值法、证据权重法或者概率法进一步评估生态风险水平。因此，本标准相较《建设用地土壤生态安全环境基准制定技术指南》应用范围更全面，侧重于系统评估土壤污染生态风险。

### (2) 与《重金属污染土壤生态风险评估技术指南》的比较与衔接

从标准适用范围来看，本标准适用范围更广。《重金属污染土壤生态风险评估技术指南》（T/ACEF 065-2023）适用于重金属污染土壤生态风险评估，本标准适用于所有类型土壤污染生态风险评估，包括重金属和有机污染物。从技术方法上来看，《重金属污染土壤生态风险评估技术指南》（T/ACEF 065-2023）主要基于胁迫-效应定量关系，通过“证据-权重法”，评价重金属污染胁迫对土壤生物及生态系统的损害程度，实现对潜在生态风险的评估和预测，本指南提出了基于土壤污染物浓度或生物暴露浓度的商值法，计算风险指数的证据权重法，以及计算概率风险的概率法等 3 种生态风险评估计算方法，适用于多种生态风险评估情形。综上，本指南在有机物污染土壤风险评估以及风险评估计算方法方面比《重金属污染土壤生态风险评估技术指南》更全面。

### (3) 与《重金属污染地块土壤生态风险管控技术指南》的比较与衔接

《重金属污染地块土壤生态风险管控技术指南》（T/ACEF 078-2023）规定了重金属污染地块土壤生态风险管控的总体原则、工作流程、实施方案制定、措施选择与实施、效果评估和后期管理等，对于生态风险可接受的地块实施后期管理，对于生态风险不可接受的地块实施相应的生态风险管控措施。本标准规定了土壤污染生态风险评估的内容、工作程序、方法等内容，用于评估土壤污染生态风险是否可接受，以及生态风险程度。因此，本标准所规定的风险评估内容，是

《重金属污染地块土壤生态风险管控技术指南》所规定的风险管控措施实施的前提。

#### **(4) 与《基于生态风险的土壤锌环境基准制定技术指南》的比较与衔接**

《基于生态风险的土壤锌环境基准制定技术指南》（T/CSES-005-2023）规定了保障生态风险的土壤锌环境基准制定的技术方法，主要针对重金属锌；本标准适用于所有类型土壤污染生态风险评估，包括重金属和有机污染物，适用污染物种类更多。此外，本标准中还规定了对于超过筛选值即风险不可接受的，通过商值法、证据权重法或者概率法进一步评估生态风险水平。因此，本标准相较《基于生态风险的土壤锌环境基准制定技术指南》适用污染物类型多，进一步将筛选值或基准应用于评估生态风险是否可接受。

### **5.3 本标准对相关国际先进标准的采用程度**

本标准充分借鉴了美国、加拿大、澳大利亚和英国等国家颁布的指南中的评估框架和方法，并基于国内外专家学者在土壤生态风险评估领域的研究成果，丰富了评估方法内容和参数，同时考虑了我国典型场地污染物的特点及本土化的生态受体，编制了适用于我国的土壤污染生态风险评估技术指南。

## **6 标准中涉及专利的情况**

本导则中不涉及专利的使用。

## **7 与相关法律法规以及相关国家、行业和地方标准的关系**

本标准以《中华人民共和国环境保护法》和《中华人民共和国土壤污染防治法》为总纲领，遵循《污染地块土壤环境管理办法》等法律法规，按照《标准化工作导则 第1部分：标准化文件的结构和起草规则》（GB/T 1.1-2020）给出的规则起草。本标准与已经发布的团标《建设用地土壤生态安全环境基准制定技术指南》（T/ACEF 087-2023）、《重金属污染土壤生态风险评估技术指南》（T/ACEF 065-2023）、《重金属污染地块土壤生态风险管控技术指南》（T/ACEF 078-2023）、《基于生态风险的土壤锌环境基准制定技术指南》（T/CSES-005-2023）做好了衔接。

## **8 重大分歧意见的处理经过和依据**

本导则在专家评审过程中，不存在重大分歧意见。专家的意见以及回复请见附件 1 和附件 2。

## **9 标准性质的建议说明**

本导则属于团体标准，由中国环境科学学会归口。

## **10 贯彻标准的要求和措施建议**

本指南是开展土壤生态风险评估的重要标准之一。本标准为指导性标准，建议先以团标的形式发布实施，随后根据标准实施情况适时对标准进行完善、修订与补充，后期以行标或者国标的形式发布。

## **11 废止现行相关标准的建议**

本导则不存在新旧标准的替代关系。

## **12 其他应予说明的事项**

无。



## 参考文献

- 1、 US Environmental Protection Agency (USEPA). Framework for Ecological Risk Assessment [R], EPA/630/R-92/001.1992.
- 2、 Council C. A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance [J]. 1996.
- 3、 National Environment Protection Council. National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure[R]. 1999.
- 4 、 Environment Agency. Ecological Risk Assessment Framework for Contaminants in Soil[R].2008.
- 5、 US Environmental Protection Agency (USEPA). Guideline for Developing Ecological Soil Scening Levels [R], U.S. Environmental Protection Agency. 2003.
- 6、涂棋, 徐艳, 李二. 典型养鸡场及其周边土壤中抗生素的污染特征和风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(1): 97-107.
- 7、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.
- 8、杨宇, 石璇, 徐福留等. 天津地区土壤中萘的生态风险分析[J]. 环境科学, 2004, 25(2): 115-118.
- 9、Solomon K, Giesy J, Jones P. Probabilistic risk assessment of agrochemicals in the environment [J]. Crop Prot., 2000, 19: 649-655.
- 10、 US Environmental Protection Agency (USEPA) .Guiding Principles for MonteCarlo Analysis[R].EPA/630/ R-97/ 001 .Washington, DC .1997.
- 11、李勖之. 城市土壤重金属与环草隆复合污染对蚯蚓的生态效应研究[D]. 中国科学技术大学,2018.
- 12、陈瑾, 刘奕梅, 张建英. 基于物种敏感性分布的微囊藻毒素与氮污染水体生态风险评估[J]. 应用生态学报, 2014, 25(4): 1171-1180.