

典型工业园区重金属污染土壤
风险评估技术规范

Technical specifications for risk assessment of heavy metal
contaminated soil in typical industrial parks

地方标准信息服务平台

2023 - 11 - 09 发布

2024 - 02 - 09 实施

目 次

前言	III
1 范围	1
2 规范性引用文件	1
3 术语和定义	1
4 风险评估要求	2
4.1 典型工业园区重金属污染识别	3
4.2 分级分类评估	3
4.3 风险评估的适应性	3
5 风险评估技术流程	3
6 重金属污染风险识别	4
6.1 识别的一般要求	4
6.2 环境调查与资料收集	4
6.3 风险识别	4
7 暴露评估	4
7.1 一般规定	4
7.2 化学风险评估	4
7.3 生物累积风险评价	7
8 效应评价	8
8.1 总体要求	8
8.2 生态毒理学风险评价	9
8.3 土壤生态系统风险评价	10
9 综合性生态风险表征	11
9.1 总体规定	11
9.2 综合生态风险指数	11
9.3 综合生态风险评价	12
10 重金属风险管控	13
10.1 异位管控技术	13
10.2 原位管控技术	13
10.3 风险评估制度控制	14
附录 A (资料性) 不同土地利用方式的土壤污染生态受体、评价终点和测定终点	15

前 言

本文件按照 GB/T 1.1—2020《标准化工作导则 第1部分：标准化文件的结构和起草规则》的规定起草。

请注意本文件的某些内容可能涉及专利。本文件的发布机构不承担识别专利的责任。

本文件由湖南省工业和信息化厅提出。

本文件由湖南省污染治理标准化技术委员会归口。

本文件主要起草单位：湖南凯迪工程科技有限公司、航天凯天环保科技股份有限公司、湖南省环境治理行业协会、湖南金业环保科技有限公司、湖南钦杰环保科技有限公司、湖南江山春锦科技有限公司、长沙禹萧环保科技有限公司、湖南易净环保科技有限公司、长沙愿君康环保科技有限公司、中南林业科技大学。

本文件主要起草人：方迎春、胡萧、刘军武、胡新将、邵乐、朱健、甘敏、聂姣、敖美玉、谭佩阳、孙志华、田坤坤、孙旗、刘鹏举、周彪、唐晨杰、贺海勇、刘涛、陈琴、张敏杰、邓楠、李七星、陈斌、黄叶红、周柱、傅晓华、黄红丽、詹鹏、唐婷。

地方标准信息服务平台

典型工业园区重金属污染土壤风险评估技术规范

1 范围

本文件规定了典型工业园区重金属污染土壤风险评估的要求、技术流程、风险识别、暴露评估、效应评价、综合性生态风险表征和重金属风险管控。

本文件适用于但不局限于湖南省典型工业园区镉（Cd）、铅（Pb）、铜（Cu）、锌（Zn）、镍（Ni）、铬（Cr）、汞（Hg）、砷（As）等重金属污染土壤的风险评估。

2 规范性引用文件

下列文件中的内容通过文中的规范性引用而构成本文件必不可少的条款。其中，注日期的引用文件，仅该日期对应的版本适用于本文件；不注日期的引用文件，其最新版本（包括所有的修改单）适用于本文件。

GB/T 14848 地下水质量标准

GB/T 21010 土地利用现状分类

GB 36600 土壤环境质量建设用地土壤污染风险评估标准（试行）

HJ 25.1 建设用地土壤污染状况调查技术导则

HJ 25.2 建设用地土壤污染风险评估和修复环境监测技术导则

HJ 557 固体废物浸出毒性浸出方法 水平振荡法

HJ 710.10 生物多样性观测技术导则

HJ 804 土壤 8 种有效态元素的测定 二乙烯三胺五乙酸浸提-电感耦合等离子体发射光谱法

3 术语和定义

下列术语和定义适用于本文件。

3.1

典型工业园区 typical industrial park

湖南省区域主要以 Cd、Pb、Cu、Zn、Ni、Cr、Hg、Sb 等为代表性重金属污染的工业集中区。

3.2

重金属污染土壤 heavy metals contaminated soil

对目标土壤进行污染物检测，任何一种重金属含量超过 GB 36600 标准中第二类用地的筛选值。

3.3

土壤生态风险评估 soil ecological risk assessment

通过收集、组织和分析环境数据来评估土壤污染对陆地生态系统中土壤动物、微生物和植物个体、种群、群落以及特定生态系统的风险的过程。

3.4

土壤重金属化学风险 soil heavy metal chemical risk

评估区样点土壤重金属污染物总浓度及二乙烯三胺五乙酸（DTPA）有效态浓度超过对照区的概率或

可能性。

3.5

土壤重金属生物积累风险 **soil heavy metal bioaccumulation risk**

评估区样点重金属污染土壤在生物测试中模式生物的污染物组织累积量超过对照区的概率或可能性。

3.6

土壤重金属毒理学风险 **soil heavy metal ecotoxicological risk**

评估区样点重金属污染土壤在生物测试中模式生物的生物标记物响应与对照区相比出现显著差异的概率或可能性。

3.7

土壤重金属生态系统风险 **soil heavy metal ecosystem risk**

评估区不同空间位置基于野外实际生态调查的生物群落水平以上生态效应与对照区相比出现显著差异的概率或可能性。

3.8

土壤重金属有效态含量 **bioavailable heavy metal concentration in soil**

土壤中在植物生长周期内能够被植物根系吸收的元素,即能够被 DTPA 缓冲液浸提出来的土壤重金属浓度。

3.9

关注污染物 **contaminant of concern**

根据地块污染特征、相关标准规范要求和地块利益相关方意见,确定需要进行土壤污染状况调查和土壤污染风险评估的污染物。

3.10

敏感受体 **sensitive receptor**

受地块污染物影响的潜在生物类群中,在生物学上对污染物反应最敏感的群体(如人群或某些特定类群的生态受体)、某些特定年龄的群体(如老年人)或处于某些特定发育阶段的人群(如 0~6 岁的儿童)。

3.11

浸出风险污染土壤 **contaminated soil with leaching risk**

按照 HJ 557 规定方法进行浸出试验而获得的浸出液中,有一种或一种以上的污染物的浓度超过 GB/T 14848 IV类标准。

3.12

暴露途径 **exposure pathway**

指建设用地土壤和地下水中污染物迁移到达和暴露于人体的方式。

4 风险评估要求

全面性:典型工业园区重金属污染土壤可能出现的各种风险进行全面的评估,包括内部和外部环境的风险,以及项目各个阶段可能产生的风险。

可靠性:典型工业园区重金属污染土壤风险评估结果是基于充分的数据和信息,并采用科学合理的评估方法,以保证评估结果的准确性和可靠性。

可比性:典型工业园区重金属污染土壤风险评估结果应具有可比性,可以与同类项目或同行业的标准进行对比,以便进行综合分析和决策。

及时性：典型工业园区重金属污染土壤风险评估需要在项目的不同阶段进行，及时识别和评估可能的风险，以便采取相应的措施进行风险管理和控制。

透明性：典型工业园区重金属污染土壤风险评估过程和结果应对相关方公开透明，以便各方能够理解评估的依据和结论，并对评估结果提出质疑和建议。

实用性：典型工业园区重金属污染土壤风险评估结果应具有实际指导意义，对项目的风险管理和决策提供有益的参考和建议。

4.1 典型工业园区重金属污染识别

典型工业园区内可能存在的重金属包括但不限于Pb、Cd、Hg、Cr、Ni、Cu、Zn、Sb等，重金属的种类和含量会直接影响园区内生态环境质量和生态系统健康，因此，对不同园区的重金属进行识别，可以有针对性地制定环境管理和风险控制策略。

4.2 分级分类评估

土壤重金属污染的分级分类通常按照国家相关标准进行，可以分为以下几个级别：

无污染：土壤中重金属含量非常低，不会对人体健康和环境造成潜在风险。

轻度污染：土壤中的重金属含量超过了国家相关标准的限值，但对人体健康和环境影响较小，一般不需要采取立即的治理措施。

中度污染：土壤中的重金属含量超过了国家相关标准的限值，可能对人体健康和环境造成潜在风险，需要采取适当的治理措施。

重度污染：土壤中的重金属含量大幅超过了国家相关标准的限值，会对人体健康和环境造成显著风险，需要采取紧急的治理措施。

典型工业园区土壤重金属污染风险评估的分级分类需进行以下技术过程：

4.2.1 采样：选择代表性的采样点，采集土壤样品。

4.2.2 测定：将采集的土壤样品送至实验室，进行重金属元素含量的定量分析，如原子吸收光谱或质谱分析等。

4.2.3 比较：将测定得到的重金属元素含量与国家相关标准进行比较。标准会给出不同重金属元素的阈值限值。

4.2.4 判定：根据比较结果，判断土壤重金属污染程度。若重金属含量超过国家标准限值的部分，则可判定为污染。

4.2.5 分级分类：根据国家标准和污染程度，将土壤重金属污染进行分类评估，确定无污染、轻度污染、中度污染和重度污染等级别。

4.3 风险评估的适应性

通过综合考虑不同评估方法的优劣，并根据评估的目标和资源条件进行选择，可以得出较为准确的风险评估结果。评估方法可以涵盖土壤重金属的含量、生物体对重金属的吸收情况，以及重金属对生物体和生态系统的影响程度等方面。综合考虑不同层次和尺度上的生态系统响应，可以评估重金属对整个生态系统的风险和影响。因此，在选择适合的评估方法时，需综合考虑不同因素，并根据实际情况做出决策，以实现全面而准确的风险评估。

5 风险评估技术流程

典型工业园区重金属污染土壤风险评估流程：启动风险评估——危害识别——暴露评价（化学风险

评价、生物积累风险评价)——效应评价(生态毒理学风险评价、生态系统风险评价)——风险表征(综合生态风险评价)。

6 重金属污染风险识别

6.1 识别的一般要求

6.1.1 风险识别主要包括以下步骤：资料收集、污染识别、生态受体确定。

6.1.2 风险识别的目标是确定是否存在土壤污染。如受到污染时，应明确污染物种类和污染程度、潜在的生态受体等。

6.2 环境调查与资料收集

6.2.1 调查内容包括污染源调查、重金属迁移途径分析、污染受体调查以及采样监测，依照相关技术标准中的要求进行监测点布设及样品采集。

6.2.2 污染识别所需要收集资料宜符合 HJ 25.1 规定的第一阶段土壤污染状况调查的要求。

6.2.3 资料收集方式可采用资料收集、现场踏勘和人员访谈，必要时可进行现场采样。

6.3 风险识别

6.3.1 布点采样方式及要求宜符合 HJ 25.1 初步采样分析计划的要求及 HJ 25.2 土壤监测点位布设方法的要求。

6.3.2 监测的指标包括重金属的浓度数据及土壤 pH、有机质、土壤质地等理化性质数据。

6.3.3 应根据调查数据及当地土壤背景值确定污染源地块土壤污染物种类、污染程度和范围。

7 暴露评估

7.1 一般规定

7.1.1 暴露评估包括土壤化学风险评价和生物累积风险评价。

7.1.2 当化学风险评价结果显示不存在风险时，评估过程终止。

7.1.3 当结果显示存在一定风险时，继续下一阶段生物累积风险评价。

7.1.4 化学风险和生物累积风险评价采用风险积分，见 7.2.4 及 7.3.3。

7.2 化学风险评估

7.2.1 数据获取与收集

7.2.1.1 宜以污染源地块边界向外延伸 1 km-2 km 作为评估区域。

7.2.1.2 污染地块内布点宜符合 HJ 25.1 及 HJ 25.2 的规定，外延区域布点宜按照 200 m × 200 m 网格布点。每个网格采集 10 m × 10 m 混合土壤样品，采样深度为 0 cm~20 cm。

7.2.1.3 监测指标宜包括重金属总量及有效态含量，土壤 pH 值、有机质、土壤质地、阳离子交换量(CEC)等土壤理化性质。土壤重金属有效态含量测定宜采用 HJ 804。

7.2.2 对照点选择

7.2.2.1 对照点选择宜符合 HJ 25.2 的规定。

7.2.2.2 土壤污染物总量及有效态含量的参考值宜选择对照点土壤样品重金属污染物总量及有效态浓

度。

7.2.3 化学风险指数

采用相对风险指数法计算重金属污染化学风险指数，见公式（1）。

$$HQ_{\text{化学-总量/有效态}}(j) = \frac{\sum_{i=1}^N RTR_w(i, j)_{1.3 \leq RTR_w < 2.6}}{N} + \sum_{i=1}^M RTR_w(i, j)_{RTR_w \geq 2.6} \dots\dots\dots (1)$$

式中：

i ——6.3 中识别出的目标重金属污染物；

j ——研究样点；

$HQ_{\text{化学-总量/有效态}}(j)$ ——重金属污染物总量/有效态含量的化学风险指数，样点 j 的总化学风险指数为总量和有效态含量的化学风险指数的平均值；

$RTR_w(i, j)$ ——经权重和 j 值校正后的样点 j 中污染物 i 相对累积指数；

N ——样点中重金属污染物的相对累积指数 RTR_w 在 1.3-2.6 之间的总数；

M ——样点中重金属污染物的相对累积指数 RTR_w 超过 2.6 的总数。

$RTR_w(i, j)$ 计算见公式（2）。

$$RTR_w(i, j) = \frac{C_{\frac{\text{总量}}{\text{有效态}}}(i, j)}{C_{\frac{\text{总量}}{\text{有效态}}}(\text{对照}, i)} \times Z(i, j) \times w(i, j) \dots\dots\dots (2)$$

式中：

$C_{\frac{\text{总量}}{\text{有效态}}}(\text{对照}, i)$ ——重金属污染物 i 土壤总浓度或有效性浓度的参考值；

$C_{\frac{\text{总量}}{\text{有效态}}}(i, j)$ ——样点 j 中重金属污染物 i 的实测土壤总浓度和生物有效性浓度；

$Z(i, j)$ ——样点 j 与对照之间重金属污染物浓度 i 的差异指数，与显著性水平 p 有关；
 $Z(i, j)$ 计算见公式（3）。

$$Z(i, j) = \begin{cases} 1, & 0 \leq p \leq 0.05 \\ 3.5 - 50 \times p(i, j), & 0.05 < p \leq 0.06 \dots\dots\dots (3) \\ 0.2 \times p(i, j)^{-0.3275}, & 0.06 < p \leq 1 \end{cases}$$

式中：

$p(i, j)$ ——样点 j 与对照之间污染物 i 浓度差异的显著性水平 p 。

注：若野外调查及实验室分析时缺少重复，则默认 Z 为 1。

权重 $w(i, j)$ 计算过程宜根据研究样点土壤生态阈值数据的频率分布确定，并符合以下规定：

7.2.3.1 基于研究样点土壤理化性质，通过生态阈值经验模型估算不同样点中不同重金属的生态阈值。典型重金属 EC_{50} 估算经验模型见表 1。

7.2.3.2 将生态阈值数据进行归一化处理，利用自然断裂法，按照频率分布确定权重，平均分值为 $\leq 25\%$ 、 $25\% \sim 50\%$ 、 $50\% \sim 75\%$ 、 $\geq 75\%$ 等 4 个区间分别赋予权重 1.3、1.2、1.1 和 1。

表 1 基于土壤理化性质的典型重金属 EC₅₀ 估算经验模型

EC ₅₀	回归模型	R ²	测定终点	供试土壤
EC ₅₀ (Cr)	$\lg EC_{50}(\text{Cr}) = 3.457 - 0.492 \lg \text{SOM}$	0.890	大麦根系生长	砖红壤、黑土、灰漠土、潮土、褐土、荒漠土
EC ₅₀ (Ni)	$\lg EC_{50}(\text{Ni}) = -0.008 + 0.366\text{pH} + 0.824 \lg \text{OC}$	0.860	大麦根系生长	砖红壤、红壤、水稻土、紫色土、壤土、潮土、荒漠土、褐土、黑钙土、灰漠土、黑土、棕壤
EC ₅₀ (Cu)	$\lg EC_{50}(\text{Cu}) = 0.725 + 0.227\text{pH} + 0.964 \lg \text{OC}$	0.830	大麦根系生长	同上
EC ₅₀ (Zn)	$\lg EC_{50}(\text{Zn}) = 0.16\text{pH} + 0.047\text{OC} + 1.96$	0.922	大麦根系生长	同上
EC ₅₀ (Cd)	$\lg EC_{50}(\text{Cd}) = 0.078\text{pH} + 0.208 \lg \text{CEC} + 0.202 \lg \text{OC} + 0.705$	0.941	水稻根系生长	砖红壤、水稻土、紫色土、壤土、潮土、黑土、褐土
EC ₅₀ (Pb)	$\lg EC_{50}(\text{Pb}) = 0.169\text{pH} + 0.102\text{OC} + 0.03\text{CEC} + 1.415$	0.825	大麦根系生长	水稻土、紫色土、壤土、潮土、荒漠土、砖红壤、红壤

注 1：表中经验模型均以添加外源重金属盐的生态毒性试验数据为基础构建；
注 2：有机碳（OC）为无量纲 %；有机质（SOM）的单位为 g/kg；CEC 的单位为 cmol/kg。

7.2.4 化学风险评价

基于经权重校正后的重金属污染物总量和有效态含量的相对累积指数 $RTR_w(i, j)$ ，分别计算重金属总量和有效态含量的风险积分，见公式（4）。

$$Score(HQ)_j = (\%param_{RTR_w(i,j) < 1.3} \times 1) + (\%param_{1.3 \leq RTR_w(i,j) < 2.6} \times 3) + (\%param_{2.6 \leq RTR_w(i,j) < 6.5} \times 9) + (\%param_{6.5 \leq RTR_w(i,j) < 13} \times 27) + (\%param_{RTR_w(i,j) \geq 13} \times 3) \dots\dots\dots (4)$$

式中：

i ——6.3 识别出的目标重金属污染物；

j ——研究样点；

$Score(HQ)_j$ ——研究样点 j 的风险积分；

$\%param_{RTR_w(i,j)}$ ——样点 j 中处于某一风险等级下的证据数量占所有评估证据数量的比例。

计算每个样点 j 的化学风险积分为重金属总量和有效态含量的化学风险积分的平均值，根据风险积分分级表的级别评价化学风险。风险积分级别分级表见表 2。

表 2 风险积分级别分级表

相对累积指数 RTR_w	风险积分 $Score(HQ)$	级别
$0 < RTR_w < 1.3$	$Score(HQ) < 100$	无风险
$1.3 \leq RTR_w < 2.6$	$100 \leq Score(HQ) < 300$	轻微
$2.6 \leq RTR_w < 6.5$	$300 \leq Score(HQ) < 900$	中等
$6.5 \leq RTR_w < 13$	$900 \leq Score(HQ) < 2700$	严重
$RTR_w \geq 13$	$2700 \leq Score(HQ)$	极严重

7.3 生物累积风险评价

7.3.1 数据获取与收集

7.3.1.1 宜参考 7.2 化学风险评价结果，在 7.2.1 所布置的调查样点中，按不同风险级别分别选取土壤样品供生物测试，每个风险级别的供试样品原则上不少于 3 个，如果样品总数不足 3 个，则全部用于生物测试，多于三个的可以按照最低比例 30% 确定数量。

7.3.1.2 宜选择敏感生物，如蚯蚓，作为测试生物。

7.3.2 参考值确定

宜以 7.2.2 所确定的对照点土壤培养试验样本数据作为参考值。

7.3.3 生物累积风险指数

采用相对风险指数法计算重金属污染的生物累积风险指数，见公式 (5)。

$$HQ_{\text{生物累积}}(j) = \frac{\sum_{i=1}^N RTR_w(i, j)_{1.3 \leq RTR_w < 2.6}}{N} + \sum_{i=1}^M RTR_w(i, j)_{RTR_w \geq 2.6} \dots\dots\dots (5)$$

式中：

- i ——6.3 中识别出的目标重金属污染物；
 - j ——研究样点；
 - $HQ_{\text{生物累积}}(j)$ ——样点 j 的重金属污染生物累积风险指数；
 - $RTR_w(i, j)$ ——权重和 Z 值校正后的样点 j 中重金属污染物 i 的相对生物累积指数；
 - N ——样点中污染物相对生物累积指数 RTR_w 在 1.3-2.6 之间的总数；
 - M ——样点中污染物相对生物累积指数 RTR_w 超过 2.6 的总数。
- $RTR_w(i, j)$ 计算见公式 (6)。

$$RTR_w(i, j) = RTR_{w\text{生物累积}}(i, j)_{>0} \times Z(i, j) \times weight(i, j) \dots\dots\dots (6)$$

式中：

- $RTR_{w\text{生物累积}}(i, j)_{>0}$ ——大于 0 的样点 j 污染物 i 相对生物累积指数；
 - $RTR_w(i, j)$ ——样点 j 中重金属污染物 i 的相对生物累积指数；
 - $Z(i, j)$ ——样点 j 与对照之间污染物 i 生物累积浓度的差异指数，与显著性水平 p 有关，计算见公式 (3)；
 - $w(i, j)$ ——样点 j 污染物 i 的权重。
- $RTR_{w\text{生物累积}}(i, j)$ 计算见公式 (7)。

$$RTR_{\text{生物累积}}(i, j) = x = \frac{B_{\text{样品}}(i, j) - B_{\text{对照}}(i)}{B_{\text{对照}}(i)} \dots\dots\dots (7)$$

式中：

- $B_{\text{样品}}(i, j)$ ——样点 j 中污染物 i 的生物累积浓度平均值；
- $B_{\text{样品}}(i, j)$ ——对照点的污染物 i 生物累积浓度平均值。

权重计算过程宜采用多标准决策分析 (MCDA) 方法进行量化，并符合以下规定：

7.3.3.1 根据指标的可靠性、相关性和强度，进行定量评价，评价标准见表 3。

7.3.3.2 综合每个指标的 3 项定量评价分值取平均值，归一化后进行频率分布排序。

7.3.3.3 采用自然断裂法，按照平均分 $\leq 25\%$ 、 $25\% \sim 50\%$ 、 $50\% \sim 75\%$ 、 $\geq 75\%$ 等 4 个区间分别赋予权重 1、1.1、1.2 和 1.3。

表 3 指标的可靠性、相关性和强度的定量评价标准

可靠性		相关性		强度			
变异系数	分值	数据获取方式	分值	$RTR(i,j)$	分值	$Z(i,j)$	分值
0%~15%	3	野外调查/基质试验	3	>0.6	3	1	3
16%~35%	2	人工模拟试验	2	$0.6 \sim 0.2$	2	$1 \sim 0.5$	2
$>35\%$	1	文献资料	1	<0.2	1	<0.5	1

根据重金属污染物 i 经权重和 Z 值校正后的污染物相对生物累积指数 $RTR_w(i,j)$ 的数据分布计算风险积分，见公式（4）。

依据风险积分级别进行风险评价，见表 2。

8 效应评价

8.1 总体要求

8.1.1 效应评价包括生态毒理学风险评价和生态系统风险评价。

8.1.2 生态毒理学风险指标包括个体及以下水平的毒性效应；生态系统风险指标包括生物种群、群落水平以上针对生态系统结构、过程和功能的毒性效应。

8.1.3 当生态毒理学风险评价结果显示为中等风险水平以下时，评估过程终止。

8.1.4 当结果显示存在一定风险时，继续进行生态系统风险评价。

8.1.5 评价过程包括数据获取、胁迫—效应关系（暴露—响应关系）分析、权重确定、风险指数计算及风险分级评价等步骤，风险评价采用风险积分，见 8.2.5 及 8.3.5。

8.2 生态毒理学风险评价

8.2.1 数据获取

8.2.1.1 宜采用 7.3.1.1 所确定的土壤样品进行生态毒理学生物测试，测试生物宜依据 7.3.1.2 所确定的代表物种，如土壤动物蚯蚓。

8.2.1.2 测试终点可参考资料性附录 A。

8.2.2 胁迫—效应关系分析

根据测试终点数据与土壤污染浓度数据，宜采用相关分析方法对指标与土壤污染物浓度（包括总量、生物有效性浓度及组织残留浓度）及污染程度（如，综合污染指数）之间进行胁迫—效应关系分析，筛选出与主导污染物浓度或综合污染指数之间的呈显著关系的指标（ $p < 0.05$ ），作为有效的证据纳入到证据链中。

8.2.3 参考值确定

宜以 7.2.2 规定的对照点土壤培养试验样本数据作为参考值。

8.2.4 生态毒理学风险指数

8.2.4.1 采用相对风险指数法计算生态毒理学风险指数，计算见公式 (8)。

$$HQ_{\text{生态毒理学}}(j) = \frac{\sum_{i=1}^N RTR_w(i, j)_{0.7 \leq RTR_w(i, j) < 1}}{N} + \sum_{i=1}^M RTR_w(i, j)_{RTR_w(i, j) \geq 1} \dots \dots \dots (8)$$

式中：

i ——生态毒理学风险证据链中的有效证据；

j ——研究样点；

$HQ_{\text{生态毒理学}}(j)$ ——样点 j 的生态毒理学风险指数；

$RTR_w(i, j)$ ——样点 j 中经过权重、 Z 值和毒性指标抑制/诱导阈值校正过的证据 i 的相对生态毒性指数；

N ——样点中证据的相对生态毒性指数 RTR_w 在 0.7-1 之间的总数；

M ——样点中证据的相对生态毒性指数超过 1 的总数。

8.2.4.2 $RTR_w(i, j)$ 计算见公式 (9)。

$$RTR_w(i, j) = RTR_{\text{生态毒理学}}(i, j) \times \frac{Z(i, j) \times w(i, j)}{Th_{\text{抑制/诱导}}} \dots \dots \dots (9)$$

式中：

$RTR_{\text{生态毒理学}}(i, j)$ ——样点 j 证据 i 的相对生态毒性指数；

$Z(i, j)$ ——样点 j 指标 i 与对照生态毒性指标 i 的数据之间差异指数，与显著性水平 p 有关，计算见公式 (3)；

$Th_{\text{抑制/诱导}}$ ——毒性指标抑制/诱导阈值，在这里分别设为 0.2 和 0.3，表明毒理学指标响应抑制/诱导分别超过 20% 和 30% 视为效应显著；

$w(i, j)$ ——毒性指标权重，生态毒理学风险指数的权重确定过程与生物累积风险权重确定过程一致，见 7.3.3.3。

8.2.4.3 $RTR_{\text{生态毒理学}}(i, j)$ 计算见公式 (10)。

$$RTR_{\text{生态毒理学}}(i, j) = \left| \frac{T_{\text{样品}}(i, j) - T_{\text{对照}}(i)}{T_{\text{对照}}(i)} \right| \dots \dots \dots (10)$$

式中：

$T_{\text{样品}}(i, j)$ ——研究样点 j 生态毒性指标 i 的平均值；

$T_{\text{对照}}(i)$ ——对照点生态毒性指标 i 的平均值。

8.2.5 生态毒理学风险评价

8.2.5.1 根据测定指标 i 经权重校正后的相对毒性指数 $RTR_w(i, j)$ 的数据分布，计算生态毒理学风险积分 $Score(HQ_{\text{Ecotoxic}})$ ，见公式 (4)。

8.2.5.2 根据风险积分级别进行风险评价，见表 2。

8.3 土壤生态系统风险评价

8.3.1 数据获取

8.3.1.1 宜根据 7.2.1 所确定的评估空间范围，参考 GB/T 21010，选择评估区内农用地（耕地/园地）、林草地和建设用地（商服用地/工矿仓储用地/住宅/交通/公共管理与公共服务用地/特殊用地）等三大类土地利用类型设置生态调查样地，样地尽可能覆盖 7.2.1 中的土壤调查样点。

8.3.1.2 按照 HJ 710.10 的要求。评估区范围内分布于不同空间位置的同一土地利用类型总数不少于 3 个。

8.3.2 胁迫—效应关系分析

根据生态调查数据与土壤污染浓度数据，宜采用主成分分析、蒙特卡洛模拟、k-Means 聚类分析等多元统计分析方法，对指标与土壤污染物浓度（包括总量、生物有效性浓度及组织残留浓度）及污染程度（如，综合污染指数）之间进行胁迫—效应关系分析，筛选出与主导污染物浓度或综合污染指数之间呈显著关系的指标（ $p < 0.05$ ），作为有效的证据纳入到证据链中。

8.3.3 参考值确定

宜以对照点的生态调查数据作为参考值。

8.3.4 生态系统风险指数

8.3.4.1 采用相对风险指数法计算生态系统风险指数，见公式（11）。

$$HQ_{\text{生态系统}}(j) = \frac{\sum_{i=1}^N RTR_w(i, j)_{0.7 \leq RTR_w(i, j) < 1}}{N} + \sum_{i=1}^M RTR_w(i, j)_{RTR_w(i, j) \geq 1} \dots \dots \dots (11)$$

式中：

- i ——生态系统风险证据链中的有效证据；
- j ——研究样点；
- $HQ_{\text{生态系统}}(j)$ ——样点 j 的生态系统风险指数；
- $RTR_w(i, j)$ ——经过权重、 Z 值和指标抑制/诱导阈值校正过的样点 j 证据 i 的相对生态系统效应指数；
- N ——样点中证据的相对生态系统效应指数 RTR_w 在 0.7-1 之间的总数；
- M ——样点中证据的相对生态系统效应指数 RTR_w 超过 1 的总数。

8.3.4.2 $RTR_w(i, j)$ 计算见公式（12）。

$$RTR_w(i, j) = \frac{RTR_{\text{生态系统}}(i, j)}{Th(i)} \times Z(i, j) \times w(i, j) \dots \dots \dots (12)$$

式中：

- $RTR_{\text{生态系统}}(i, j)$ ——样点 j 中证据 i 的相对生态系统效应指数；
- $Z(i, j)$ ——样点 j 与对照的生态系统效应指标 i 之间差异指数，与显著性水平 p 有关，计算见公式（3）；
- $Th_{\text{抑制/诱导}}(i)$ ——指标抑制/诱导阈值，在这里分别设为 0.2 和 0.3，表明生态系统效应指标响应抑制/诱导分别超过 20% 和 30% 视为效应显著；
- $w(i, j)$ ——效应指标权重确定过程同生物累积风险和生态毒理学风险评价，见 7.3.3.3。

8.3.4.3 $RTR_{\text{生态系统}}(i, j)$ 计算见公式（13）。

$$RTR_{\text{生态系统}}(i, j) = \left| \frac{E_{\text{样点}}(i, j) - E_{\text{对照}}(i)}{E_{\text{对照}}(i)} \right| \dots\dots\dots (13)$$

式中：

$E_{\text{样点}}(i, j)$ ——样点 j 生态系统效应指标 i 的平均值；

$E_{\text{对照}}(i)$ ——对照点生态系统效应指标 i 。

8.3.5 生态系统风险评价

8.3.5.1 根据测定终点 i 经权重、 Z 值和阈值校正后的相对生态系统效应指数 $RTR_w(i, j)$ 的数据分布，计算生态系统风险积分 $Score(HQ_{\text{生态系统}})$ ，见公式 (4)。

8.3.5.2 根据积分级别进行风险评价，见表 2。

9 综合性生态风险表征

9.1 总体规定

9.1.1 当有效证据链达到 2 条及以上时评估综合生态风险。

9.1.2 原则上对每一个调查样点分别进行所有证据链的综合生态风险评价，证据链之间如出现样点不一致的情况，应选择具备完整证据链的样点进行综合生态风险指数计算，使评估区范围内不同样点之间具有可比性。

9.1.3 为了区别不同证据链之间的重要性，采用每个样点的每条证据链所包含的证据的权重取平均值的方法，获得证据链的权重。

9.2 综合生态风险指数

对每一条证据链的风险指数进行归一化处理，进行加权平均后计算综合生态风险指数，见公式(14)。

$$HQ_{\text{综合}}(j) = \frac{\sum_{i=1}^4 (HQ(i, j)_{-N} \times W(i, j))}{\sum_{i=1}^4 W(i, j)} \dots\dots\dots (14)$$

式中：

j ——研究样点；

i ——证据链，包括化学风险、生物累积风险 2 条证据链；

$HQ_{\text{综合}}(j)$ ——第 j 个样点的综合生态风险指数；

$HQ(i, j)_{-N}$ ——第 j 个样点中利用极值归一化处理后的第 i 条证据链风险指数。

$HQ(i, j)_{-N}$ 计算见公式 (15)。

$$HQ(i, j)_{-N} = \frac{HQ(i, j) - \min(HQ(i))}{\max(HQ(i)) - \min(HQ(i))} \dots\dots\dots (15)$$

式中：

$HQ(i, j)$ ——第 j 个样点中第 i 条证据链风险指数；

$\min(HQ(i))$ ——所有研究样点中第 i 条证据链风险指数的最小值；

$\max(HQ(i))$ ——所有研究样点中第 i 条证据链风险指数的最大值；

$W(i, j)$ ——第 j 个样点中第 i 条证据链的权重；

$W(i, j)$ 计算见公式 (16)。

$$W(i, j) = (\sum_{k=1}^n W(k, i, j)) / n \dots\dots\dots (16)$$

式中：

- $W(k, i, j)$ ——第 j 个样点中第 i 条证据链中证据 k 的权重；
- k ——每条证据链中的证据；
- n ——每条证据链中证据的个数。

9.3 综合生态风险评价

基于不同土地利用类型的综合生态风险指数分级标准进行综合生态风险评价，综合生态风险指数分级标准见表 4。

表 4 综合生态风险指数划分等级表

证据链之间标准差 (D)	综合生态风险指数 (HQ 综合)	基于土地利用类型的评估结论	
		可接受	不可接受
D < 0.4	0.00 < HQ 综合 ≤ 0.25	N, A, R, I	
	0.25 < HQ 综合 ≤ 0.50	A, R, I	N, A (存在特殊保护目标)
	0.50 < HQ 综合 ≤ 0.75	I (R)	N, A, R (特殊环保要求)
	0.75 < HQ 综合 ≤ 1.00	I (不透水地表)	N, A, R, I (特殊环保要求)
证据链之间标准差 (D)	综合生态风险指数 (HQ 综合)	基于土地利用类型的评估结论	
		可接受	不可接受
D > 0.4, 或者进一步收集数据再次评估	0.00 < HQ 综合 ≤ 0.25	A, R, I	N, A (存在特殊保护目标)
	0.25 < HQ 综合 ≤ 0.50	I (R)	N, A, R (特殊环保要求)
	0.25 < HQ 综合 ≤ 1.00	I (R)	N, A, R (特殊环保要求)

注：N, A, R, I 分别指自然覆被、农业用地、住宅用地和工业用地。

10 重金属风险管控

10.1 异位管控技术

10.1.1 现场管控

将重金属污染土壤从原来场地挖掘、筛分破碎，封闭条件下加入固定剂/修复剂搅拌稳定化处理，再处理含污染物的固体或者废液，最后将清洁的土壤回填或他用。

10.1.2 场外管控

将重金属污染土壤挖掘堆放后，交由具备相应资质的机构处理处置。

10.1.3 异位固化稳定化

异位固化/稳定化适用于固化/稳定化质量控制要求高的地块，或污染区域需要开发利用或施工的地

块，一般用于浅层（≤5 m）污染土壤的处理。根据地块状况、地层结构、污染分布和土地利用等适用条件选择固化/稳定化工艺，流程图见下图 1。异位固化稳定化处理后的土壤浸出浓度按《地下水质量标准》GB/T 14848 IV类标准执行。

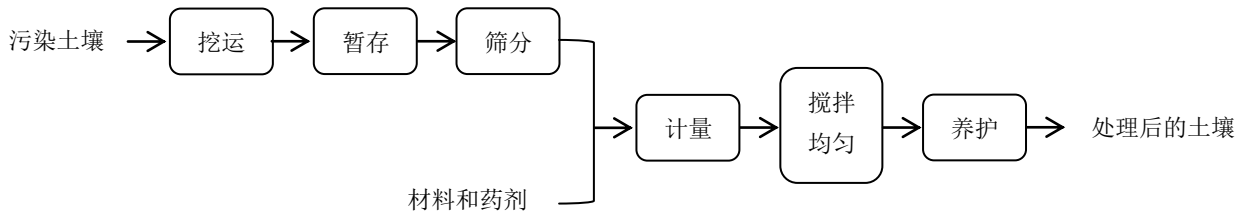


图 1 异位固化稳定化流程图

10.2 原位管控技术

10.2.1 水平阻隔技术

水平阻隔技术按照所采用的防渗材料类型，主要分为压实黏土防渗、混凝土防渗、高密度聚乙烯土工膜防渗、钠基膨润土防水毯（GCL）防渗或其他防渗性能等效的材料防渗。水平阻隔技术是以极低渗透性（渗透系数应不高于 1.0×10^{-7} cm/s）的材料（天然的或化学合成的）为核心，组成全封闭的非透水隔离层，将污染源与外界进行隔离。

10.2.2 垂直防渗技术

垂直防渗技术主要考虑工艺的适用性、防渗性能、抗变形性能、稳定性、抗腐蚀性及耐久性，在此基础上再考虑施工难度、工程造价等综合因素，主要分为刚性垂直防渗技术、塑性垂直防渗技术和柔性垂直防渗技术。

10.2.3 原位固化/稳定化技术

原位固化/稳定化适用于不宜进行土壤挖掘、缺乏储存和作业空间的地块，或污染区域无地下空间开发利用和施工的地块，一般用于深层（>5 m）污染土壤的处理。原位固化/稳定化处理后的土壤浸出浓度按地下水质量标准IV类标准执行。

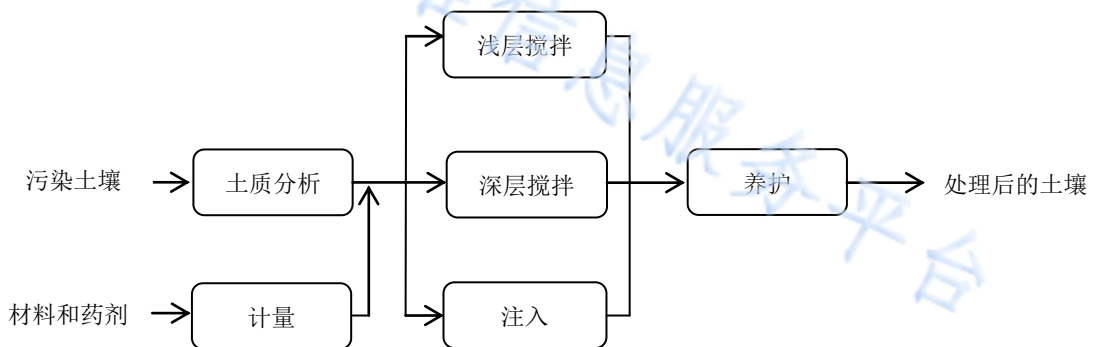


图 2 原位固化/稳定化技术工艺流程

10.3 风险评估制度控制

制度控制包括设置围挡、设置标识牌、配备管控人员、地块资料管理、信息监控与识别等方式，多种制度控制方式可同时使用。

地方标准信息服务平台

附录 A
(资料性)

不同土地利用方式的土壤污染生态受体、评价终点和测定终点

不同土地利用方式的土壤污染生态受体、评价终点和测定终点见表 A.1。

表 A.1 不同土地利用方式的土壤污染生态受体、评价终点和测定终点 (第 1 页/共 3 页)

土地利用方式	生态受体	评价终点	测定终点 (证据组/证据)	
		(证据链/证据组)	个体及以下水平	种群/群落水平
林草地	关键/目标物种	植物生长与多样性	DNA 损伤、氧化酶活性、同工酶、自由基含量、mRNA、蛋白质、细胞/组织完整性、发芽率、幼苗芽长和根长	种群数量、密度、多样性指数、生物量、盖度
		土壤动物生长与多样性	DNA 损伤、氧化酶活性、同工酶、自由基含量、mRNA、蛋白质、细胞/组织完整性、生长速率、器官衰竭	种群数量、密度、繁殖率、死亡率、多样性指数、生物量
	养分循环功能	土壤微生物功能、功能微生物多样性 (碳/氮/磷/硫/铁)		土壤基础呼吸、诱导呼吸、微生物量碳、水解酶、氧化酶、腐殖酶、矿化氮、硝化潜势、反硝化酶、脲酶、磷酸酶、芳香硫酸酯酶、丰度、多样性指数、分子生态网络结构
		土壤蚯蚓生长	DNA 损伤、氧化酶活性、同工酶、自由基含量、mRNA、蛋白质、细胞/组织完整性、生长速率、致死率、生物量、运动行为	
		土壤线虫生长与多样性	致死率、生物量生长速率、运动行为、细胞/组织完整性、氧化酶活性、同工酶、自由基含量、mRNA、蛋白质	种群数量、密度、繁殖率、死亡率、物种组成、多样性指数、功能类群指数、生物量

表 A.1 不同土地利用方式的土壤污染生态受体、评价终点和测定终点（第 2 页/共 3 页）

土地利用方式	生态受体	评价终点	测定终点（证据组/证据）	
		（证据链/证据组）	个体及以下水平	种群/群落水平
农用地 （耕地和园地）	代表物种	发芽、生长、光合作用、代谢作用	发芽率、根系伸长、产量、叶绿素含量、抗氧化系统	
	菌根	生物多样性、生态功能	根外菌丝密度、菌丝量、孢子量、孢子发芽势、丛枝数、泡囊数	多样性指数、菌根侵染率、活性（琥珀酸脱氢酶和碱性磷酸酶）、菌丝内 P 浓度、P 转运蛋白
	养分循环功能	土壤微生物功能、功能微生物多样性（碳/氮/磷/硫/铁）		土壤基础呼吸、诱导呼吸、微生物量碳、水解酶、氧化酶、腐殖酶、矿化氮、硝化潜势、反硝化酶、脲酶、磷酸酶、芳香硫酸酯酶、多样性指数、分子生态网络结构
		土壤蚯蚓生长	DNA 损伤、氧化酶活性、同工酶、自由基含量、mRNA、蛋白质、细胞/组织完整性、生长速率、致死率、生物量、运动行为	
		土壤线虫生长与多样性	致死率、生物量生长速率、运动行为、细胞/组织完整性、氧化酶活性、同工酶、自由基含量、mRNA、蛋白质	种群数量、密度、繁殖率、死亡率、物种组成、多样性指数、功能类群指数、生物量

表 A.1 不同土地利用方式的土壤污染生态受体、评价终点和测定终点（第 3 页/共 3 页）

土地利用方式	生态受体	评价终点	测定终点（证据组/证据）	
		（证据链/证据组）	个体及以下水平	种群/群落水平
建设用地 （商服用地/工 矿仓储用地/住 宅/交通/公共 管理与公共服 务用地/特殊用 地）	代表物种	植物生长与多样性	DNA 损伤、氧化酶活性、同工酶、自由基含量、 mRNA、蛋白质、细胞/组织完整性、发芽率、幼苗 芽长和根长	种群数量、密度、繁殖率、多样性指数、生物量、 盖度
	（路边植物/草 地物种/观赏植 物）			
	养分循环功能	土壤微生物功能、功能微生物 多样性（碳/氮/磷/硫/铁）		土壤基础呼吸、诱导呼吸、微生物量碳、水解酶、 氧化酶、腐殖酶、矿化氮、硝化潜势、反硝化酶、 脲酶、磷酸酶、芳香硫酸酯酶、多样性指数、分子 生态网络结构
		土壤蚯蚓生长	DNA 损伤、氧化酶活性、同工酶、自由基含量、 mRNA、蛋白质、细胞/组织完整性、生长速率、致 死率、生物量、运动行为	
土壤线虫生长与多样性		致死率、生物量生长速率、运动行为、细胞/组织 完整性、氧化酶活性、同工酶、自由基含量、mRNA、 蛋白质、抗性基因	种群数量、密度、繁殖率、死亡率、物种组成、多 样性指数、功能类群指数、生物量	