

ICS 13.020.01
CCS Z05

T/SSSC

中国土壤学会团体标准

T/SSSC 0 —2026

填埋场土壤-地下水中微塑料生态环境 健康风险评估技术指南

Technical guidelines for the ecological and environmental health risk
assessment of microplastics in soil and groundwater at landfills

(征求意见稿)

2026-XX-XX 发布

2026-XX-XX 实施

中国土壤学会 发布

目 次

前 言	II
1 范围	1
2 规范性引用文件	1
3 术语和定义	1
4 评估内容与流程	4
5 危害识别技术要求	6
6 危害表征技术要求	13
7 暴露评估技术要求	16
8 风险表征技术要求	22
9 评估报告编制	27

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。

本文件由华东理工大学提出。

本文件由中国土壤学会归口。

本文件起草单位：华东理工大学、上海环境卫生工程设计院有限公司、中国科学院南京土壤研究所、生态环境部南京环境科学研究所、中国地质大学（武汉）。

本文件主要起草人：彭程、隋倩、宋立杰、张卫、涂晨、韦婧、邱清文、周磊、刘惠、王宇航、顾雍、陈文岭、杨杰、龚凯林、谢雯雯、张鹏、陈小艺、乔治华、杨悦心、茜静然、李敏萱。

填埋场土壤-地下水中微塑料生态环境健康风险评估技术指南

1 范围

本文件提供了填埋场土壤-地下水中微塑料生态环境健康风险评估技术的规范性引用文件、术语和定义、技术框架、危害识别、危害表征、暴露评估以及风险表征的技术指南。

本文件适用于填埋场及其他潜在微塑料污染场地的土壤-地下水生态环境健康风险评估。

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。

HJ 1111—2020 生态环境健康风险评估技术指南 总纲

HJ 25.1—2019 建设用地土壤污染状况调查技术导则

HJ 25.3—2019 建设用地土壤污染风险评估技术导则

DB51/T 2988—2022 固体废物堆存场所土壤风险评估技术规范

T/CSTM 00886—2024 地下水中微塑料的测试 傅里叶变换显微红外光谱法

T/EERT 001—2019 农用地土壤污染风险评估技术指南

T/SSSC016—2025 土壤环境微塑料监测技术规范/标准——激光显微拉曼光谱/傅里叶变换红外光谱-光学显微镜法

WS/T 777—2021 化学物质环境健康风险评估技术指南

环办便函〔2022〕382号 危险废物处置场和垃圾填埋场地下水环境状况调查评估技术指南

3 术语和定义

下列术语和定义适用于本文件。

3.1

微塑料 Microplastics

最大一维粒径在 1 μm ~ 5 mm 之间的固态聚合物，其形态主要包括塑料碎片、颗粒、纤维及薄膜等。主要包括聚乙烯（Polyethylene, PE）、聚丙烯（Polypropylene, PP）、聚苯乙烯（Polystyrene, PS）、聚对苯二甲酸乙二醇酯（Polyethylene Terephthalate, PET）、聚氯乙烯（Polyvinyl Chloride, PVC）、聚酰胺（Polyamides, PA）、聚氨酯（Polyurethane, PU）、聚甲基丙烯酸甲酯（Polymethyl Methacrylate, PMMA）、丙烯腈-丁二烯-苯乙烯（Acrylonitrile-butadiene-styrene, ABS）、聚四氟乙烯（Polytetrafluoroethylene, PTFE）、聚碳酸酯（Polycarbonate, PC）、聚丙烯腈（Polyacrylonitrile, PAN）等常见聚合物。

3.2

填埋场 Landfill

由若干个处置单元和构筑物组成的垃圾填埋处置设施，可分为卫生填埋场、简易填埋场、历史非正规填埋场。

3.3

地下水 Groundwater

地面以下岩土空隙中的水。

3.4

危害识别 Hazard Identification

确定环境中化学物质引起人群、个体或靶器官发生有害效应的类型和属性的过程。

3.5

暴露途径 Exposure Pathway

指土壤和地下水中污染物迁移到达和暴露于人体的方式。

3.6

预测无效应浓度 Predicted No-Effect Concentration

在现有认知条件下，化学物质在受关注环境单元中预计对环境生物不会产生不良效应的最大浓度。

注：在生态环境风险评估中，该浓度通常基于毒性测试数据采用评价因子（AF）法，或通过物种敏感度分布（SSD）模型推导得出。当采用 SSD 模型推导时，通常以保护生态系统中 95%物种的危害浓度（HC5）作为设定该基准的依据。

3.7

物种敏感度分布 Species Sensitivity Distribution

描述不同物种由于生活史、生理构造、行为特征和地理分布等的不同，对某一污染物的敏感性差异遵循的概率分布规律。

3.8

估算日摄入量 Estimated Daily Intake

对长期摄入的估计，基于每人每日平均食物消费量中值计算，单位为 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。

3.9

参考剂量 Reference Dose

一种对人类群体（包括敏感亚群）每日平均暴露剂量的估计值。当人群终身暴露于该水平时，预期其一生中发生非致癌有害效应的风险极低（或无明显风险）。单位通常为 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。

3.10

致癌斜率系数 Cancer Slope Factor

表示单位剂量致癌物的致癌风险增量，即剂量-反应关系中，致癌概率与暴露剂量之间的线性斜率，用于估算终生暴露于单位剂量致癌物时的额外癌症概率，单位为 $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。

3.11

危害商 Hazard Quotient

污染物每日摄入剂量与参考剂量的比值，用于表征人体经单一途径暴露于非致癌污染物而受到

危害的水平。

3.12

致癌风险 Cancer Risk

在现有或预期暴露情景下诱发人群致癌性疾病或损伤的概率。

3.13

生态风险 Ecological Risk

具有不确定性的事件对生态系统及其组分可能产生的损害。

3.14

健康风险 Health Risk

在特定的暴露情况下，某环境污染物能引起人群健康危害，出现毒性效应，产生疾病甚至死亡的概率，或者是因暴露于环境污染物发生不良效应的预期频率。

4 评估内容与流程

4.1 评估内容

填埋场土壤-地下水中微塑料生态环境健康风险评估主要包括：

（1）生态风险评估

聚焦于微塑料颗粒本体（不涵盖其浸出释放的化学添加剂及环境吸附物）对土壤生态系统（如微生物、蚯蚓、植物等）及地下水生态系统（如底栖生物、微生物等）的直接影响，系统评估其作为物理及高分子颗粒实体对整个生态系统结构与功能的潜在威胁。

（2）健康风险评估

通过多途径暴露场景展开，涵盖经口摄入（直接摄入受污染土壤颗粒、间接摄入含有微塑料的植物和动物、或饮用受污染地下水）、吸入（吸入含微塑料的土尘）以及皮肤接触（直接接触污染土壤与地下水）三大主要暴露途径，全面评估其对人类健康的潜在风险。

4.2 评估流程

评估应按照以下程序进行（图 1）。

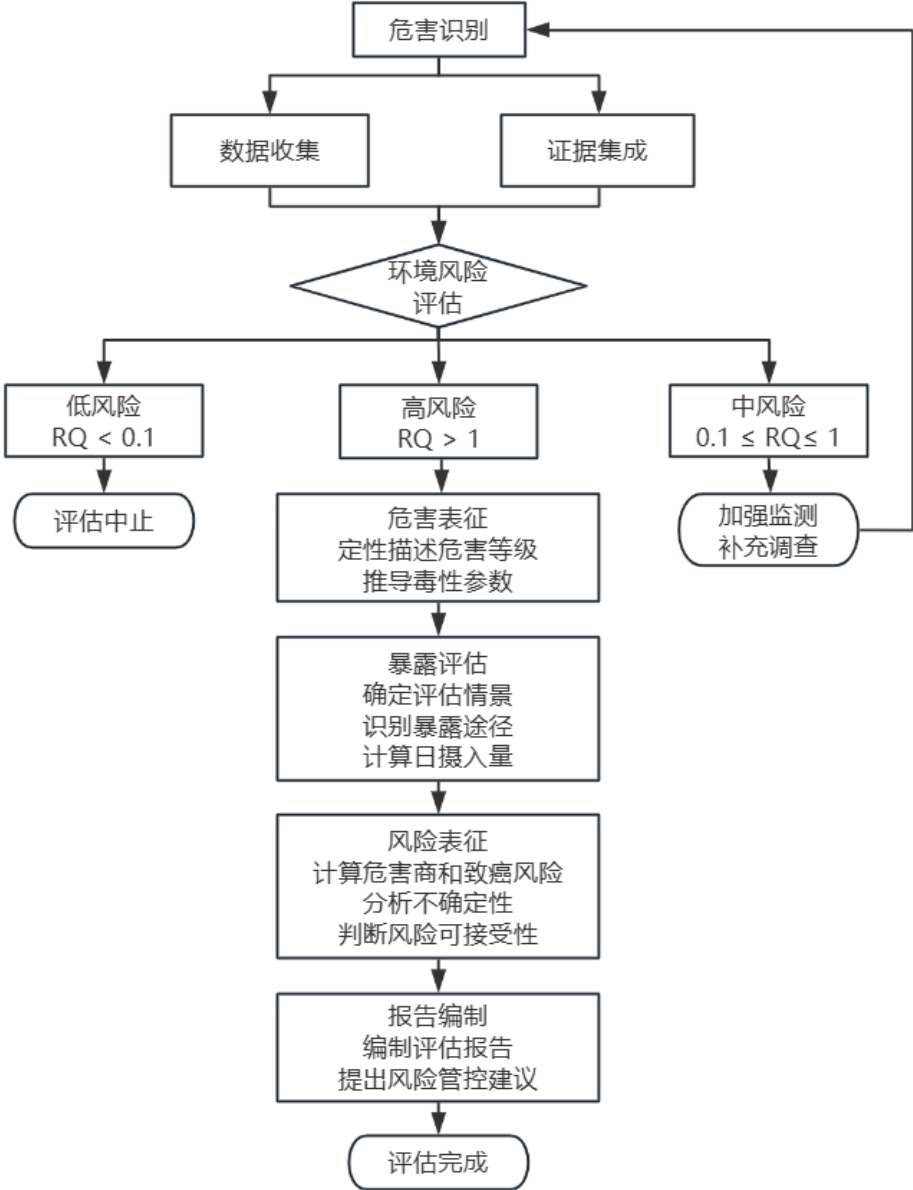


图1 微塑料生态环境健康风险评估技术框架

第一步：危害识别

收集填埋场基础资料、微塑料污染数据、毒理学研究资料，识别微塑料类型、粒径分布、浓度分布、毒性效应及作用机制。基于危害识别结果，对生态风险进行初步评估。若生态风险判定为低风险，则评估终止；若判定为高风险，则启动后续评估。

第二步：危害表征

定性描述微塑料危害等级，推导微塑料参考剂量（RfD）、致癌斜率系数（CSF）等毒性参数。

第三步：暴露评估

确定评估情景，识别暴露途径，估算暴露浓度，计算生态受体和人群的微塑料日摄入量。

第四步：风险表征

整合危害表征与暴露评估结果，计算危害商（HQ）和致癌风险（CR），分析不确定性，判定风险可接受性。

第五步：报告编制

编制评估报告，提出风险管控建议。

5 危害识别技术要求

危害识别一般按照以下步骤进行：数据收集、数据质量评价、证据综合、证据集成和生态环境风险初筛。

5.1 数据收集

5.1.1 填埋场基本信息

填埋场基本信息应全面涵盖地理位置、占地面积、填埋年限及封场时间等核心要素，同时需详细调查垃圾成分，特别是塑料占比与聚合物类型，可通过实地采样检测确定。防渗系统与渗滤液收集系统的配置情况直接影响污染物迁移能力，必须准确记录。水文地质条件是评估风险的关键基础，需掌握地下水位、土壤类型及渗透系数等参数。此外，还应明确填埋场土地及周围土地利用现状及未来规划，以识别潜在暴露情景。

5.1.2 微塑料污染数据

土壤及周边环境介质的取样布点须严格耦合污染源、迁移途径与受体的空间关系，并依据场地类型（卫生填埋场与一般堆场）实施差异化设计（见附录表 A.3）。填埋场底部及深层采样严禁破坏防渗衬垫，必须采用定向斜孔钻探等非破坏性手段；周边采样位置则需精准贴合主导风向（大气沉

降)与地下水流向(水力迁移)等真实扩散路径。取样时,土壤应分层采集 0~0.5 m、0.5~2 m 及 2~5 m 三个深度。各类介质均需测定微塑料的聚合物类型、形状分布、粒径分布(划分为<0.1 mm、0.1~1 mm、1~5 mm 三个区间)及环境丰度(土壤:个/kg 或 mg/kg;地下水:个/L;空气:个/m³)。所有采样与检测工作须严格参照 HJ 25.1、T/SSSC016、T/CSTM 00886 及 DB42/T 2511 等标准执行。

5.1.3 微塑料毒理学数据

需收集微塑料对土壤微生物、土壤动物、植物及地下水底栖生物的生态毒性数据以及对人体健康的毒性数据,涵盖急性和慢性毒性效应。健康毒性方面应包括生长发育与摄食等行为学毒性,以及炎症反应、氧化应激、细胞毒性与遗传毒性等分子/细胞水平的毒性效应。数据主要来源于国际权威数据库(如美国 EPA CompTox 化学品仪表盘等)、公开发表的同行评议文献以及科研项目成果。

5.2 数据质量评价

5.2.1 微塑料检测数据

样品代表性方面,依据 HJ 25.1 标准,土壤采样须采用系统布点法,密度不少于每公顷 20 个采样点。但在实际操作中,应基于场地的概念模型,综合考量场地总面积、填埋/污染历史年限、地形地貌复杂程度及污染源的空间异质性进行动态调整。对于一般背景区域或大面积普查区域,可适当放宽采样密度。地下水监测井的布设须满足判别地下水流向的基本要求,同一水文地质单元内采样点不少于 3 个。检测方法应采用密度分离结合光谱鉴定技术(傅里叶变换显微红外光谱法、激光显微拉曼光谱法)或热分析方法(热裂解气相色谱-质谱联用 Py-GC/MS)。质量控制要求加标回收率控制在 70%-120%之间,空白样品中微塑料含量须低于检出限。

5.2.2 微塑料毒理学数据

毒理学数据质量分为三级,高可靠性数据指符合我国《化学品测试导则》、《化学品测试方法》等现行标准,或经济合作与发展组织(OECD)、国际标准化组织(ISO)标准(当国内外标准存在不一致时,应以我国现行测试体系为准),并在具备良好实验室规范(GLP)实验室完成的研究;中可靠性数据指经同行评议发表的文献,且试验设计合理;低可靠性数据包括会议摘要和非核心期刊

发表的数据。数据剔除标准包括重复数据、试验设计存在缺陷或未设置对照组的研究。

5.3 证据综合

5.3.1 微塑料来源与迁移

微塑料主要来源于填埋场内塑料垃圾的风化降解过程。迁移途径复杂多样，包括渗滤液向下渗滤、地表径流冲刷、大气飘移沉降以及地下水对流-弥散作用等过程，这些过程共同决定了微塑料的环境归趋。

5.3.2 毒性效应识别

微塑料的生态效应体现在改变土壤理化性质（如容重、孔隙度和持水性）、扰动微生物群落结构、抑制植物和动物正常生长以及在生物体内累积。健康效应则包括物理损伤（如颗粒摩擦、穿透）和化学毒性（如添加剂释放）。

5.3.3 作用模式或机制

微塑料的毒性作用机制主要包括机械刺激、氧化应激、内分泌干扰、DNA 损伤和免疫毒性。这些机制可能单独或协同作用，导致多层次的有害效应。

5.4 证据集成

基于证据综合阶段梳理的信息，针对微塑料引发的每一种毒性效应（如土壤微生物群落抑制、蚯蚓繁殖障碍、植物生长抑制、地下水底栖生物富集等），采用证据权重方法执行因果研判流程。具体操作步骤为：首先分别独立评估动物与生态证据链的证明力，随后交叉集成作用机制证据，进而对微塑料暴露与特定毒性效应间的因果关联做出总体判断。对于判定为“令人信服的证据”或“很可能的证据”的效应，进入环境风险初筛阶段；对于“证据不足”的效应，则明确数据缺口，决定是否需要补充生态调查、毒理学试验或模型预测数据。

5.4.1 判定依据

针对每条证据链（动物或生态），按照附录 A 中表 A.1 综合判断其证明力强弱。

5.4.2 判定标准

对每一种毒性效应，按附录 A 中表 A.2 集成三线证据（动物、生态、机制）后做出总体判断。

5.5 生态环境风险评估

在证据集成基础上，针对生态系统进行风险初步筛查，采用生态风险商法按公式（1）进行定性或半定量评估：

$$RQ = \frac{MEC}{PNEC} \quad (1)$$

式中：

RQ 为生态风险商值；

MEC 为实测环境浓度（土壤：个/kg；地下水：个/L）；

PNEC 为预测无效应浓度，按 5.5.1 节方法推导。

5.5.1 预测无效应浓度推导

预测无效应浓度按公式 2 计算：

$$PNEC = \frac{HC_5}{AF} \quad (2)$$

式中：

PNEC 为预测无效应浓度，推导需按 5.5.2 节方法推导构建物种敏感度分布（SSD）曲线；

HC₅ 为受影响物种的累积概率达到 5% 时的污染物质浓度，取 SSD 曲线 5% 累积概率对应的浓度值；

AF 为评估因子，根据数据完整性确定：毒性数据包含至少 8 个物种、涵盖 3 个营养级、包含慢性终点且有野外验证数据时，AF 取 5；数据满足前 3 项但缺乏野外验证时，AF 取 10；物种数不足 8 个或仅含急性数据时，AF 取 50 至 100。

5.5.2 物种敏感度分布绘制

基于微塑料在环境中主要通过破碎产生较小颗粒的过程，假定其尺寸分布遵循幂律规律。首先通过实地采样检测，获取场地微塑料尽可能多粒径区间（≥ 5）的微塑料尺寸数据，确保拟合结果具有统计意义；随后以颗粒最大线性尺寸为自变量、相对丰度为因变量，在对数坐标下进行线性回

归，获得幂律分布的指数参数 k 。由于幂律常数 b 受丰度单位影响，其通过最小粒径 $x_{\min}$ 与 k 的关系式进行统一表述，以确保模型适用性。

幂律分布模型：

$$y = bx^{-k} \quad (3)$$

式中：

x 为微塑料最长维度的粒径（ μm ）；

y 为微塑料丰度占比（%）；

b 为幂律常数， $b = (k-1) x_{\min} k^{-1}$ ， $x_{\min}$ 为方程适用的最小粒径

k 为幂律分布的指数参数。

通过长度：宽度：高度（L:W:H）比例对微塑料形状进行统一、可量化的描述，以替代传统的碎片、纤维、薄膜等主观类别。首先将最大尺寸（L）标准化为 1，并按照不同形状类别的几何特征设定宽度与高度的上下限。随后假设各类形状参数服从以上下限为范围、以中值为众数的三角形分布，用于模拟环境中形状的自然变异。在生成大量随机 L、W、H 三元组后，计算无量纲 Corey 形状因子，从而保留影响微塑料迁移、沉降等环境行为的三维特征。结合各形状类别的环境平均相对丰度，得到整体形状概率分布，并进一步以双峰正态混合模型拟合其分布特征，为微塑料形状参数化提供统一、可重复的定量方法。

双峰分布模型：

$$y = f_1 \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_1^2}} e^{-(x-\mu_1)^2/2\sigma_1^2} + f_2 \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_2^2}} e^{-(x-\mu_2)^2/2\sigma_2^2} \quad (4)$$

式中：

f_1 、 f_2 分别为两个正态分布的相对贡献；

μ_1 、 μ_2 分别为两个正态分布的平均值；

σ_1 、 σ_2 分别为两个正态分布的标准差；

x 为微塑料的 Corey 形状因子（Shape Factor, SF）， $SF = \frac{H}{\sqrt{L \cdot W}}$ ，其中 L、W、H 分别为微塑料

颗粒的长、宽、高；

y 为对应 SF 值的概率密度值。

以采样数据微塑料聚合物的相对丰度及其文献报道的本征密度范围为基础，结合风化过程对密度的影响，对不同聚合物的密度区间进行规范化调整。对聚合物的上限密度进行 81% 的提高，对于本征密度高于水但仍能悬浮的聚合物，考虑其风化后的潜在密度降低，将下限统一假定为 1 g/cm³。随后，以各聚合物的密度上下限为三角分布边界、以其相对丰度为权重，利用随机数生成大量模拟数据构建连续密度分布，最终结果呈现正态 - 逆高斯（NIG）特征，通过相应分布模型进行拟合。

正态-逆高斯分布（NIG）分布模型：

$$y = \frac{\alpha \delta K_1 \left[\alpha \sqrt{\delta^2 + (x - \mu)^2} \right]}{\pi \sqrt{\delta^2 + (x - \mu)^2}} e^{\delta \sqrt{\alpha^2 - \beta^2} + \beta(x - \mu)} \quad (5)$$

式中：

μ 、 δ 、 α 和 β 分别为分布的位置、尺度、尾部重量和不对称性；

K_1 为第三类改进的贝塞尔函数，阶数为 1；

x 为微塑料的密度值；

y 为对应密度值的概率密度值。

将各模型拟合获得的参数分别代入微塑料尺寸、形状及密度的概率密度函数，利用蒙特卡洛模拟生成规模为 N 的虚拟微塑料颗粒样本集。模拟过程中，各颗粒的三维特征参数按照相应概率分布进行随机抽样，以确保样本集能够代表目标环境介质中微塑料的统计特征。在模拟样本中，按照公式（6）计算目标物种可摄入尺寸范围的微塑料颗粒的总体积。

$$V_T = \sum_{i=1}^n V_i = \sum_{i=1}^n \frac{\pi}{6} L_i^3 \times SF_i^2 \quad (6)$$

式中：

V_T 为目标物种可摄入尺寸范围的微塑料颗粒的总体积；

V_i 为单个模拟微塑料颗粒的体积；

n 为目标物种可摄入尺寸范围的颗粒数量；

L_i 为单个微塑料最长维度的粒径；

SF_i 为单个微塑料的形状因子。

当 N 取值较大时，模拟结果能够获得更高的统计稳定性和精度，建议模拟规模不低于 $N=100000$ 。

模拟结果用于后续暴露评估及生态风险表征。

运用公式（7）进行环境实际微塑料效应阈值计算。

$$EC_{X,env} = \frac{m}{\rho \cdot V_{poly} \cdot f_{available} \cdot EF} \cdot 10^{12} \quad (7)$$

式中：

$EC_{X,env}$ 为文献实验所得毒性数据所对应实际环境阈值浓度，将用于后续 SSD 曲线的绘制；

m 为实验所用微塑料质量浓度；

ρ 为实验所用微塑料密度；

V_{poly} 为自然环境中实验受试物种能摄入尺寸范围内微塑料的平均体积，根据 $V_{poly} = \frac{V_T}{n}$ 计算；

$f_{available}$ 为实验受试物种能摄入尺寸范围内微塑料数量与微塑料整体数量的比值，根据 $f_{available} = \frac{n}{N}$ 计算， N 为模拟微塑料颗粒总数量；

EF 为外推因子，根据暴露试验持续天数确定。

采用常用的概率分布模型（如对数正态分布、对数逻辑分布）对优化后的毒性数据进行 SSD 曲线拟合，通过最大似然估计或最小二乘法确定分布参数，并利用 Kolmogorov–Smirnov 检验或 Anderson–Darling 检验评估拟合效果。基于拟合后的 SSD 曲线计算 HC_5 ，用于表征污染物对生态系统中最敏感物种群体的潜在风险。

5.5.3 生态风险判定标准

为了表征微塑料对关键生态受体的潜在危害，通过分级评估有效筛除低风险、聚焦高风险，进行生态风险判定。RQ 的分级判定及后续决策流程参考《化学物质环境风险评估技术方法》（HJ 1069-2019）设定，具体如下：

当 $RQ < 0.1$ 时，生态风险较低，但存在人体暴露途径或高风险污染物，仍应开展至少筛选级的健康风险评估；

当 $0.1 \leq RQ \leq 1$ 时，生态风险中等，需加强监测；

当 $RQ > 1$ 时，生态风险较高，进入健康风险评估阶段。

6 危害表征技术要求

6.1 定性危害表征

微塑料定性危害等级划分为五级，判定标准如下。极高危害等级适用于危害识别结论为“令人信服的证据”，且关键生态毒性指标效应强度超过 50% 的情形。高危害等级适用于危害识别结论为“很可能的证据”，且具备明确剂量-反应关系、至少三个独立研究团队重现相同毒性效应方向的情形。中危害等级适用于危害识别结论为“可能的证据”，并至少有五项中等可靠性以上的毒理学数据支持同一效应终点。低危害等级适用于危害识别结论为“证据不足”，但基于聚合物类型和粒径分布理论分析存在潜在风险。无危害等级适用于高质量毒理学研究证明在环境相关浓度下无不良效应的情形。

6.2 定量危害表征

6.2.1 数据需求与评价

危害表征数据应满足国家相关标准规定的质量要求。

对于满足质量要求的毒理学数据进一步评估其可靠性。高可靠性数据指符合我国《化学品测试导则》、《化学品测试方法》等现行标准，或经济合作与发展组织（OECD）、国际标准化组织（ISO）标准（当国内外标准存在不一致时，应以我国现行测试体系为准），在具备 GLP 认证的试验机构中完成，研究设计科学、样本量充足、质量控制数据完整且可追溯。中可靠性数据指已经通过同行评议程序公开发表的文献数据，试验设计合理并具备基本的质量保证与控制（QA/QC）措施，但可能缺乏 GLP 认证或部分实验细节描述不够详尽。低可靠性数据主要包括学术会议摘要、非核心期刊发

表的研究或学位论文，其试验方法描述模糊、样本量偏小或缺少关键质控信息。下列情况应直接判定为不可接受数据并予以剔除：研究设计中未设置有效的对照组、实验重复次数不符合统计学要求以及无法提供原始数据供核查验证的研究。使用表面理化特性未受自然环境降解改变的原始商业微塑料颗粒进行试验的研究，其可靠性等级自动降低一级；反之，若研究同时测定微塑料及其吸附污染物的联合毒性效应，并采用科学可靠的混合物毒性评价方法，其可靠性等级可提升一级。

6.2.2 剂量-反应（效应）建模

剂量归一化是建模的首要步骤，微塑料作为颗粒污染物，其生物学效应不仅取决于质量浓度，更与粒径、形状及比表面积密切相关。因此，按公式（8）将原始暴露浓度统一转换为质量剂量（质量浓度）。

$$C_i = \frac{n \times m}{BW} \quad (8)$$

式中：

C_i 为质量浓度（mg/kg bw）；

n 为暴露颗粒总数（个）；

m 为单颗粒平均质量（mg），单颗粒质量依据危害识别阶段测定的粒径分布数据，按球形模型体积公式与聚合物密度乘积估算，非球形颗粒须通过扫描电镜图像分析获取形状因子进行修正；

BW 为生物体重（kg）。

模型选择须基于效应类型与数据特征进行科学判定。对于非致癌效应，优先采用基准剂量法，基准反应水平（BMR）统一设定为 10%，用 Hill、Logistic、Gamma 模型拟合，依据赤池信息准则（AIC）和贝叶斯信息准则（BIC）最小化原则选择最优模型；若最优模型与次优模型 AIC 差值小于 2，则须选择生物学合理性更强的模型。致癌效应建模须满足特定前提，即微塑料本身含有已知致癌性单体或添加剂，此时采用线性多阶段模型进行低剂量外推；若不含明确致癌组分，则不建立致癌剂量-反应函数，仅评估非致癌风险。

6.2.3 剂量-反应（效应）低剂量外推

参考剂量（RfD）按公式（9）计算：

推导采用基准剂量下限值（BMDL₁₀）作为起算点，不确定系数乘积须包含六个组分：

$$RfD = \frac{BMDL_{10}}{UF_1 \times UF_2 \times UF_3 \times UF_4 \times UF_5 \times MF} \quad (9)$$

式中：

BMDL₁₀ 是基准剂量下限值；

UF₁ 为种间差异，固定取 10；

UF₂ 为种内差异，取 10，保护敏感人群；

UF₃ 为亚急性向慢性外推，在有充分慢性数据时取 3，否则取 10；

UF₄ 为 LOAEL 向 NOAEL 转换，能确定 NOAEL 时取 3，只能获得 LOAEL 时取 10；

UF₅ 为数据库不完整，统一取 10；

MF 为修饰因子，依据危害识别证据等级确定，“令人信服的证据”取 1，“很可能的证据”取 3，“可能的证据”不宜用于 RfD 推导。根据相关研究结果显示，不同聚合物类型的 RfD 取值不同，大致范围在： $4 \times 10^{-4} \sim 2.5 \times 10^{-3}$ mg/kg bw/day

CSF 推导仅限特定情形。当微塑料检出明确致癌性微塑料且浓度超过高可靠性或中可靠性毒理学文献明确报道的致癌效应表现阈值时，采用剂量加成模型按公式（10）计算：

$$CSF = \sum \frac{(CSF_i \times C_i)}{C_{MPS}} \quad (10)$$

式中：

CSF 为总致癌斜率系数（(mg/(kg·d))⁻¹）；

CSF_i 为聚合物 i 的致癌斜率系数（(mg/(kg·d))⁻¹）；

C_i 为聚合物 i 的质量浓度（mg/kg）；

C_{MPS} 为微塑料总质量浓度（mg/kg）。

当前微塑料 CSF 数据极度有限，仅少数聚合物有可参考的 CSF 值，大致范围在：0.24 ~ 4.5

(mg/kg/day)⁻¹。因此，所有致癌风险评估须在报告中明确声明所用 CSF 数据的局限性、假设前提及不确定性。

7 暴露评估技术要求

7.1 确定暴露情景

7.1.1 暴露情景构建目的

根据评估目的，通过情景分析和现场调查，结合填埋场的特征，识别并构建人群暴露于土壤和地下水中微塑料的暴露情景。暴露情景应涵盖目标环境因素（微塑料）的来源、暴露路径、暴露途径、暴露人群、暴露事件、暴露时间与频率等关键要素，明确评估假设与条件，确保情景的合理性、完整性与代表性。

7.1.2 暴露路径及途径分析

微塑料主要来源于填埋场中塑料垃圾的物理破碎、风化、降解等过程。微塑料可通过渗滤液进入土壤和地下水系统，亦可通过扬尘、地表径流等方式扩散至周边环境。微塑料通过渗滤作用迁移至地下水，进而通过饮用水井等途径进入人体。儿童玩耍、农业劳作等活动中通过皮肤接触或手口途径摄入土壤中的微塑料。干燥气候条件下，填埋场周边扬尘中含有微塑料，通过呼吸进入人体。存在于土壤或灌溉地下水中的微塑料可被农作物吸收富集，并最终通过食物链传递进入人体。

7.1.3 暴露人群

暴露人群应覆盖填埋场周边不同暴露水平的居民群体，重点包括：

- a) 高暴露人群：如填埋场工作人员、周边从事农业活动人员、儿童等；
- b) 敏感人群：如孕妇、婴幼儿、老年人及患有基础疾病人群；
- c) 一般人群：长期居住于填埋场周边 1~3 km 范围内的居民。

7.1.4 暴露事件

暴露事件：如饮用水取水、农作物种植与消费、儿童户外活动等。

暴露时间：应考虑短期（急性）与长期（慢性）暴露情景，长期暴露情景为重点评估对象。

暴露频率：依据人群行为模式设定，如每日饮水量、每日土壤摄入量、每周户外活动次数等。

接触率：涉及摄入或接触的具体行为参数（如每日饮水量、每日土壤/尘埃摄入量、皮肤接触面积等），应优先采用《中国人群暴露参数手册》中对应年龄段及地域的推荐值，或基于场地周边的实际流行病学调查数据进行设定。

7.1.5 暴露情景假设与合理性说明

暴露情景应基于以下假设构建，并说明其合理性：

- a) 微塑料在土壤和地下水中具有一定的稳定性和迁移性；
- b) 微塑料在土壤和地下水具有难降解性与易迁移性；
- c) 土壤为农业种植和儿童活动的主要介质；
- d) 填埋场未采取有效防渗、防扬尘措施，存在持续释放风险；
- e) 暴露参数参考国家或国际权威机构发布的人群暴露参数手册。

7.1.6 最不利情景设定

为保守评估健康风险，应设定最不利暴露情景，包括：

- a) 微塑料浓度采用土壤和地下水中检测到的高值或 95%分位值；
- b) 暴露参数采用高暴露人群（如儿童、农民）的高值；
- c) 暴露时间设定为终身暴露（如 70 年）；
- d) 暴露频率设定为每日暴露。

7.1.7 情景验证与数据支持

在条件允许的情况下，应通过以下方式对暴露情景进行验证：

- a) 采集填埋场周边土壤、地下水、空气、室内积尘、食物、饮用水等介质中的微塑料浓度数据；
- b) 结合人群时间-活动模式调查（如饮水量、户外活动时长、土壤接触频率等）；
- c) 对比文献数据或同类场地调查结果，评估情景设定的代表性与保守性。

7.1.8 情景不确定性说明

应对暴露情景中存在的假设不确定性进行说明，包括：

- a) 微塑料检测方法的标准化程度不足；
- b) 暴露参数的代表性与适用性；
- c) 微塑料在环境中迁移转化机制的复杂性；
- d) 人群行为模式的地域差异。

7.2 建立暴露模型

基于暴露情景，建立暴露评估的概念或数学模型，确定不同路径和途径的暴露评估方法，以及暴露浓度和暴露参数的来源及测量方法等。

7.3 定性暴露评估

综合考虑目标环境因素的化学结构、理化特性、生产量、存储量、使用量、释放量、危害控制措施和周边人群分布等信息，建立暴露评价指标体系，确定指标权重，构建暴露评价指数，对人群暴露水平进行分级，定性或半定量评价人群暴露于目标环境因素的外暴露水平。

7.4 定量暴露评估

7.4.1 经口摄入途径的暴露量评估

- a) 评估人体经口摄入土壤中微塑料暴露量使用公式（11）进行计算。

$$ADD_{soil,i} = \frac{C_{soil,i} \times CF \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (11)$$

式中：

ADD_{soil} 为第 i 种微塑料土壤经口日均暴露量（ $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ ）；

C_{soil} 为第 i 种微塑料在土壤中的浓度（ mg/kg ）；

CF 为转换因子（ $1 \times 10^{-6} \text{ kg}/\text{mg}$ ）；

IR 为摄入率（ mg/d ）；

EF 为暴露频率（ d/a ）；

ED 为暴露周期 (a)，对于非致癌效应为 ED 对应的天数，对于致癌效应固定为 25550，即 70 年对应的天数；

BW 为体重 (kg)；

AT 为平均时间 (d)。

b) 评估人体经口摄入饮用水中微塑料暴露量使用公式 (12) 进行计算。

$$ADD_{gw,i} = \frac{C_{gw,i} \times IR_w \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (12)$$

式中：

$ADD_{gw,i}$ 为第 i 种微塑料饮用水经口日均暴露量 (颗粒/(kg·d)或 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$)；

$C_{gw,i}$ 为第 i 种微塑料在地下水中的浓度 (颗粒/L 或 $\mu\text{g}/\text{L}$)；

IR_w 为每日饮水量 (L/d)；

EF 为暴露频率 (d/a)；

ED 为暴露周期 (a)；

BW 为体重 (kg)；

AT 为平均暴露时间 (d)。

c) 评估人体经口摄入食物链中微塑料暴露量使用以下公式进行计算。

为准确估算各类目标食物中的微纳塑料稳态浓度，可采用基于连续营养级 (Trophic Level, TL) 的传递模型进行推算：

$$\log_{10} C_{MP,i} = a + b \times TL \quad (13)$$

$$TMF = 10^b \quad (14)$$

式中：

C_{MP} 为生物体内第 i 种微塑料的稳态浓度 ($\mu\text{g}/\text{g}$)；

TL 为生物所处的连续营养级；

a 为回归截距；

b 为回归斜率；

TMF 为营养级放大倍数。

$$C_{food,i,j} = C_{base,i,j} \times TMF^{(TL_j - TL_{base,j})} \quad (15)$$

$$ADD_{food,i} = \sum_{j=1}^n \frac{C_{food,i,j} \times IR_{food,j} \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (16)$$

式中：

$ADD_{food,i}$ 为第 i 种微塑料食物链经口日均暴露量 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$

$C_{food,i,j}$ 为第 j 类食用的目标生物体内的第 i 种微纳塑料的浓度 ($\mu\text{g}/\text{g}$)；

$C_{base,i,j}$ 为第 j 类暴露环境第 i 种微塑料的基准浓度 ($\mu\text{g}/\text{g}$)；

TL_j 为目标生物 j 所处的营养级；

$TL_{base,j}$ 为第 j 类基准浓度所对应的营养级。

$IR_{food,j}$ 为 j 类食物每日摄入量 (g/d)；

EF 为暴露频率 (d/a)；

ED 为暴露周期 (a)；

BW 为体重 (kg)；

AT 为平均暴露时间 (d)。

综合上述三种情况，人体经口摄入途径的总体暴露量使用 (17) 进行计算。

$$ADD_{total,i} = ADD_{soil,i} + ADD_{gw,i} + ADD_{food,i} \quad (17)$$

7.4.2 吸入途径的暴露量评估

评估普通成年人土尘中微塑料吸入途径的暴露量使用公式 (18) 进行计算，当评估儿童等特殊人群时宜使用呼吸速率和体重进行调整。

$$ADD_i = \frac{C_i \times EF \times ED \times ET}{BW \times AT} \quad (18)$$

式中：

ADD 为第 i 种微塑料日均暴露量 ($\text{mg}/\text{m}^3\cdot\text{d}$)；

C 为空气中第 i 种微塑料浓度 (mg/m^3) ;

EF 为暴露频率 (d/a) ;

ED 为暴露周期 (a) ;

ET 为暴露时间 (h/d) ;

BW 为体重 (kg) ;

AT 为平均时间 (h) , 对于非致癌效应为 ED 对应的小时数, 对于致癌效应固定为 613200, 即 70 年对应的小时数。

7.4.3 皮肤接触途径的暴露量评估

评估人体皮肤中微塑料吸入途径的暴露量使用公式 (19) 进行计算

$$ADD_i = \frac{C_i \times CF \times AF \times SA \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (19)$$

式中:

ADD_i 为日均暴露量 ($\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$) ;

C_i 为土壤中微塑料浓度 (mg/kg) ;

CF 为转换因子, 为 $1 \times 10^{-6} \text{ kg}/\text{mg}$;

AF 为皮肤粘附因子 (mg/cm^2) ;

SA 为皮肤接触面积 (cm^2/event) ;

ABS 为皮肤吸收系数, 粒径 $\geq 2\mu\text{m}$, ABS 取 0, $1\mu\text{m} \leq \text{粒径} \leq 2\mu\text{m}$, ABS 取 0.05, 粒径 $\leq 1\mu\text{m}$, ABS 取 0.1;

EF 为暴露频率 (event/a) ;

ED 为暴露周期 (a) ;

BW 为体重 (kg) ;

AT 为平均时间 (d) , 对于非致癌效应为 ED 对应的天数, 对于致癌效应固定为 25550, 即 70 年对应的天数。

8 风险表征技术要求

8.1 定性风险描述

综合 7.4 评估结果，采用风险矩阵、综合指数评价等方法，用高、中、低等描述性词语表示人群暴露于目标环境因素的风险大小。

8.2 定量风险估计

8.2.1 非致癌风险

非致癌风险使用 HQ 进行表征，宜根据评估目的对微塑料慢性、亚慢性、急性风险分别进行评估。

a) 经口摄入途径的 HQ，使用公式 (20) 计算：

$$HQ = \sum_{i=1}^n \frac{ADD_{total,i}}{RfD_i} \quad (20)$$

式中：

HQ 为危害商；

$ADD_{total,i}$ 为第 i 种微塑料的日均暴露量 (mg/(kg·d))；

RfD_i 为第 i 种微塑料的参考剂量 (mg/(kg·d))。

b) 吸入途径的 HQ，使用公式 (21) 计算：

$$HQ = \sum_{i=1}^n \frac{ADD_i}{RfC_i} \quad (21)$$

式中：

HQ 为危害商；

ADD_i 为第 i 种微塑料的日均暴露量 (mg/m³)；

RfC_i 为第 i 种微塑料的参考浓度 (mg/m³)。

c) 皮肤接触途径的 HQ，使用公式 (22) 计算：

$$HQ = \sum_{i=1}^n \frac{ADD_i}{RfD_i} \quad (22)$$

式中：

HQ 为危害商；

ADD 为第 i 种微塑料的日均暴露量（mg/(kg·d)）；

RfD 为第 i 种微塑料的参考剂量（mg/(kg·d)）。

8.2.2 致癌风险

a) 经口摄入途径的 CR，使用公式（23）计算：

$$CR = \sum_{i=1}^n (ADD_{total,i} \times CSF_i) \quad (23)$$

式中：

CR 为致癌风险；

ADD 为第 i 种微塑料的日均暴露量（mg/(kg·d)）；

CSF 为第 i 种微塑料的斜率因子（kg·d/mg）。

使用公式（16）计算所得 CR 大于 0.01 时，则重新使用公式（24）计算：

$$CR = \sum_{i=1}^n [1 - e^{-(ADD_{total,i} \times CSF_i)}] \quad (24)$$

式中：

CR 为致癌风险；

e 为自然底数；

ADD 为第 i 种微塑料的日均暴露量(mg/(kg·d))；

CSF 为第 i 种微塑料的斜率因子（kg·d/mg）

b) 吸入途径的 CR，使用公式（25）计算：

$$CR = \sum_{i=1}^n (ADD_i \times IUR_i \times CF) \quad (25)$$

式中：

CR 为致癌风险；

ADD_i为第 i 种微塑料的日均暴露量（mg/m³）；

IUR_i为第 i 种微塑料的吸入单位风险（m³/μg）；

CF 为转换因子，取值为 1000 μg/mg。

使用公式（18）计算所得 CR 大于 0.01 时，宜重新使用公式（26）计算：

$$CR = \sum_{i=1}^n [1 - e^{-(ADD_i \times IUR_i \times CF)}] \quad (26)$$

式中：

CR 为致癌风险；

e 为自然底数；

ADD_i为第 i 种微塑料的日均暴露量（mg/m³）；

IUR_i为第 i 种微塑料的吸入单位风险（m³/μg）；

CF 为转换因子，取值为 1000 μg/mg。

c) 皮肤接触途径的 CR，使用公式（27）计算：

$$CR = \sum_{i=1}^n (ADD_i \times CSF_i) \quad (27)$$

式中：

CR 为致癌风险；

ADD 为第 i 种微塑料的日均暴露量（mg/(kg·d)）；

CSF 为第 i 种微塑料的斜率因子（kg·d/mg）。

使用公式（21）计算所得 CR 大于 0.01 时，则重新使用公式（28）计算：

$$CR = \sum_{i=1}^n [1 - e^{-(ADD_i \times CSF_i)}] \quad (28)$$

式中：

CR 为致癌风险；

e 为自然底数；

ADD 为第 i 种微塑料的日均暴露量（mg/(kg·d)）；

CSF 为第 i 种微塑料的斜率因子（kg·d/mg）。

8.3 风险加和

8.3.1 风险加和原则

某一微塑料通过多种途径暴露时，宜进行风险整合。当多种暴露途径作用于同一目标人群，且产生具有累加或协同效应的健康风险（如毒理机制作用于相同的靶器官或生理系统）时，各途径的风险应采用直接加和的方法进行整合。反之，对于作用于不同目标人群，或有明确证据表明其毒性效应相互独立（如靶器官完全不同）的暴露途径，则无需加和，应分别独立开展风险表征。

8.3.2 非致癌风险加和

非致癌风险加和时，宜分别计算慢性、亚慢性和急性风险。对于同一微塑料的不同暴露途径，宜分别计算各暴露途径的 HQ 后求和，得到危害指数（HI），使用公式（29）计算：

$$HI = \sum_{k=1}^n W_k HQ_k \quad (29)$$

式中：

HI 为危害指数；

W_i 为暴露途径 k 的权重系数，具体取值根据暴露量占比、毒性贡献或专家打分法确定；

HQ_i 为暴露途径 k 的危害商。

8.3.3 致癌风险加和

宜分别计算各暴露途径的 CR 后求和，得到累积致癌风险（CCR），使用公式（30）计算：

$$CCR = \sum_{k=1}^n W_k CR_k \quad (30)$$

式中：

CCR 为累积致癌风险；

W_i 为暴露途径 k 的权重系数，具体取值根据暴露量占比、毒性贡献或专家打分法确定；

CR_i 为暴露途径 k 的致癌风险。

8.4 风险判定

8.4.1 风险判定原则

宜对微塑料的非致癌风险和致癌风险分别进行判定。

8.4.2 非致癌风险

$HQ \leq 1$ 或 $HI \leq 1$ ，表示暴露量未超过不良反应阈值，非致癌风险较低； $HQ > 1$ 或 $HI > 1$ ，表示暴露量超过阈值，非致癌风险较高，宜引起关注。

8.4.3 致癌风险

CR 或 CCR 宜采用科学计数法表示。如 CR 或 CCR 为 1.0×10^{-6} ，表示每 100 万人中有 1 人可能罹患癌症。CR 或 CCR $< 1.0 \times 10^{-6}$ ，致癌风险较低；CR 或 CCR 为 $1.0 \times 10^{-6} \sim 1.0 \times 10^{-4}$ ，具有一定致癌风险，宜引起关注；CR 或 CCR $> 1.0 \times 10^{-4}$ ，致癌风险较高，宜重点关注。

8.5 不确定性分析

8.5.1 不确定性来源

分析风险评估过程及每个步骤的不确定性，是风险表征的重要内容。宜参考但不限于从以下几方面进行分析：

- a) 毒性信息不确定性：使用不同人群、不同物种间毒性信息外推等带来的不确定性；
- b) 暴露环境的不确定性：评估对象环境改变对暴露量的影响，例如由于所处环境的改变，可能带来的暴露途径和暴露浓度随时间变化；
- c) 统计模型局限性：统计模型本身的局限性；
- d) 参数不确定性：在评估过程中纳入参数的不确定性。
- e) 理化特征的不确定性：当前风险评估在考量微塑料多维物理特征方面存在的局限性。

8.5.2 不确定性表征方法

不确定性表征应根据数据丰富程度与模型复杂度，选择合适的定性、半定量或定量方法。具体算法推导、参数分布假设及案例演示详见附录 3。

- a) 定量方法：适用于暴露模型简单且主要输入参数已知情况，首先描述关键参数的概率分布，然后利用如一阶泰勒级数近似分析或蒙特卡洛模拟等统计方法进行分析；
- b) 半定量方法：适用于参数值潜在的假定范围已知情况，可根据敏感性分析产生的范围对不确定性进行半定量分析；
- c) 定性方法：通过描述参数模型以及与参数相关定义对最终结果的影响来表征参数不确定性。

8.6 风险表征信息汇总

获取风险表征信息后，宜对有效信息进行汇总。

8.7 评估结论

结合风险评估的生态环境管理需求，根据风险可接受水平，通过综合判断获得风险可接受或不可接受的结论。当环境健康风险不可接受或不能满足生态环境管理需求时，应说明存在的重大环境健康风险及其关键环节。

9 评估报告编制

9.1 报告框架

生态环境健康风险评估报告一般由评估方案（包括评估目的、评估范围、评估内容、评估步骤与方法、质量控制等）、危害识别、危害表征、暴露评估、风险表征和评估结论组成。

9.2 编制要求

9.2.1 危害识别

危害识别部分的报告内容要求如下：

- a) 应概述目标环境因素的毒性效应、靶器官、效应终点及关键文献证据；

- b) 应阐明目标环境因素的作用模式或机制;
- c) 应描述目标环境因素危害性判断的证据权重;
- d) 应描述危害识别存在的不确定性, 包括数据质量和不同证据链的一致性等。

9.2.2 危害表征

危害表征部分的报告内容要求如下:

- a) 应描述数据来源;
- b) 应描述效应终点及其确定依据;
- c) 应描述目标环境因素与效应终点间的剂量-反应(效应)函数以及剂量-反应(效应)建模方

法的摘要和解释;

- d) 应描述毒性参数及其推导过程中的默认假设、参数及其确定依据;
- e) 应描述敏感人群识别以及敏感性差异;
- f) 应描述危害表征存在的局限和不确定性等。

定性危害表征的报告编制可适当简化。

9.2.3 暴露评估

暴露评估部分的报告内容要求如下:

- a) 应描述数据来源;
- b) 应详细描述暴露情景;
- c) 应描述暴露评估的方法和假设;
- d) 应采用点估计或概率估计方法定量描述人群的评估暴露水平或分布;
- e) 应说明暴露评估存在的局限性和不确定性。

定性暴露评估的报告编制可适当简化。

9.2.4 风险表征

风险表征部分的报告内容要求如下:

- a) 应描述危害识别、危害表征和暴露评估的主要结论，并描述关键的支持性证据；
- b) 应描述风险估计的结果；
- c) 应描述危害识别、危害表征、暴露评估及风险估计存在的不确定性，重点阐述关键的数据缺失和假设条件；
- d) 应描述资料和分析的优势和局限性，以及同行评审提出的问题；
- e) 应比较分析国内外其他机构针对同一问题开展的风险评估结果；
- f) 风险表征应透明、清晰、一致和合理。在科学严谨地阐述风险估计结果及其不确定性的基础上，应以通俗易懂、实用的方式向风险管理者 and 利益相关方提交风险评估结果，以便审查和交流。