

《工业污染场地土壤生态风险评估技术指南》编制说明

征求意见稿

中国科学院生态环境研究中心

二零二二年十一月

目录

1. 项目背景.....	3
1.1 任务来源.....	3
1.2 工作过程.....	3
2. 指南制订的必要性分析.....	4
3. 国内外工业污染场地生态风险评估发展现状.....	5
3.1 国外发展现状.....	5
3.1.1 美国污染场地生态风险评估框架.....	5
3.1.2 加拿大污染场地生态风险评估框架.....	7
3.1.3 英国污染场地生态风险评估框架.....	10
3.1.4 澳大利亚污染场地生态风险评估框架.....	12
3.2 国内发展现状.....	13
4. 制订的原则和依据.....	14
4.1 编制原则.....	14
4.2 技术依据.....	15
5. 指南的主要内容及说明.....	15
5.1 适用范围.....	15
5.2 规范性引用文件.....	16
5.3 术语和定义.....	16
5.4 生态风险评估工作流程.....	17
5.5 技术方法确定依据.....	18
6. 主要技术要点说明.....	20
6.1 危害识别技术要点说明.....	20
6.2 风险筛选技术要点说明.....	20
6.3 生态情景构建和保护水平确定技术要点说明.....	21
6.4 风险定量技术要点说明.....	24
6.4 因果关系的判定.....	26
7. 对实施本指南的建议.....	28

1. 项目背景

1.1 任务来源

2016年5月，国务院印发《土壤污染防治行动计划》（以下简称《计划》）中明确要求，到2030年，污染地块安全利用率达到95%以上。《计划》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。生态风险评价是土壤污染防治工作的重要参考依据。2018年科技部会同有关部门及地方结合《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，开展了包括保护生态环境的场地土壤风险评估技术体系及基准建设。为进一步指导全国各地污染场地土壤生态风险评价工作，建立起统一规范的污染场地土壤生态风险评价技术，拟制定《工业污染场地土壤生态风险评估技术指南》。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

2021年6月，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技术框架的文献调研，针对《污染场地土壤生态风险评估技术指南》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。

2021年12月，完成指南初稿

2022年4月，召开专家评审会，简介专家意见，会后进行修改

2022年6月，再次召开专家评审会，进一步完善，形成目前的征求意见稿

2. 指南制订的必要性分析

随着我国城市结构和产业布局的调整,工业企业搬迁及废弃导致大量新建场地和遗弃场地的出现。2014年4月环境保护部和国土资源部联合发布的《全国土壤污染状况调查公报》表明全国工业场地污染极为突出。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%。有害物质主要集中在重金属、挥发性有机物和半挥发性有机物上,占比分别达到54%、23%和17%。工业场地污染不仅危害土壤生态系统健康,而且极大限制其土地资源的重新开发利用。在国务院发布《计划》中提出到2030年污染地块的安全利用率达到95%以上的背景下,对新建工业场地实施污染防控以及对遗弃场地开展污染修复极为迫切。污染防控和修复作为提高场地安全利用率的主要措施,均是在对地块开展合理风险评估的基础上开展工作。生态风险评价是评估有害物对生态系统及其组分造成不良影响的可能性,能够为污染防控提供参考,同时也支撑着污染场地修复目标的建立以及修复成果的检验。开展工业污染场地生态风险评价工作势在必行。

我国对污染场地的生态评估机制还在不断完善之中。2009年环境保护部编制并发布的《污染地块土壤环境管理暂行办法》首次明确规定了污染场地环境调查、风险评估、修复治理、验收的流程。2014年环境保护部正式颁布了《污染场地风险评估技术导则》(HJ25.3-2014),为我国污染场地土壤环境风险评估工作提供了理论基础与执行依据。针对如何规范污染场地的风险管控技术,我国生态环境部于2018年颁布了《污染地块风险管控与土壤修复效果评估技术导则(试行)》(HJ25.5-2018)。为加强建设用地环境保护监督管理,规范建设用地土壤污染健康风险评估流程,生态环境部制定了《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ25.3-2019)。各地方政府也相继发布污染场地风险评导则,例如北京市环境保护局制定的《场地环境评价导则》(DB11T/656-2009)、浙江省环境厅发布的《污染场地风险评估技术导则》(DB 33/T 892-2013)、重庆市生态环境局发布的《场地环境调查与风险评估技术导则》(DB 50/T 725-2016)等等。然而上述指南均以保护人体健康为出发点,缺乏对生态环境保护的关注。因此,2020年生态环境部发布了《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》(以下简称《计划》),其规定了生态环境健康风险评估的一般性原则、程序、内容、方法和技术要求。鉴

于《总纲》是针对生态环境管理的总领性文件，并未提供具体细节的生态风险评估流程指南，且工业场地污染的严重性和复杂性，急需建立一套适用于保护工业污染场地土壤生态系统健康的风险评估指导性文件。

3. 国内外工业污染场地生态风险评估发展现状

为了研究提出适合我国的工业污染场地生态风险评估技术方法体系，指南编制组对国内外污染场地土壤生态风险评估技术方法进行了广泛的调研。

3.1 国外发展现状

3.1.1 美国污染场地生态风险评估评价框架

美国于 20 世纪 80 年代发布了国际上首部针对污染场地的生态风险评估指南《超级基金生态风险评估指南》（图 1）。其沿用美国经典生态风险评估框架，主要内容包括以下 4 个方面：问题提出、暴露评估、效应评估和风险表征。由于污染场地的复杂性和高度空间异质性，超级基金框架采用层次化的框架降低评估成本和难度。

第一层次为风险筛选评估。在风险筛选层次中问题提出主要是构建污染地块生态风险评估概念模型，即污染物从源头迁移扩散到生态系统受体并造成效应的路径，具体需要明确污染物的类别、污染物的迁移路径（大气沉降/地表水径流、侵蚀等）、暴露途径（摄食/吸收/表皮吸收）、污染物相关的生态毒性机制和可能受影响的受体类别等信息，从而得到较为粗略的场地概念模型。而筛选层次效应评估的目标为建立筛选生态毒性阈值，阈值的制定主要按照以下原则：选用长期（慢性）暴露于污染物的未观察到不良影响时的污染物水平（NOAEL）；毒理数据的生态效应选择影响种群（或更高层次的生物组织）的生态效应，包括对发育、繁殖和存活的不利影响；暴露途径应与场地概念模型的暴露途径类似；尽量选用野外毒理实验得到的毒性阈值。暴露评估则是明确污染物的最大暴露量，即包括以下条件：污染物将全部暴露于受体；污染物的生物可利用性达到 100%；最小的机体重量可以吸收最多的污染物；受体的食物全部含有污染物；受体处于最敏感的生命阶段，受体活动范围完全在受污染区域内，因而整个生命周期都受到污染

物影响等等。最终采用有害商评估是否存在生态风险。

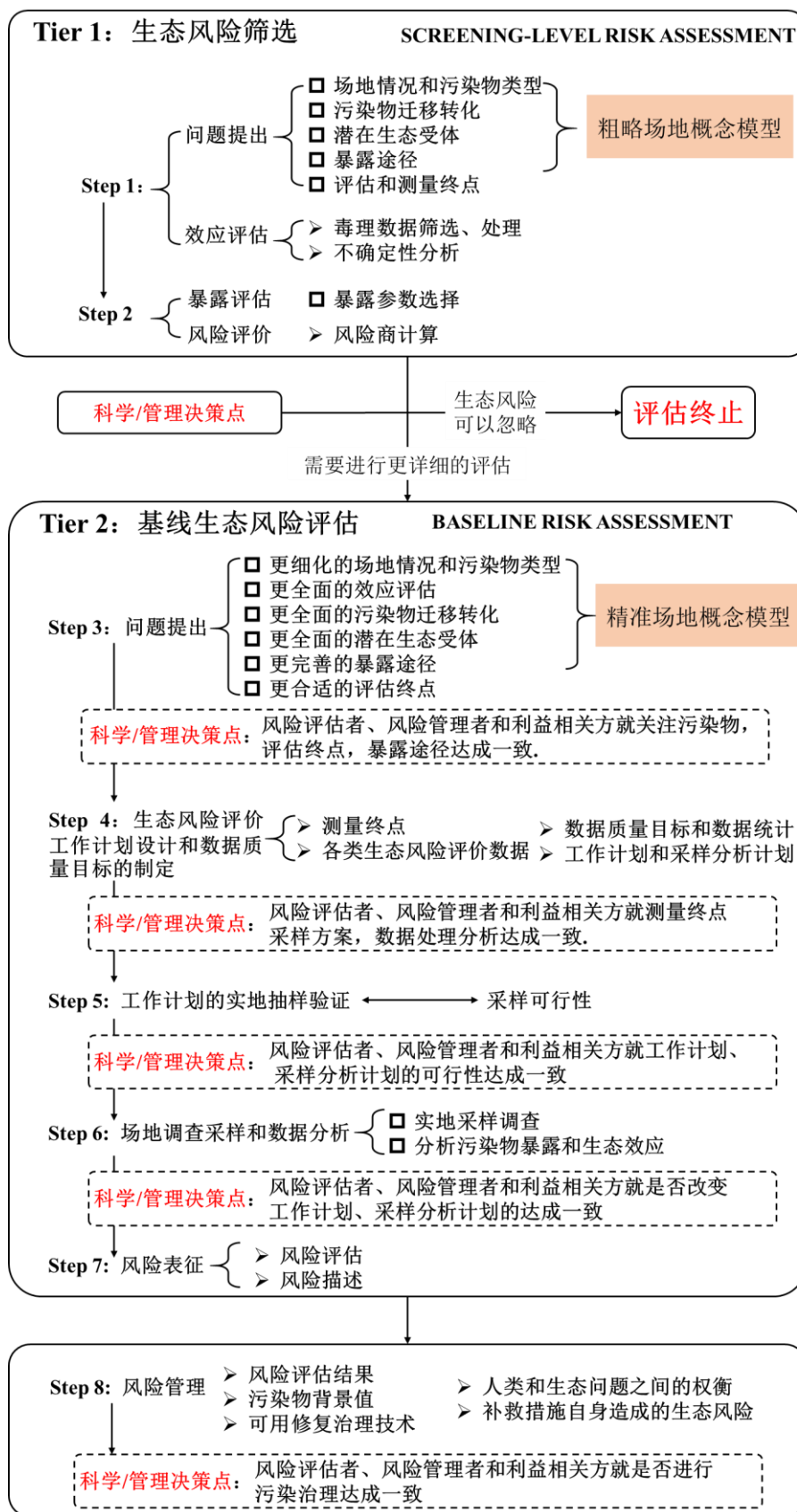


图 1 美国染地块生态风险评估技术体系

第二层次即为基线风险评估,是对筛选层次生态风险评估各步骤的进一步深化。这一层次的问题提出主要进一步完善被筛选出存在生态风险的污染物的场地概念模型,包括完善污染物迁移转化途径(分析污染物的释放机制和传输转化过程的影响机制等)、构建完整的暴露途径(例如考虑污染物的食物链传播)和明确潜在生态受体(将评估重点放在对污染物更敏感的生物群体)等。在效应评估方面,此阶段的风险评估技术体系详细规定了测量终点的选择原则,具体包括:最容易受到污染物影响的生态指标、切实反应评估终点、与污染物的生态毒性机制相关等。同时介绍了三种效应数据获取方式,即污染物生物累积(野外组织残留)、种群或群落结构(如固定生物量、物种丰富度)功能和室内毒性试验。在暴露评估方面,描述了现场调查的细节,例如采样的数量和位置,每个采样点重复的数量以及保留样品的方法。对于获取的数据,技术体系还设定了数据质量目标,规定生态调查期间收集的环境数据类型、数量和质量以支持在生态风险评估中的应用。此阶段的风险表征同样采用商值法通过比较暴露浓度与效应阈值进行风险评估,同时尽可能根据暴露水平的分布计算超过不利影响阈值的概率,或者使用证据权重法来整合不同类型的风险评估结果。依据上述步骤得出的最终风险评估结果、污染物背景值、可用修复治理技术、人类和生态问题之间的权衡以及补救措施自身造成的生态风险等信息,风险管理者需要就是否进行污染治理进行决策。

3.1.2 加拿大污染场地生态风险评价框架

加拿大污染场地生态风险评价框架采用经典方法体系(图2),即问题提出、暴露评估、效应评估和风险表征四个步骤,并整合多个证据链(lines of evidence)的风险评估结果得出最终的风险评估结果。尽管在指南中不包含多个层次的评估,但评估框架提出在正式开展生态风险评估前进行筛选评估的要求,并且风险管理者或决策者根据场地环境管理的实际需求(评估过程中每一步评估结果包含的不确定性)决定基本框架中某个步骤的迭代次数,以整合更多信息,降低不确定性,每一次迭代都应显著提高环境评估的有效性,以支持污染场地的管理。

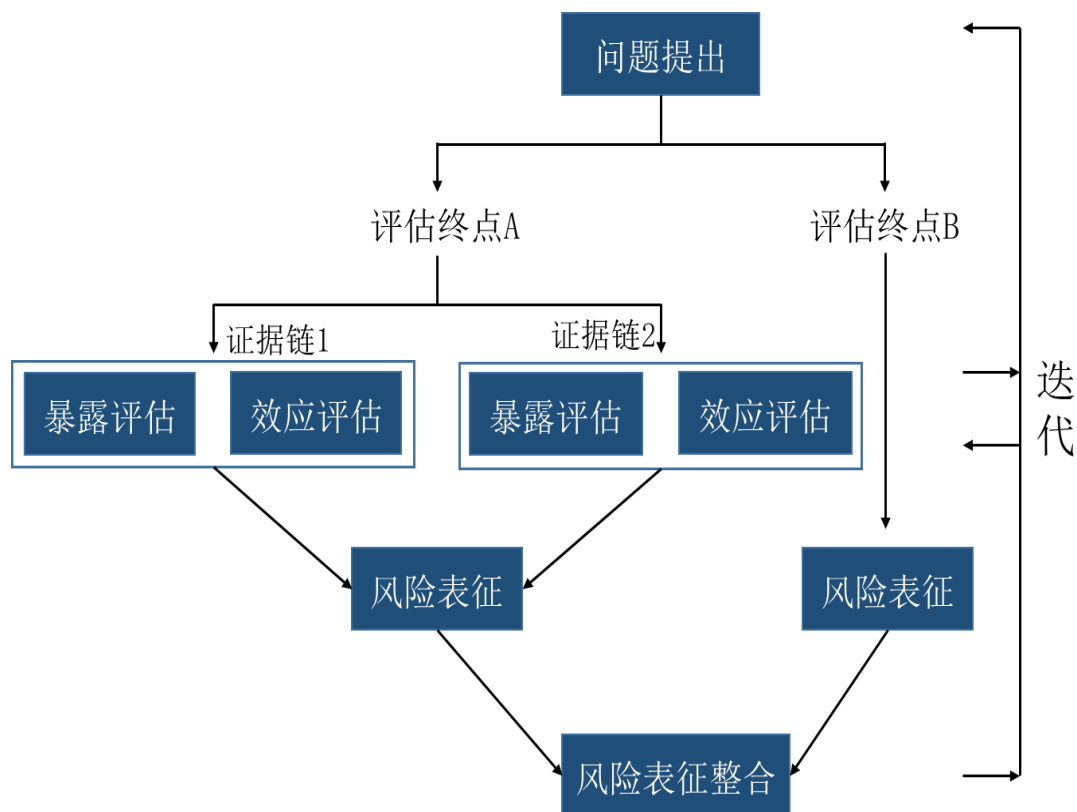


图 2 加拿大染地块生态风险评估技术体系

该框架在问题提出阶段要求明确评估目标、污染场地条件和生态效应的性质，制定生态风险评估计划等。具体包括以下步骤：（1）描述场地管理目标和生态风险评价的具体评估目标，例如场地管理的目标是将某一场地收回为公园用地，评估目标可能是评估该场地的当前条件是否支持公园用地的保护目标；（2）审查场地和生态风险评价的监管背景，包括适用的法律条款和政策；（3）收集污染场地信息，至少包括相关文件的清单、场地描述和以往调查关键发现的摘要；（4）明确关注的污染物，并描述其于生态风险评价相关的特征（例如迁移和转化）；（5）选择可能受污染影响的生态受体，受体类型可以在单个生物体、物种、种群、群落或栖息地的水平上识别；（6）确定暴露途径，明确污染物与相关受体可能的暴露途径；（7）建立场地概念模型（CSM），明确污染物来源、暴露途径和生态受体之间的潜在联系；（8）明确保护目标和相关的可接受效果水平，保护目标和环境影响可能因土地用途或受体而异（例如濒危物种通常在物种层面得到保护，而其他物种通常在种群层面得到保护）；（9）明确评估终点和效应终点；（10）为每个评估终点制定证据链以及如何使用测量终点来评估潜在风险；（11）制定生态

风险评价的总体策略，包括如何进行风险描述以及采样和分析计划（SAP）。

该框架下效应评估通常包括以下要素：（1）明确毒理数据的类别。a. 特定场地受控条件获取的毒理数据，即试验生物在受控条件下暴露于受污染场地土壤所获得的毒理数据，这一类数据获取方式包括在实验室或者在野外使用现场收集的土壤进行的毒性试验；b. 间接受控条件下获得的毒理数据，在假设污染物于生态受体之间的剂量效应关系可以参考其他研究/场地结果的情况下，通过考虑污染概况、生境相似性和可能影响相对污染物生物利用度的因素（例如化学形态、有机碳或脂质含量、颗粒大小、盐度），将其他研究/场地毒理数据结果外推至关注的污染场地；c. 特定场地野外条件下获取的毒理数据，即受体在野外条件下的毒理响应，包括以亚生物水平（如组织病理学指标）、生物水平（如死亡率、生长、畸形、侵蚀、病变和肿瘤）、种群水平（如指示生物的数量和比例、存活率）和群落水平（如多样性、类群的分布）为终点的毒理数据；d. 间接野外条件下获得的毒理数据，即在考虑野外实际条件的基础上，通过从其他污染场地获得的毒理数据外推而获得的所关注场地污染物的毒理数据。（2）规定毒理数据使用原则，包括直接用做毒性参考值或者用于评估效应大小。（3）考虑场地土壤复合污染的效应问题。（4）根据不同暴露方式（持续暴露和间断暴露）选择合适的毒理数据。（5）分析效应评估中的不确定性，使用敏感性分析评估不确定性的影响，必要时使用概率方法将不确定性整合到效应评估中。

该框架下效应风险表征要点如下：（1）判断获取的暴露和效应数据的准确性，即对数据进行相关性检查，判断在野外或实验室研究中得到数据是否发生了任何偏差从而影响数据的相关性；（2）解释和评估每一个证据链，即选择适当的方法来评估和解释风险评估过程中产生的信息；（3）总结数据，即在详细分析之前，为每一个证据链的数据进行总结；（4）利用构建的证据链框架整合多个证据链的信息；（5）分析生态风险评价的不确定性，即考虑每个证据链解的可靠性或不确定性；（6）分析从有限的证据链外推得出的风险结论的可靠性；（7）制定场地特定的修复目标；（8）总结风险结论，即根据生态受体响应程度和其他关键属性（例如污染暴露空间范围、暴露时间、潜在受影响受体的营养级别、污染物于生态受体之间的因果关系和生态相关性的其他方面）总结生态风险评价结果；（9）为污染场地的管理提供明确的建议。

3.1.3 英国污染场地生态风险评估框架

英国环境署与环境食物农业事务部（DEFRA）、英格兰自然署、威尔士农村委员会以及地方当局和行业部门共同制定了土壤污染生态风险评估（ERA）技术体系（图 3）。该技术体系设定了三个层级的风险评估程序，旨在通过层次化方法来评估土壤中污染物对生态环境的风险。评估技术体系主要由前期工作以及后续三个层级的风险评估工作组成。前期工作主要包括构建污染地块概念模型，具体包括以下步骤：明确场地环境；整理、评估和总结场地信息；确定潜在污染物；确定污染物的迁移转化；识别潜在关注的受体；确定潜在暴露途径；创建场地概念模型，建立起污染物、暴露途径与受体之间的关系；确定评估和测量终点；评估不确定性。若污染物、暴露途径与受体之间不存在联系，则该地块无需进一步进行风险评估，反之则需要进行后续的层次化评估，并进行保护目标的确定、评估测量终点的选择等工作。层级 1 是基于污染物暴露浓度以及对应的筛选值确定污染物的浓度是否足以对生态受体构成威胁，如果测量的污染物暴露水平超过筛选值或没有筛选值，风险评估进入层级 2。在选择毒理数据制定筛选值时需要考虑以下要素：污染物生物累积和生物放大；二次污染；毒理数据采用土壤性质归一化等，而基准值的推导则根据两种方法：1) 最小 EC_{10} 或 $NOEC$ 值比上评估因子计算基准值；2) 构建物种敏感度分布曲线（SSD），并选用 HC_5 值（危害 5% 物种所对应的污染物浓度）推导基准值。层级 2 使用生态调查和生物测试（生物分析）判断生态受体是否受到损害或受到损害的可能性。生态调查作为对栖息地和物种的调查，是收集一个地点的空间和/或时间生态数据的一种方法，其包括以下工作内容：1) 通过向保护组织、政府机构和网络数据库等收集信息确定是否有任何已知有价值的受体可能有潜在重大损害的风险或处于邻近的污染地点；2) 栖息地调查，绘制现场现有的生境和有关的周围环境以确定需要进一步详细调查的地区，在此基础上通过直接观察或评估生境适宜性寻找受保护或其他重要物种。生物测试是通过在实验室中将污染物暴露到特定生态受体并测量相关参数（例如生存、繁殖、发育、生长）来确定污染物对潜在关注受体的影响，推荐的指标包括细菌的细胞活性、土壤生物活性、土壤氮的矿化速率、蚯蚓的繁殖、蚯蚓溶酶体细胞的完整性、跳虫繁殖以及种子萌芽和生长。如果认为危害正在发生或可能发生，那么有必要将观察到的影响与污染源联系起来，即进入层级 3 的评

估阶段。层级 3 通过审查和重新分析数据评估因果关系的强度，并指导后续修复措施。

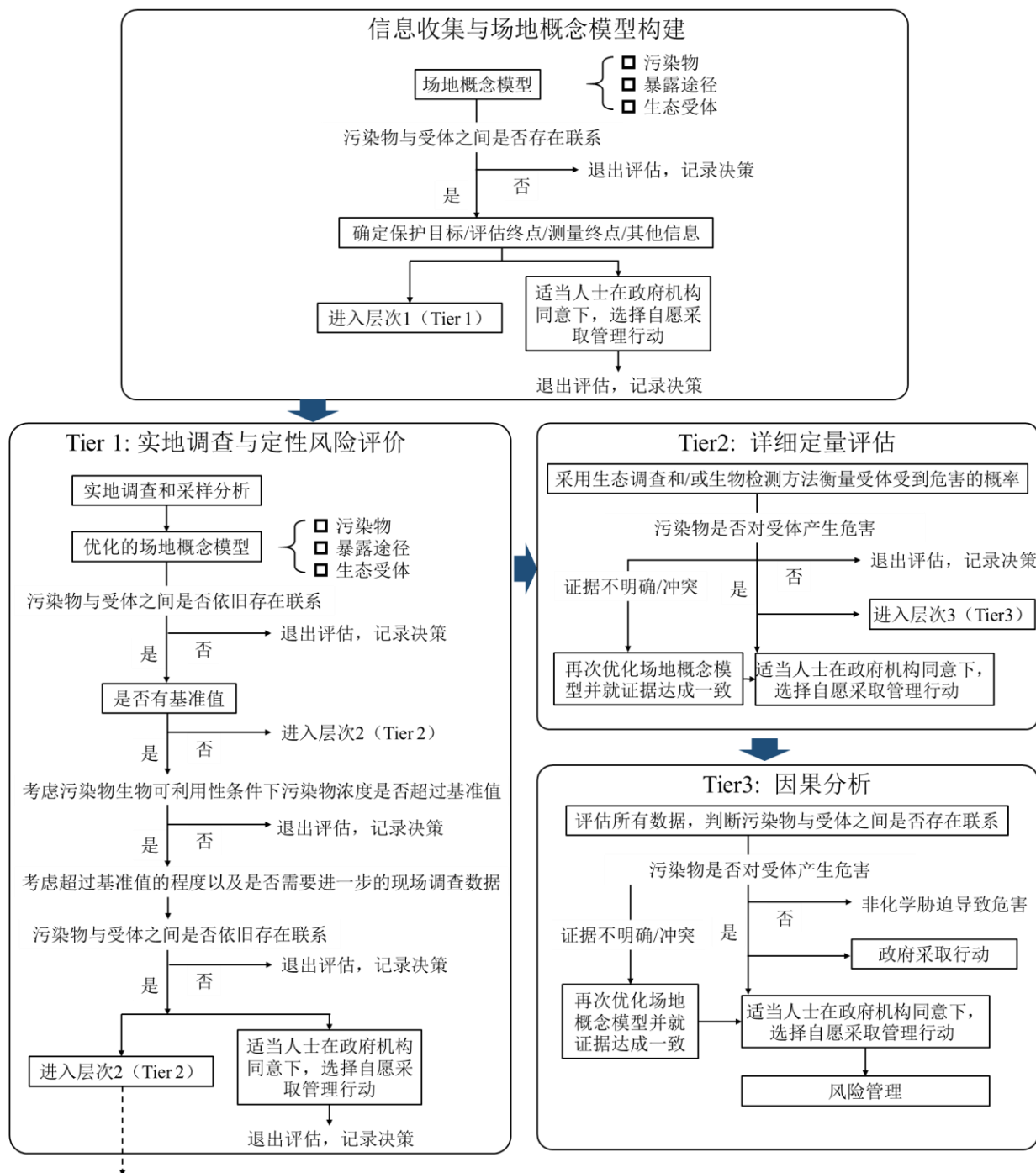


图 2 英国土壤污染生态风险评估技术体系

英国污染场地生态风险评价框架采用层次递进的评价方法评价土壤化学污染物对生态系统的风险。低层级的筛选过程是为了确保只有在生态系统明确存在受损的可能时，才投入人力物力资源，开展深入的评价工作。该框架强调层次性、

往复式的评价过程，依据现实证据评价潜在风险，并随着评价的细化和深入，逐步加强对验证性的要求。同时要求判明污染与所关注的生态受体之间是否存在危害关系，从而保证评价者做出理性、稳健且透明的决策，促进生态保护各相关方的充分交流。

3.1.4 澳大利亚污染场地生态风险评估框架

澳大利亚最早的生态风险评估框架是借鉴美国环保署框架所形成的《澳大利亚和新西兰污染场地评估和管理指南》在此基础上于 1999 年正式发布了《生态风险评估指南》，形成重点关注场地污染的多类型生态风险评估框架。澳大利亚最初的评价指南细分了三个评估类型，随后在 1999 年修正合并为初步评估与决定性评估两种类型，并将其作为评估框架的核心环节。初步评估采用较为严格的评估标准，评估方法也较为常规，主要针对评价区域进行全面的诊断，对可能发生生态风险的区域进行初步判断。决定性评估较为关注本地复杂的实地环境，需要更多的数据，并降低评估结果的不确定性，对初步评估识别的高风险区域进行决定性评估，深化评估结果。澳大利亚生态风险评估框架初步评估和决定性评估虽差异明显，但评估思路一致，主要分为问题识别、受体识别、暴露评估、毒性评估、风险表征、风险管理决策六个步骤。问题识别阶段强调早期与各利益相关者进行沟通，以便多方参与。受体识别阶段的目的是回答“哪些物种可能处于危险之中”和“保护什么”两个问题，重点根据社会、文化、生态和经济要素确定具有生态价值的物种、种群和生态过程；暴露评估确定潜在的暴露途径并估算暴露持续时间、浓度和摄入量。毒性评估包括估算不会对物种和生态功能产生有害影响的污染物的浓度。第一层次风险表征为比值法评价，即将现场监测获得的土壤污染物浓度数据与生态调查值(EILs) 进行比较，若超过 EILs，则认为该地区存在生态风险。第二层次为采用本地化参数后的比值评价，引入场地的本地化参数对 EILs 进行修正，并与现场监测获得的土壤污染物浓度数据进行比较。生态风险评估后，如果评估结果为初步评估阶段的结果，结合分析其风险特征部分及经济、社会、文化等风险影响因素，管理者可采取以下四种风险管理决策。不必采取行动、监控场地、修复或积极管理场地、过渡至决定性评估。

总体来说，澳大利亚借鉴了美国与欧洲的经验，形成本国特色的生态风险评

估框架，其最大特点是划分了初步评估和决定性评估两个层次。初步评估和决定性评估两个层次的评估工作遵循“全面—局部”的方法，可以相对全面、快速、低成本地排除生态风险较小的区域，筛选出生态风险较大的场地，从而将资源集中在潜在风险较大的场地，提升了生态风险评估工作的针对性。澳大利亚生态风险评估模式对不同尺度的区域进行不同深度的评估，体现了对不同尺度空间单元良好的适用性，并且由于严格的生态风险评估需要大量数据与资料，因此该模式也更加高效且节省成本。

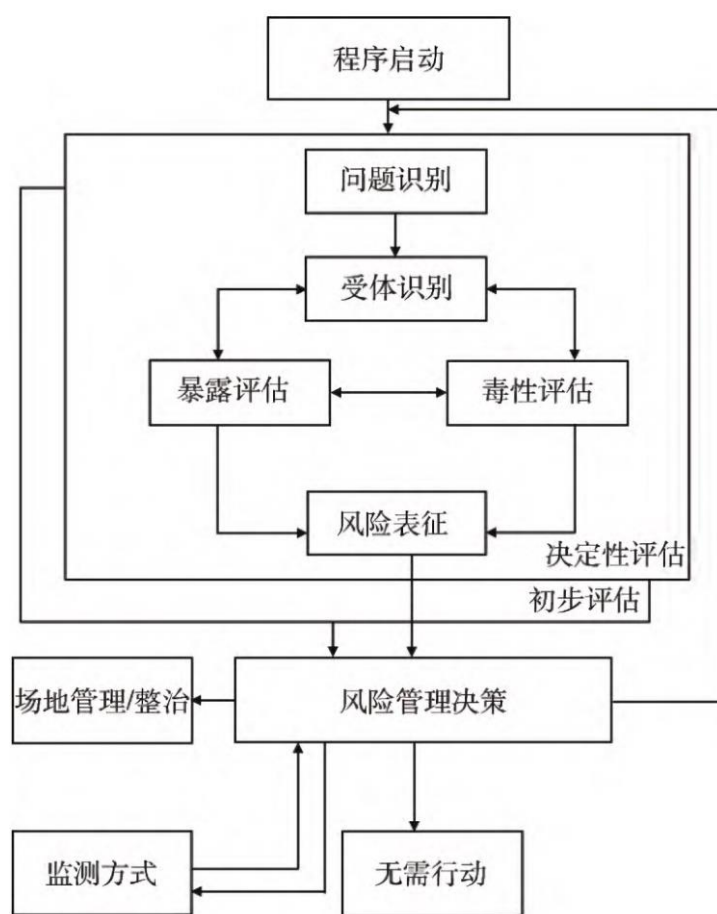


图 4 澳大利亚污染场地生态风险评价框架

3.2 国内发展现状

我国生态风险评价起步较晚，于 20 世纪 80 年代开始对事故风险加以重视并进行研究。2005 年陆续发生的重大环境污染事故，标志着我国已进入环境污染事故高发期，说明污染物对生态系统的危害将成为我国区域可持续发展的一大障碍。原国家环境保护总局于 1990 年下发文件，要求对重大环境污染事故隐患进

行环境风险评价。2004 年原国家环境保护总局发布 HJ/T169—2004《建设项目环境风险评价技术导则》是首部以环境风险命名的导则，但该导则仅适用于风险源为有毒有害或易燃易爆危险物质的建设项目，不适用于生态风险评价。我国环境保护部于 2011 年发布了 HJ19-2011《环境影响评价技术导则 生态影响》，该标准规定了生态影响评价的评价内容、程序、方法和技术要求，适用于建设项目的生态影响评价以及区域和规划的生态影响评价，包括直接影响区域和间接影响区域。进行生态影响评价时，首先根据建设项目的规模和所处位置，确定评价工作的级别及范围，再通过对区域环境、政策目标、现状监测、生态影响预测和案例比对分析等手段，科学地研判建设项目的生态影响。HJ19-2011 提供了工程影响分析、生态现状评价和生态影响预测的适用方法。当判定项目存在生态风险时，HJ19—2011 要求评价者考虑生态影响的相关防护、恢复、补偿及替代方案。总体而言，该标准为评价建设项目的生态影响指定了规范化的工作程序和方法，但并未立足于通用的生态风险评价的理论体系。2020 年生态环境部发布例如《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》其规定了生态环境健康风险评估的一般性原则、程序、内容、方法和技术要求。鉴于《总纲》是针对生态环境管理的总领性文件，并未提供具体细节的生态风险评价流程指南。我国目前依旧缺乏适用于保护工业污染场地土壤生态系统健康的风险评估指导性文件。

4. 制订的原则和依据

4.1 编制原则

指南制订主要遵循科学性、可行性、精确性和协调性的原则。

(1) 科学性原则

指南的制定应充分总结国内外工业污染场地生态风险评价领域的理论、方法和实践经验，分析不同国家评估技术规范的同异点，充分考虑不同体系优势的基础上制定本指南，保证技术体系具有科学性。

(2) 精准性原则

工业污染场地类型众多，异质性巨大，指南开发的生态风险评价应当为不同类型的工业污染场地提供针对性的评估参数，准确评估其生态风险，为污染场地修复治理和风险防控提供精准的参考依据。

(3) 可行性原则

指南制定充分考虑我国目前开展工业污染场地生态风险评估所面临的人员缺乏、能力不足以及数据不充分等制约条件，在保证评估结果的准确性的前提下优化评估流程和所需数据，以此提高评估的可行性。

(4) 协调性原则

指南制定过程考虑与相关环境保护政策法规、技术标准及管理规范体系的协调性，确保评估工作的顺利开展。

4.2 技术依据

本指南以科技部国家重点研发计划专项课题“场地土壤污染成因与治理技术”的研究成果为基础，充分吸收西方发达国家污染场地生态风险评估框架的优势和成熟经验，并结合我国在工业污染场地的评估方面的研究探索、案例实践经验及管理需求所制定的方法体系。

5. 指南的主要内容及说明

本指南包适用范围、规范性引用文件、术语和定义、工业污染场地生态风险评估程序、危害识别、风险筛选、风险定量和因果关系判定共 8 部分。

5.1 适用范围

本标准规定了工业污染场地土壤重金属和有机污染物生态风险评估的原则、内容、程序、方法和技术要求。

本标准适用于工业污染场地土壤重金属和有机污染物的生态风险评估。

本标准不适用于污染场地放射性物质和致病性生物污染的风险评估。

5.2 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。

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 50137 城市用地分类与规划建设用地标准

GB/T 21010 土地利用现状分类

HJ 25.1 场地环境调查技术规范

HJ □□□-20□□ 生态安全土壤环境基准制定技术指南

T/ESC 工矿场地土壤生态风险基准制定技术指南

NY/T 1121.2 土壤pH的测定

NY/T 1121.6 土壤有机质的测定

5.3 术语和定义

下列术语和定义适用于本文件。

(1) 工业污染场地 **industrial contaminated site**

因堆积、储存、处理、处置或其他方式（如迁移）承载了有害物质的，对人体健康或环境产生危害或具有潜在风险的工业企业区域。

(2) 生态风险评价 **ecological risk assessment of industrial contaminated site**

评估污染物对土壤生态系统造成不利影响的过程。

(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。

(4) 生态保护水平 ecological protection level

对特定土地利用方式下维持主要土地用途的生态物种/生态过程的保护程度。

(5) 特征污染物 contaminant of concern

综合工业企业生产原材料、产品和废弃物等信息，以及地块利益相关方、评估人员以及政府部门意见，确定需要进行生态风险评价的污染物。

(6) 生态基准值 criteria of industrial contaminated site

保护生态系统不受影响而允许土壤中污染物蓄积的最大量。

(7) 物种敏感度分布 species sensitivity distribution

使用概率函数拟合污染物对不同物种的毒理数据而构建的数据分布。

(8) 因果关系 causal relationship

污染物与生态受体响应之间作用关系的描述，其中生态受体的响应是污染物作用的结果。

5.4 生态风险评估工作流程

工业污染场地生态风险评估工作程序包括 4 个部分（图 5），具体如下：

- (1) 危害识别
- (2) 风险筛选
- (3) 风险定量
- (4) 因果关系判定

“危害识别”规定了通过人员走访和场地历史资料的调研等方式获取场地相关信息和数据（包括评估范围、场地特征污染物、企业功能区划、潜在污染区域、生态受体类型）。“风险筛选”规定了依据商值法判断是否存在生态风险，如存在则继续进行后续的评估，反之则停止评估并给出评估结论。“风险定量”规定了获

取生态风险计算需要的污染物暴露分布、生态受体的物种敏感度分布以及该场地的保护水平，并在此基础上计算风险发生的概率。“因果关系判定”规定了根据希尔因果关系判断准则判断是否由污染物暴露造成了场地的生态风险。

5.5 技术方法确定依据

欧美等发达国家在场地土壤污染风险评估方面均采用层次化的技术框架，即通过初步保守的风险筛选明确存在生态风险的污染物，当污染物浓度超过筛选值，或经保守评估，风险超过可接受风险水平时，则应进行更高一级层次的评价。评价的层次越高，采用的模型越复杂，越接近实际情况。在每个评价层次中，遵循的程序依然是问题表述、分析和风险表征的基本程序。本指南规定的技术方法结合参照了欧美发达国家污染场地管理经验和国内污染场地调查和风险评估实践现状调研，具有良好的实用性。

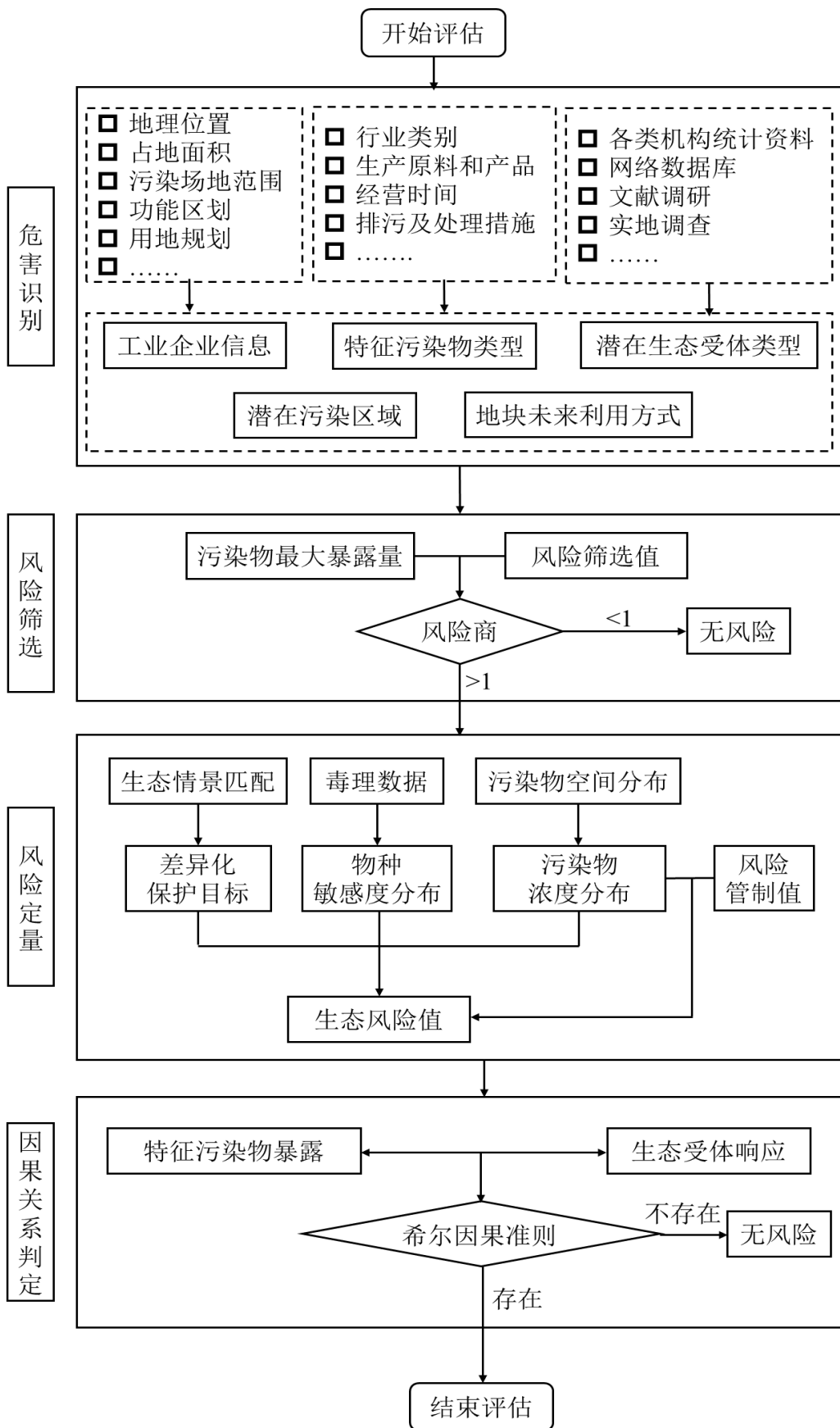


图 5 工业污染场地生态风险评估工作程序

6.主要技术要点说明

6.1 危害识别技术要点说明

危害识别是整个评价过程的基础。此阶段要求明确场地潜在污染区域、特征污染物和生态受体类型，为后续的评估提供充足的信息。通过信息检索、部门走访、电话咨询等途径，广泛收集工业企业信息，包括地理位置、水文地质、气候条件、占地面积、污染场地范围等，获取污染场地基本情况。获取企业现状、用地历史相关资料和政府土地利用总体规划，明确场地未来开发利用方式。通过实地调查或者企业统计资料明确企业功能分区，并据此识别潜在污染区域，包括生产区、材料堆放区、废弃物处理堆放区等。根据行业类别、生产原料和产品、经营时间、排污及处理措施等信息，识别场地特征污染物。通过各类机构统计资料、网络数据库、文献调研以及实地调查的方式，明确污染场地潜在生态受体，包括陆生植物、土壤动物、土壤微生物以及土壤生态过程。

6.2 风险筛选技术要点说明

风险筛选的原则即为在保守条件下筛选出存在生态风险的污染物（最大限度避免低估风险导致存在生态风险的污染物被遗漏）。鉴于商值法所需评估参数较少（污染物暴露浓度和基准值）且计算简单，因此国外生态风险评估体系绝大多数采用风险商的方法进行初步的筛选，风险商值计算公式如下。本指南同样采用商值法筛选存在生态风险的工业污染场地污染物，而为了得出保守的结论，将以场地范围内的最大暴露浓度作为污染物环境暴露浓度。污染物最大暴露浓度往往存在于潜在污染区域，因此本指南的风险筛选阶段要求针对场地潜在污染区域，按照 HJ 25.1 采用专业判断布点法制定布点采样计划，分析其中特征污染物浓度。对于基准值，本指南以《工矿场地土壤生态风险基准制定技术指南》或《生态安全土壤环境基准制定技术指南》为指导而制定。同样处于保守的前提，对于此阶段的基准值将采用 NOEC、LOEC、EC₁₀ 等无效应水平（Level 1）毒理数据制定，据此制定的基准值相比于以 EC₅₀、LC₅₀、LD₅₀ 等半数效应（Level 2）毒理数据制定的基准值更为严格。根据场地潜在污染区域特征污染物最高浓度以及基准值计算风险商。若风险商值若小于 1 则表明不存在生态风险，风险评估工作停止。

有大于 1 表明存在生态风险，需要进一步量化风险大小。

$$HQ = \frac{C}{\theta}$$

其中C为潜在污染区域直接测定的特征污染物最高浓度， θ 为基准值。

6.3 生态情景构建和保护水平确定技术要点说明

面向我国工业污染场地类型多样、污染种类复杂和污染程度各异的特点，采用统一的评估参数往往导致评估结果出现偏差，如未考虑污染物在实际土壤中的生物可利用性，简单依据总暴露浓度进行暴露评估。此外，不同污染场地受影响的物种可能存在差异，实际评估中采用同样的毒理数据不能反映不同物种在污染物胁迫下的真实效应。因此增加风险评估的真实性，即在生态风险评价方法中更多纳入会改变污染物对生态系统造成危害程度大小的指标得到了广泛的认同。在众多增加生态风险评价真实性的方法中，情景设计被认为是最有前景的方法之一，它简化了污染物影响生态系统的过程，同时提供了足够的真实性以得出更符合实际情况的生态风险。生态情景是指表征污染物效应的生物性和非生物性参数的组合。尽管这些情景的设计有助于提高生态风险评价的准确性，但过多参数的加入必将导致评估成本的增加，导致其并不适用于实际风险管理。特别是对于我国日益增加的污染场地，对构建一种兼顾可操作性和准确性的生态风险评价情景。在此基础上实现本土化、精细化的生态风险评估。

本指南依据不同污染场地特性以及土壤参数等指标，构建差异化的生态风险评价情景，为特定污染场地风险定量提供相应的保护水平。生态情景构建的参数包括影响污染物生物可利用性的土壤参数以及影响所产生的生态效应大小的参数。土壤参数的确定则参考 USEPA 在制定土壤基准值时对生物可利用性的选择原则，该指导文件认为土壤 pH 值、有机质含量、阳离子交换能力、含水量、温度等都会对污染物生物可利用性产生影响，但仅需要考虑土壤 pH 和有机质含量这两类对生物可利用性影响最大的土壤参数，并依据土壤 pH 和有机质对污染物生物可利用性进行了如下表 2 和表 3 的划分。考虑到在污染场地生态风险评价时所选用的毒理数据相当一部分来源植物和土壤无脊椎的毒理实验，而 CEC 和粘土含量在污染物对植物和土壤无脊椎毒性效应的影响方面目前仍未达成统一的认识，因此 CEC 和粘土含量并不适合纳入指南制定的考虑中。而 pH 和 OC 的组

合足以解决我国大部分土壤影响污染物生物利用度的问题。而影响所产生的生态效应大小的参数包括生态受体的类别、营养状态、食物网中物种间相互作用的强度、食物网的复杂性等。

表 1 不同 pH 和有机质含量的土壤中重金属生物可利用性相对大小

土壤重金属生物可利用性			
	土壤有机质含量<2%	2≤土壤有机质含量 <6%	6≤土壤有机质含量<10%
4≤土壤 pH≤5.5	很高	高	中等
5.5≤土壤 pH<7	高	中等	低
7≤土壤 pH≤8.5	中等	低	很低

表 2 不同 pH 和有机质含量的土壤中有机污染物生物可利用性相对大小

土壤有机污染物生物可利用性			
	土壤有机质含量<2%	2≤土壤有机质含量 <6%	6≤土壤有机质含量<10%
4≤土壤 pH≤5.5	很高	高	中等
5.5≤土壤 pH<7	高	中等	低
7≤土壤 pH≤8.5	中等	低	低

鉴于纳入的参数越多，构建的生态情景越多，会导致生态风险评价在场地污染管理中的可行性下降。因此指南选择根据不同的土壤 pH、有机质含量和地块开发利用方式构建不同的生态情景。pH、有机质作为影响污染物的生物可利用性最显著的土壤参数被用于构建生态情景。此外污染场地地块开发利用方式决定着生态受体的类型，例如绿地存在丰富的敏感生态受体，然而其丰度在建设用地上则相对较低。受体类型对于污染物生态效应影响最为显著。因此指南将污染地块的未来开发利用方式分为城市绿地和建设用地。建设用地包括 GB 50137 中建设用地、居住用地、公共管理与公共服务用地、商业服务业设施用地、工业用地、物流仓储用地、交通设施用地和公用设施用地，城市绿地包括非建设用地以及建设用地中的绿地。通过将土壤 pH 值、有机质含量和场地未开发利用方式进行组合得出如表 1 所示的生态情景。由于在不同场地条件下，相同污染物在同一浓度下可能造成的生态效应存在很大差异，因此为不同污染场地赋予不同的保护水平，而赋予保护水平的原则是某一类型的污染场地的相同污染物在同一浓度下可能

的生态效应越严重，其保护水平就越高，反之则越低。

情景I为将开发为城市绿地的，土壤 pH 值在 4-7 之间的，有机质含量低于 2% 的一类污染场地。情景II为将开发为城市绿地的，且 pH 值在 4-7 之间的，有机质含量大于 2%或者 pH 值在 7-8.5 之间的，有机质含量小于等于 2%的一类污染场地。情景III为将开发为城市绿地，且 pH 值在 7-8.5 之间的，有机质含量高于 2%的一类污染场地。情景IV为将开发为建设用地的，土壤 pH 值在 4-7 之间的，有机质含量低于 2%的一类污染场地。情景V为将开发为建设用地的，且 pH 值在 4-7 之间的，有机质含量大于 2%或者 pH 值在 7-8.5 之间的，有机质含量小于等于 2%的一类污染场地。情景VI为将开发为建设用地，且 pH 值在 7-8.5 之间的，有机质含量高于 2%的一类污染场地。参考加拿大“A protocol for the derivation of Environmental and Human Health soil quality guidelines”、澳大利亚“Guideline on soil quality guidelines for arsenic, chromium (III), copper, DDT, lead, naphthalene, nickel and zinc, Schedule B5c”等相关指南中对于不同条件下的保护水平，同时结合相关专家学者论证后，最终得出不同情景的保护水平。各情景的保护水平分别为保护 95%物种不受危害、保护 90%物种不受危害、保护 80%物种不受危害和保护 50%物种不受危害，其与生态情景的对应关系如表 3 所示。

表 3 工业污染场地生态情景及保护水平

	情景I	情景II	情景III	情景IV	情景V	情景VI
未来开发方式	城市绿地	城市绿地	城市绿地	建设用地	建设用地	建设用地
土壤pH和有机质(OC)	4<pH≤7 且 OC≤2%	4<pH≤7 且 OC>2% 或 7<pH≤8.5 且 ≤OC2%	7< pH ≤8.5 且 OC >2%	4<pH<7 且 OC≤2%	4<pH≤7 且 OC>2% 或 7<pH≤8.5 且 OC≤2%	7< pH ≤8.5 且 OC >2%

保护水平	保护95%的物种不受影响	保护90%的物种不受影响	保护80%的物种不受影响	保护90%的物种不受影响	保护80%的物种不受影响	保护50%的物种不受影响
------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------

6.4 风险定量技术要点说明

(1) **暴露评估:** 风险定量阶段的暴露评估不再是保守地评估污染物的浓度，而是尽量全面地反映污染物在场地土壤中的浓度范围，即构建污染物暴露浓度的累积分布曲线，据此切实的评估生态风险。因此采样将针对整体场地覆盖范围，根据HJ 25.1制定网格化采样计划并采集表层土壤样品，分析其中存在生态风险的污染物浓度。

(2) **效应评估:** 构建物种敏感度分布曲线，其中毒性数据获取方式主要有：美国环保署的ECOTOX生态毒理数据库 (<https://cfpub.epa.gov/ecotox>)；国内外发表的文献，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；按照标准的毒理实验方法开展室内生态毒理实验。最终使用的毒理数据筛选包括效应终点的筛选和测量终点的筛选，其中测量终点和效应终点选取原则如下：

- 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。
- 4) 选择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等无毒理效应终点 (Level 1) 的毒理数据和以EC₅₀、LC₅₀、LD₅₀等半数毒理效应为终点的 (Level 2) 的毒理数据。
- 5) 同一物种有多个测量终点的毒理数据时，取最敏感的毒理数据。
- 6) 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。

(3) **风险表征:** 同时根据NY/T 1121.2 和NY/T 1121.6分析土壤pH和有机质含量。根据所评估污染场地实际土壤参数和未来土地开发方式，将其与生态情景)

匹配，并确定其保护水平。在对应保护水平的基础上，结合毒性数据的累积分布函数和污染物暴露浓度的互补累积分布函数，得到污染物的联合概率分布曲线，曲线反应各危害水平下暴露浓度超过临界浓度的概率，即为生态风险值。联合概率曲线法是将每一个暴露浓度和毒性数据都作为独立的观测值，在此基础上考虑其概率统计意义。暴露浓度和物种敏感度都被认作来自概率分布的随机变量，二者结合产生了风险概率。运用概率风险分析方法，考虑了环境暴露浓度和毒性值的不确定性和可变性，体现了一种更直观、合理和非保守的估计风险的方法。

而在计算生态风险概率值时，指南按照所获取的毒理数据量采用不同的方式进行计算，具体包括以下三种计算方式：

(1) 低效应水平 (Level 1) 毒理数据和高效应水平 (Level 2) 毒理数据都满足物种敏感度分布曲线构建需求 (毒性数据来源于不低于2类6种不同的生态受体或生态过程)，则计算两种水平的生态风险值 (一级生态风险和二级生态风险)。即结合毒性数据的累积分布函数和污染物暴露浓度的互补累积分布函数，得到污染物的联合概率分布曲线，曲线反应各危害水平下暴露浓度超过临界浓度的概率，即为生态风险值。

(2) 低效应水平 (Level 1) 毒理数据和高效应水平 (Level 2) 毒理数据两者仅其中一种满足物种敏感度分布曲线构建需求 (毒性数据来源于不低于2类6种不同的生态受体或生态过程)，则采用该类毒性数据的累积分布函数与污染物暴露浓度的互补累积分布函数相结合，得到污染物的联合概率分布曲线并计算风险值。

(3) 低效应水平 (Level 1) 毒理数据和高效应水平 (Level 2) 毒理数据均不满足物种敏感度分布曲线构建需求，则采用商值法计算风险。其中污染物环境浓度为所测得污染场地暴露分布的95%分位数，基准值为《工矿场地土壤生态风险基准制定技术指南》规定的污染物管制值。最终计算得到的风险商值即为生态风险值。

物种敏感性和暴露浓度分布曲线拟合函数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分布模型。

这样可以减少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，则最终分布模型为多个模型的加权平均模型。

6.4 因果关系判定技术要点说明

在明确污染场地特征污染物生态风险大小之后，分析污染物胁迫和生态受体响应之间的因果关系极为重要。这是由于工业场地污染情况存在其特殊性：一方面工业场地往往集聚式出现，某一区域内如工业园区内有多个污染场地，各个污

染场地的特征污染物极易扩散其他场地导致某一场地土壤多种污染物共存的情况发生,因此有必要开展因果分析明确是否为该场地特征污染物导致生态风险的产生;另一方面,开展因果分析有助于增强评估结果的可信度,在明确污染场地生态系统受到危害的确是由特征污染物导致的之后,才能够确保后续风险管理措施能够有效降低污染物的生态风险,国外例如英国美国的污染场地生态风险评价指南中均存在相应要求。本指南结合污染场地状况和希尔因果关系判断准则(表4)判断污染物与生态受体响应之间的因果关系。判定原则包括:

(1) 尽量选择可信度更高的准则进行判断,如果分析结果满足准则要求,则合理地认为污染物暴露与生态受体响应存在因果关系。

(2) 如果存在相反的判断结果(例如污染物暴露和受体响应之间存在负相关),那么就不能建立污染物与生态受体响应之间的因果关系,应当分析其他可能的原因。

(3) 如果分析结果存在矛盾(例如部分结果证明污染物暴露和受体响应之间的联系,而另一部分结果认为不存在联系则),需要进一步的工作对此进行解释。

表4 希尔因果关系判断准则

准则	含义	可信度	分析手段	备注
关联强度 (strength of association)	污染物胁迫和生态受体响应存在很显著的关联	+++	主成分分析	依据污染物是否作为生态受体响应差异的主成分判断因果关系
关联的可重复性 (consistency of association)	对污染物的响应在不同场地和不同调查之间保持一致	++	污染物在其他地方造成的生态受体响应和本次调查相同	根据不同调查者在不同时间、不同地点就污染物对生态受体的影响能否得出一致的结果判断因果关系
特异性 (specificity)	是否只有污染物导致了生态受体响应? 是否污染物只导致了该种生态受体响应?	+	分析污染物胁迫和生态受体响应之间的联系	依据污染物胁迫和生态受体响应之间是否存在一一对应关系判断因果关系
时序性(temporality)	污染物胁迫时间上先于生态受体响应	+	生态受体随时间响应的比较,特别是调查污染之前的生态受体状况	通过空间(如上游/下游)上/污染发生前后的受体状态是否存在差异判断因果关系
合理性 (plausibility)	存在合理的机理解释污染物导致的生态受体响应	++	1. 文献数据 2. 效应可信度 3. 敏感物种的缺失;	1. 通过文献资料证实污染物的生态效应产生机制判断因果关系

			4. 诊断性检测; 5. 毒性鉴别;	2. 依据产生效应的受体分布范围与污染物暴露范围是否一致判断因果关系 3. 依据敏感物种的是否丧失判断因果关系 4. 某些效应只对特定种类的毒物有反应, 例如金属硫蛋白对金属暴露的响应, 据此判断因果关系 5. 通过处理环境样品来去除或隔离污染物是否能够消除或减少这些污染物导致的生态受体响应判断因果关系
一致性 (coherence)	污染物导致的生态受体响应与污染物对特定物种产生的效应一致	++	1. 文献数据 2. 效应可信度 3. 敏感物种的缺失; 4. 诊断性检测; 5. 毒性鉴别; 6. 污染物与关键物种响应的剂量-效应关系	依据与合理性和实验证据相同方式响应判断因果关系
相似性 (analogy)	具有相似结构和作用机制的污染物应当对生态受体产生相似的效应	+	其他地块受类似污染物(相同的化学类别, 具有类似的作用模式)影响而产生的效应与本场地产生的效应相同	根据相似污染物在不同地块产生的效应是否相同判断因果关系
生态梯度 (ecological Gradient)	生态受体响应应当按照污染物浓度梯度分布	++	回归分析 空间分布图	随着与污染源距离的增加, 污染物浓度越低, 对生物的影响也就越小, 反之越大。据此判断因果关系
实验证据 (experimentation)	污染物暴露与生态受体响应在实验中应当存在直接的因果关系	++	污染物与关键物种响应的剂量-效应关系	依据污染物与关键物种响应之间是否存在剂量-效应关系判断因果关系

7. 对实施本指南的建议

(1)《工业污染场地生态风险评估技术指南》是工业污染场地风险管理框架体系的重要技术标准文件之一，建议应尽快颁布我国工矿场地土壤生态风险基准制定技术指南，为本指南的顺利开展提供基础。

(2) 技术标准的制定发布应与有效可行的政策法规相匹配，建议加快完善我国污染场地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)由于我国目前相关的基础研究比较薄弱，评估模型与参数多借鉴国外，这就增加了评估结果的不确定性，建议该指南在广泛征求意见基础上修改后可先试用，根据标准实施情况适时对本标准进行完善、修订与补充。