土壤和地下水多要素协同生态安全环境基准制定技术指南（征求意见稿）编制说明

土壤和地下水多要素协同生态安全环境基准制定技术指南

编制组

2026 年 10 月

目录

1 工作简况 1
1.1 任务来源 1
1.2 协作单位 1
1.3 主要工作过程 2
1.4 起草组成员及其所做的主要工作 2
2 标准编制原则和主要内容 3
2.1 编制原则 3
2.2 主要内容 4
3 预期的经济效果 19
4 标准涉及的相关知识产权说明 20
5 采用国际标准的程度与水平的简要说明，与现行有关法律法规和强制性标准的关系 20
6 重大意见分歧的处理经过 22
7 其他应予说明的事项 22

1 工作简况

1.1 任务来源

我国土壤环境基准研究起步较晚，在参考借鉴国外土壤环境基准理论方法的基础上，对土壤环境基准进行了有益探索，并开展了大量本土化研究工作，取得了积极进展。然而，现有研究多聚焦单一土壤介质污染物迁移及生态健康效应。由于污染物可在土壤与其他环境介质间迁移转化，只关注土壤污染物的暴露及其毒性效应往往不能够反映敏感生态受体或人体的真实暴露状况，易出现风险研判偏差，引发环境管控过保护或欠保护问题。

当前，世界各国都已经意识到上述问题，开始从传统的关注单一环境介质污染物暴露风险向同时关注多个环境介质污染物暴露风险转变。因此，亟须建立多介质、多要素协同作用的生态毒性和健康效应评估体系，以全面、精准地表征场地土壤和地下水污染物的生态毒性和健康效应特征，为制定科学、准确、合理的环境基准提供依据。

1.2 协作单位

1.2.1 牵头单位

生态环境部南京环境科学研究所，统筹标准整体框架搭建、核心技术条款编制、意见汇总修改、标准全流程申报与协调工作。

1.2.2 参加单位

中国环境科学研究院、中国农业科学院资源区划所、中国科学院南京土壤研究所、浙江农林大学、萍乡中新生态环境有限公司参与标准起草工作。

1.3 主要工作过程

本项目按照《中国土壤学会团体标准制修订工作流程》推进，各阶段工作如下：

1. 前期调研与标准草案编制阶段(2025 年 1 月—2025 年 12 月)：开展国内外场地土壤与地下水生态安全环境基准制定理论与技术方法对比分析；研究场地土壤与地下水复合污染协同作用下用地类型划分、暴露情景设定、生态功能确定和敏感受体与关键效应选择等方法；结合我国国情、区域特征及管理需求，编制标准草案。

2. 立项申请与评估阶段（2026 年 1 月—2026 年 7 月）：2026 年 6 月，中国土壤学会团体标准工作管理委员会接收编制组提交的《土壤和地下水多要素协同生态安全环境基准制定技术指南》立项申请表，经专家立项评审论证，认可本标准具备行业必要性、技术创新性、工程实用性，同意立项，2026 年 7 月学会官网发布立项公告。

3. 标准征求意见稿编制阶段（2026 年 7 月—2026 年 10 月）：编制组根据立项评审专家意见进一步修改完善标准草案，并于 2026 年 9 月针对性征求专家意见，经修改完成征求意见稿和编制说明。2026 年 10 月将相关材料报送中国土壤学会。

1.4 起草组成员及其所做的主要工作

1.4.1 起草组成员

起草工作组成员及分工起草工作组成员：李勖之、姜锦林、陈檣、马瑾、陈世宝、宋静、王晓南、冯承莲、王萌、蔡怡敏、刘志坚、钱江萍。

1.4.2 任务分工

生态环境部南京环境科学研究所（牵头）：统筹标准立项、进度与报审，编写标准主体文本、编制说明，组织专家评审与意见处理。

中国环境科学研究院：国内外土壤环境基准与标准技术制定技术方法调研，负责相关内容编制。

中国农业科学院资源区划所：研究场地土壤与地下水复合污染协同作用下用地类型划分和暴露情景设定，负责相关内容编制。

中国科学院南京土壤研究所：研究场地土壤与地下水复合污染协同作用下生态功能确定和敏感受体与关键效应选择等方法，负责相关内容编制。

浙江农林大学：物种敏感性分布曲线拟合方法调研，负责相关内容编制。

萍乡中新生态环境有限公司：开展实际场地案例研究。

2 标准编制原则和主要内容

2.1 编制原则

（1）以《中华人民共和国生态环境法典》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，对国内外土壤与地下水环境基准/标准现状、法律法规、工作机制、技术现状和发展趋势等进行调研和对比分析，使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，并实现与国际接轨。

（2）充分借鉴国内外的相关标准和技术方法的经验和国内已有标准和导则，服务土壤质量改善的总体目标，明确研究制订土壤与地

下水多要素协同环境基准的工作程序，提高工作效率，保证工作质量；另外，相关基准工作需有长期的实验研究和足够的数据支持，以确保我国环境基准科学性、准确性和实用性。

（3）本指南按照不同土地利用类型，区分不同暴露情景，旨在保护场地内土壤（如植物、无脊椎动物、微生物活性及野生动物等）及周边环境介质相关生态受体（如淡水生物）引起的显著生态风险。围绕不同的保护受体，本指导提出相应的土壤与地下水多要素协同的环境基准推导方法。

2.2 主要内容

本标准包括范围、规范性引用文件、术语和定义、基准制定程序、暴露情景构建、数据筛选与评估、基准推导、不确定性分析、报告编制、质量控制及附件 11 个部分。

2.2.1 适用范围

本标准规定了土壤和地下水多要素协同生态安全环境基准研究制订的工作程序、内容、方法与技术要求。

本标准适用于我国公园绿地、居住用地、商业/工业用地 3 类用地方式下化学污染物的土壤和地下水多要素协同生态安全环境基准的研究制订。

本标准不适用于放射性物质的场地。

2.2.2 规范性引用文件

本标准主要引用了 13 个规范性文件。

2.2.3 术语与定义

本标准中对生态安全环境基准、土壤与地下水多要素协同生态安全环境基准、x%效应浓度、半数致死浓度、最低观察效应浓度、无观察效应浓度、最大可接受阈值浓度、无可见不良作用水平、物种敏感性分布、评估因子、x%危害浓度、预测无效应浓度、淋溶因子、衰减因子14个关键术语进行了定义。

2.2.4 基准制定程序

本标准参考《淡水水生生物水质基准制定技术指南》基本框架，土壤和地下水多要素协同生态安全环境基准推导工作流程主要包括6个步骤，具体如下：（1）暴露情景构建；（2）数据筛选与评估；（3）基准推导；（4）不确定性分析；（5）报告编制；（6）质量控制。

2.2.5 暴露情景设定

2.2.5.1 用地类型划分

根据土地的使用方式以及活动对土地的敏感性和依赖程度，将用地类型划分为以下4个部分：

（1）公园/城市绿地，主要活动是娱乐活动。

（2）居住用地，主要活动是居住或娱乐活动；

（3）商业/工业用地：商业用地主要活动是商业活动，工业用地主要活动涉及商品的生产、制造或建设。

2.2.5.2 暴露途径

在推导场地土壤和地下水多要素协同生态安全环境基准时，主要考虑以下三种暴露途径：土壤直接接触、土壤和食物摄入，以及土壤—地下水传输。

（1）土壤直接接触和土壤—食物摄入途径

土壤直接接触和土壤—食物摄入途径的评估依据不同土地利用方式下的具体暴露情景而定：

1）公园/城市绿地的核心生态功能在于提供景观和生态设施，以支持主要的土地利用活动。因此，必须确保土壤能够维持土壤依赖物种的生存，并且不会因摄入受污染的土壤或食物而对野生动物产生不利影响。

2）与公园/城市绿地类似，居住用地同样提供景观和生态设施，以支持主要的土地利用活动。因此，必须确保土壤能够维持土壤依赖物种的生存，但提供保护的程度不同。

3）商业用地的性质多变，从接近居住条件的土地到与工业活动接壤的土地不等。商业用地包括管理的草坪、花坛等景观设施，需确保土壤能够维持土壤依赖物种的生存。

工业用地与商业用地类似，主要考虑管理的草坪、花坛等景观设施，确保土壤能够维持土壤依赖物种的生存。但存在一个特例，若工业用地为采矿用地，必须确保土壤能够维持土壤依赖物种的生存，并且不会因摄入受污染的土壤或食物而对野生动物产生不利影响。

（2）土壤—地下水途径

土壤—地下水途径则与土地利用分类无关，土壤中存在的污染物可能会渗入浅层地下水，而浅层地下水可能会迁移扩散至生态受体依赖的地表水体。若场地附近不存在地表水体，可根据场地具体情况将其排除。

2.2.5.3 生态受体

土壤直接接触途径将陆生植物（生产者）、无脊椎动物（消费者）和土壤微生物（分解者）及其主导的生态功能（如土壤碳转化作用、土壤氮转化作用和土壤酶活等）作为该途径的关键受体。

土壤和食物摄入途径主要保护土壤污染经食物链威胁的高等生物（生物累积和生物放大的二次毒性），如鸟类和哺乳动物等。

土壤中的污染可能会迁移到地下水。如果附近有地表水体（溪流、河流、湖泊等），那么这些地表水体中的水生生物可能会受到污染的影响。

2.2.6 毒性筛选与评估

2.2.6.1 数据分类和来源

本指南将用于制定环境基准数据分为污染物的理化特性数据、污染物的生态毒性数据和供试土壤的理化性质数据。

污染物的理化性质数据主要描述污染物的基本理化性质和理化特征数据，分析污染物在土壤介质中的迁移转化和对生态系统的危害影响；污染物的生态毒理数据包括受试生物基本信息、陆生植物和无脊椎动物的生态毒性数据、对微生物及其主导生态过程的生态毒性数据、对哺乳动物和鸟类等经口膳食暴露的毒性数据及生物富集数据；供试土壤的理化特征数据主要考虑土壤异质性对污染物生物有效性和生态毒性的影响，记录毒性数据同时应记录土壤 pH、有机碳含量、黏粒含量和阳离子代换量等影响土壤污染物生物有效性的关键理化性质。

不同的国家在制订生态安全环境基准时都会从已有的数据库或国际文献资料中获取有关污染物的理化参数和生态毒性数据。本导则规定基准推导使用的数据来自四个方面：1）有明确数据来源的国内外生物毒理数据库；2）国家政府部门发布的相关数据，包括已用于国外土壤生态筛选值制定的毒理数据；3）经专家判断的可靠来源数据，包括公开发表的文献和其他经专家判断的数据。

2.2.6.2 受试物种

土壤生物多样性是维系生态系统平衡与稳定的核心要素。我国现有生物物种名录对土壤生物的收录较为有限，为适应我国陆生生态系统特征和土壤污染风险管理需求，落实《环境基准工作方案（2023—2025）年》相关工作要求，项目组综合运用生态毒理学、生物分类学和统计学等方法，研究筛选出涵盖土壤动物和陆生植物且具有我国本土生物区系分布特征代表性的土壤环境基准研究推荐受试物种，编著完成《中国土壤环境基准研究推荐受试物种名录》，旨在为生态毒性测试标准化提供科学、实用的受试物种依据，对完善土壤环境基准推导方法、系统评估我国土壤生物物种丰富度与多样性具有重要意义。《名录》系统阐述了中国土壤资源及生物区系分布，重点关注能够反映我国本土生物区系分布特征的代表性土壤无脊椎动物和陆生植物，共收录物种 79 种，包含土壤无脊椎受试动物和陆生植物两类。其中，土壤无脊椎动物 20 种，隶属于 5 门 7 纲 9 目 12 科 16 属；陆生植物 59 种，隶属于 3 门 3 纲 16 目 20 科 52 属。

土壤环境基准研究与制定过程中，应优先依据本名录筛选受试物

种。在具体选用时，应优先结合目标区域所属区划，优先选用该区划下推荐受试物种，以确保物种的区域与生态代表性。

针对土壤无脊椎动物，应重点选择在目标区域内具有稳定分布、生态功能重要且毒理学测试方法成熟的核心物种。

针对陆生植物，应结合用地类型与区域特色进行选择：农用地应优先选用本区域主要的粮谷作物、蔬菜作物及经济作物等敏感物种；建设用地则可侧重选择具有经济价值或景观功能的植物，并兼顾其对污染物的指示性。在任何情况下，物种的选用均需以其在目标区域的适生性为前提。

使用未在本名录中的受试物种，应根据筛选原则，经专家判断可用性后开展受试物种的生态毒理试验。

2.2.6.3 试验设计

土壤生态毒性测试方法可以较全面地反映土壤污染的程度和影响，近 20 年来得到国内外的广泛重视在化学品管理及污染土壤评价等方面都发挥着重要作用。土壤生态毒性测试法可以分为：（1）个体及以上水平的生态毒性测试方法，包括土壤无脊椎动物法、土壤植物法、土壤微生物法、土壤酶法以及群落、生态系统水平上的毒性测试和野外试验；（2）亚个体水平的生态毒性测试方法，包括生物标志物和组学技术测试手段等。

一些组织和政府机构发展了一系列的毒性测试标准，其中包括一些利用土壤生物的毒性测试标准。经济合作与发展组织（OECD）发布了 9 个利用土壤生物的毒性测试标准，国际标准化组织（ISO）也

出版了类似的标准，用于检测化学品、污染土壤等对生物的毒性。部分国家也发布了相似的标准，如美国 EPA 发布了 OCSPP850 系列标准用于有毒物质、杀虫剂、药物和化妆品等的管理，加拿大环境部发布了生物测试方法系列，用于检测化学品、环境样品等对生物的毒性。

生态毒性测试方法的标准化和本地化在我国土壤环境基准研究中至关重要。为支持化学品或污染土壤等的管理，利用水生生物的毒性测试标准、遗传毒性测试标准，我国从 2008 年起开始引入一些 OECD 毒性测试标准，其中包括一些利用土壤生物、水生生物等的测试标准。2014 年，我国发布了《化学农药环境安全评价试验准则》21 项系列国家标准（GBT31270.1-2014GBT3127021-2014），其中毒性试验准则有 13 个，涉及的土壤生物有蚯蚓、植物和土壤微生物。此外，我国还针对化学品评价发布了蚯蚓急性毒性、线蚓繁殖、弹尾目昆虫生殖和土壤微生物相关的毒性测试方法。值得注意的是，目前我国正在实施的土壤生态毒性测试标准的目的是检测化学品或农药的毒性，并没有针对土壤污染物毒性诊断发布标准，且我国大部分已发布的毒性测试标准引自 OECD 和 ISO，缺少对受试生物、暴露土壤等因素做适当的调整（例如利用本地物种、本地土壤），针对本土土壤生态环境开发的标准较少。本指南参考国内外已发布的生态毒性测试方法标准，从试验设计、试验试剂和培养条件等方面对收集到的毒性数据进行筛选。

2.2.6.4 评价终点

大多数机构倾向于使用亚致死或慢性毒性数据用于保护陆生生

态的土壤环境基准的推导。如美国环保局优先选择生态相关的评价终点，对土壤脊椎动物，选择繁殖、种群和生长相关的评价终点。其中，繁殖终点是首选，因为它是维持种群的必要条件，繁殖终点是长期（慢性）暴露的良好指标；种群终点尽管被认为不如繁殖终点强，但它们是下一个优先选择终点，因为土壤生态风险评估侧重对生物种群水平的保护；对个体的生长测量是传统的测量终点，并且经常被外推以表示在群体水平上的影响。

对于陆生植物，首选的生态相关终点是生物量，因为它通常是最敏感的测量；如果没有生物量生产的测量报告，一些生理终点也可以考虑。此外，英国、荷兰等将微生物及其主要的生态过程单独作为一类评价指标进行考虑，包括微生物碳生物量、呼吸作用、硝化作用、脲酶、磷酸酶、脱氢酶和淀粉酶等。

2.2.6.5 毒性参数

常用的毒性参数包括预测无效应浓度（NOEC）、最大允许阈值（MATC）、最低效应浓度（LOEC）、效应浓度（EC_{10}、EC_{20}、EC_{25}和 EC_{50}）和半致死浓度（LC_{50}）等。

考虑国内外生态毒性文献或数据库中，污染物的生态毒性主要以 EC_{10} 和 NOEC 表征。本指南规定毒性参数优先选择慢性毒理试验获得的 EC_{10} 和 NOEC。EC_{10} 应通过剂量－效应方程获得，NOEC 应通过标准的统计分析方法或剂量－效应方程获得，通常 EC_{10} 可作为 NOEC 等效使用（EC_{10} 大于最低测试浓度）。当毒性数据不足，应同时记录其他毒性参数（如急性毒理试验获得的 EC_{50} 和 LC_{50}，慢性毒

理试验获得的 LOEC、MATC 和 ECx 等）作为补充，以便在条件允许时通过开展毒性参数转换工作。

2.2.6.6 数据评价

根据 Klimisch 数据评价方法，将毒性数据分为 4 个等级：（1）无限性可靠。数据来自公开文献并且实验过程以及参数设计符合国际公认标准（如良好实验室规范（Good Laboratory Practice, GLP）标准）；（2）限制性可靠。部分信息不符合 GLP 标准；（3）不可靠：实验方法及参数设计不符合 GLP 标准；（4）不确定。没有具体的实验细节，数据来自摘要或二次引用文献。

本标准参考 Klimisch 评价方法，将毒性数据同样分为 4 类：（1）无限制可靠数据：数据产生过程完全符合标准毒性测试方法；（2）限制性可靠数据：数据产生过程不完全符合（1）中实验准则，但实验程序翔实、可靠，有充足的证据证明数据可用；（3）不可靠数据：数据产生过程与标准毒性实验有冲突或矛盾，实验设计不科学，没有充足的证据证明数据可用，实验过程不能令人信服或不为专家所接受；（4）不确定数据：没有提供足够的实验细节，无法判断数据可靠性。

本指南规定只有无限制可靠数据和限制性可靠数据可用于推导基准。当可靠性数据不满足基准推导方法的数据要求时，可通过补充开展国际或国家标准生态毒理试验，使毒性数据达到物种敏感性分布法和评估因子法的要求，或在条件允许时通过毒性参数转换公式转化成可用的 EC_{10} 或 NOEC。

2.2.7 基准推导

2.2.7.1 基于土壤直接接触途径的环境基准推导

（1）毒性数据归一化

土壤理化性质被认为是影响污染物生物有效性的关键，不同供试土壤毒性试验获得的毒性数据可能存在较大差异。因此，在推导土壤生态筛选值时，应根据影响生物有效性的土壤关键理化性质对毒性数据进行充分筛选和评估。

通常毒性试验的供试土壤理化性质应具有代表性，不应包括极性条件下获得的毒性数据。美国根据 pH 和有机质含量将毒性数据划分为生物有效性高、中和低 3 个等级，推导筛选值时优先选择生物有效性较高的毒性数据。加拿大和美国类似，当超过 50%的数据反映出较低的生物有效性，应采用不确定性因子，或将推导的筛选值归类为临时指导值。英国和荷兰通过建立归一化方程，对有机物的毒性数据归一到标准土壤（有机质含量为 3.4%），但不建议对重金属毒性数据进行归一化。这主要是因为重金属生物有效性更加复杂，依赖土壤 pH 等土壤性质的归一方程实际仅模拟土壤孔隙水中重金属浓度，而对于无脊椎动物等摄取土壤的生物，通过孔隙水吸收的重金属浓度往往是可忽略的，因此对重金属归一化不能真实的反映土壤理化性质对污染物生物有效性的影响。

（2）毒性数据外推

将关键受体的毒性数据（个体水平）通过保守的假设模型外推至种群、群落甚至生态系统水平是土壤生态筛选值制定的关键。欧洲土壤生态筛选值的外推方法相对统一，参考欧盟 TGD 技术导则中 PNEC

的计算方法。当毒性数据足够多时，采用 SSD 描述生态系统内有限物种对环境中特定污染物毒性响应效应差异；当毒性数据的生物种类和营养级别单一且数据量较少，选择基于 AF 的确定性方法；当陆生毒性数据缺失时，可采用基于水生毒性数据和水土分配系数的平衡分配法。

SSD 法是基于不同物种对于污染物的敏感性差异提出的，该方法假设不同物种对某一污染物的敏感性阈值能够被一个分布所描述，通过生物测试获得的有限物种的阈值来自这个分布的样本，可用于估算该分布的参数。SSD 法是基于统计学理论来表示和预测污染物浓度对物种影响程度的一种简便方法，作为一种统计学外推方法，在环境风险评价和制定环境标准等工作中越来越多地被使用。主要考虑了土壤理化性质、物种敏感性以及污染物来源等因素的差异。SSD 法对于毒理学数据量的最小要求尚无统一界定，OECD 和澳大利亚 2000 年水质标准推荐的最小数据量为 5 个，其他研究或政府指导性技术文件则为 8～10 个。

本指南参考欧盟 TGD 技术导则中 PNEC 的计算方法，选择 SSD 法推导土壤环境基准，当毒理数据不满足采用物种敏感性分布法的要求时，通过试验或转化等方式补充毒性数据。其中，要求毒性数据至少不少于 8 个物种，最好大于 15 个。SSD 法被荷兰、英国和澳大利亚推荐用于推导基准值，但各国采用不同标准进行最优参数模型的选择。如欧洲以及中国推荐使用的对数正态（Log-normal）分布和对数逻辑（Log-logistic）分布，澳大利亚和新西兰使用的 Burr III，以及

一些其他分布模型，如 Weibull、Log-triangle、伽马分布（Γ）等。不同分布模型的选择对 SSD 的结果（尤其是 HC5 值）有较大影响，尤其是当样本量较小时，选择合适的分布模型降低不确定性尤为重要。2021 年，吴丰昌等在借鉴他国经验的基础上，由国家生态环境基准委员会研制开发了国家生态环境基准计算软件《国家生态环境基准计算软件 物种敏感度分布法》。该软件主要用于毒性数据的物种敏感度分布拟合，软件涵盖的拟合模型包括正态分布、对数正态分布、逻辑斯谛分布、对数逻辑斯谛分布 4 个模型。该软件为国家生态安全环境基准制定提供标准化和规范化技术保障。

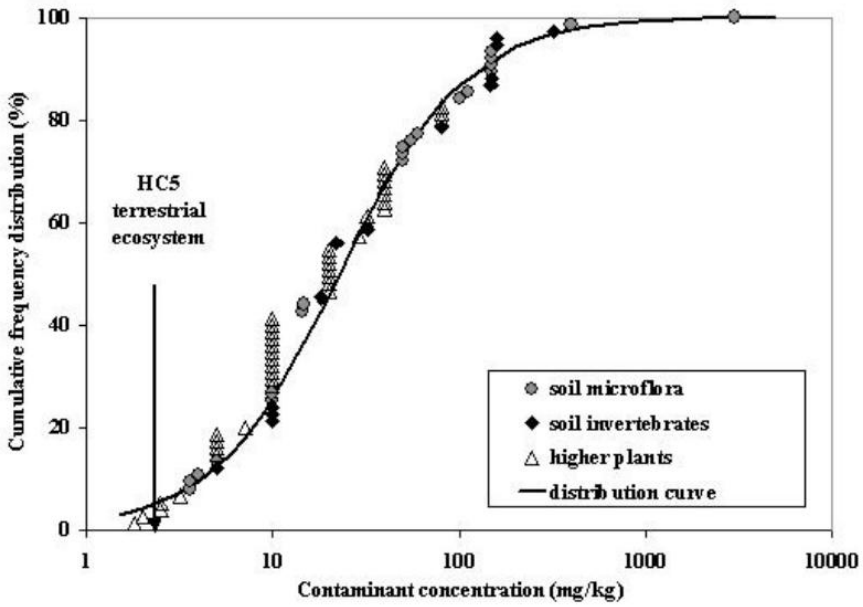


图 2.1　物种敏感性分布曲线（SSD）

本标准参考国内外 SSD 模型，当可靠数据不少于 8 个时，推荐选用 Burr III、Log-normal、Log-logistic、Weibull 及 Gamma 等拟合函数分别对毒性数据进行拟合，根据模型拟合优度评价参数评价模型的拟合度，依据确定的最优拟合 SSD 模型确定阈值。

（3）PNEC 确定

不同用地方式的生态保护水平不同。例如，丹麦由于其土壤很少存在历史污染问题，政府对土壤的保护策略就是要防止土地在将来发生污染，因此，其土壤筛选值通常接近元素的自然背景浓度。而多数国家针对不同用地方式制订土壤筛选值，目的是筛选有潜在污染风险的地块。不同用地方式的生态保护水平不同。例如，欧盟国家多数采用自然（95%）、农用地（90%）、公园绿地（80%）、居住（60%）和工业用地（50%）的生态保护水平。总之，土壤生态保护水平是由国家政策决定的，是研究制订生态安全土壤环境基准的依据。

本标准参考了欧盟的经验并结合我国土壤环境基准研究的习惯做法，给出如下建议：

1）公园用地方式下，生态受体或生态过程的土壤生态保护水平为 80%;

2）住宅用地方式下，生态受体或生态过程的土壤生态保护水平为 60%;

3）商服及工业用地方式下，生态受体或生态过程的土壤生态保护水平为 50%；其中，采矿用地方式下，生态受体或生态过程的土壤生态保护水平为 80%。

土壤 PNEC 综合考虑数据质量、物种代表性和多样性、涵盖终点和模型拟合效果等，取 HCx 除以安全系数（1-5）；采用评估因子法时，直接获得污染物的 PNEC。当有效毒性数据包括的物种数量大于 15 时，且经过老化或淋溶处理，AF 取值为 1；当有效毒性数据包括

的物种数量大于 15 时，未经过老化或淋溶处理，AF 取值为 2；有效毒性数据包括的物种数量小于等于 15 时，由专家判断确定。

2.2.7.2 基于土壤或食物摄入途径的环境基准推导

二次中毒是指由于摄入或接触中毒的生物体而引起的继发性中毒。目前世界各国在制定土壤生态安全环境基准时，对土壤污染物的二次毒性问题所考虑的角度各有不同：

1）美国环保局在制订野生动物土壤生态筛选值时，从食草动物、食虫动物、食肉动物中选取六种代表受体，并根据其暴露途径通过野生动物食物链暴露风险评估模型计算六种受体的风险临界值，取其低值作为野生动物土壤生态筛选值。

2）英国生态风险评估中，较为重视二次中毒的影响，对可通过陆地食物链富集的污染物应考虑二次毒性问题，陆地食物链考虑的是土壤蚯蚓和以蚯蚓为食的鸟类或哺乳动物。如：重金属 Cd、Pb、Hg 以及 POPs。

3）荷兰推导土壤最大允许浓度（MPC）时考虑了土壤—蠕虫—以蚯蚓为食的鸟类或哺乳动物食物链的二次中毒影响，并提出若采用二次中毒的方法污染物需符合以下原则：①该化学物质 $\log KOW \geq 3$，②该化学物质具有很强的吸附性，③该化学物质已知有可能在生物体中累积，④该化学物质有标志性的结构特征，⑤该化学物质没有水解（半衰期小于 12h）等衰减特性。

4）加拿大在制订土壤质量指导值时仅对农业用地考虑了直接接触和摄入土壤以及食草这两种暴露途径对野生动物和家畜的影响。荷

兰认为油水分配系数大于3（logKow＞3）且分子量小于700的污染物有可能会通过食物链发生生物富集，因此会考虑这类污染物对高营养级生物（鸟类和哺乳动物）的毒性影响。

目前的相关指导文件中，有两种推荐的评估二次中毒的方法，分别是2011年欧盟WFD指导文件推荐的基于浓度的方法和2009年欧洲食品安全局（EFSA）推荐的基于剂量的方法。基于浓度的方法是基于鸟类或哺乳动物饮食中污染物的浓度评估其暴露风险。而基于剂量的方法中暴露毒性不是表示饮食中的浓度，而是污染物的每日剂量，剂量表示为每质量体重中污染物的每日摄入量。

本标准中，在考虑二次中毒的情况下，基于捕食者的食物中污染物浓度进行外推。参考生态环境部《化学物质环境与健康危害评估技术导则（试行）》中附录A环境生物二次毒性危害评估方法，重点考虑化学物质通过食物链蓄积和传递对哺乳动物和鸟类的危害，推荐采用评估系数法推导鸟类或哺乳动物PNEC。

2.2.7.3 基于土壤—地下水迁移途径的环境基准推导

场地周边分布地表水体时，考虑土壤—地下水迁移途径的情况下，需评估地下水扩散迁移对周边淡水生物的影响。基于淡水水生生物水质基准反推获得地下水（$PNEC_{gw}$）和土壤（$PNEC_{fl}$）环境基准。

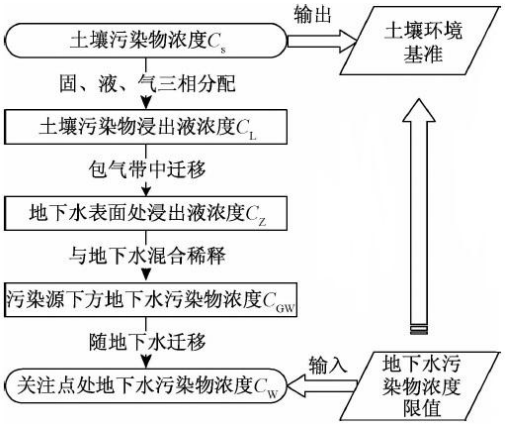


图 2.2　污染物由土壤迁移到地下水的概念模型

（1）土壤污染物进入地下水

参考《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3）中模型，不考虑污染物在包气带和地下水中的迁移，即 CL（土壤中污染物浸出液浓度）＝CZ（地下水表面处浸出液浓度），引入淋溶因子 LF 反映土壤中污染物迁移进入地下水的过程：

（2）污染物随地下水的横向迁移

参考英国地下水修复目标值确定方法中保护周边地下水体的风险，以受体的环境标准为保护目标，通过水文地质风险评估方法，引入衰减系数（AF），反映污染物随地下水的横向迁移过程。

（3）$PNEC_{gw}$ 和 $PNEC_{fl}$ 确定

本标准以场地周边地表水体中淡水生物为保护对象，基于 HJ 831 导则中淡水水生生物水质基准为 CED，反推获得地下水中污染物浓度为 $PNEC_{gw}$；以 $PNEC_{gw}$ 为地下水中污染物的最大浓度限值（MCLgw），反推获得保护地下水的土壤中污染物浓度为 $PNEC_{fl}$。

3 预期的经济效果

针对我国现阶段工业化程度高、疑似污染地块存量大、城镇化进

程持续深化的基本国情，本标准的实施有助于填补我国污染场地多介质生态风险评估技术与管理体系的空白。本标准构建了多介质、多暴露途径协同耦合的评估场景体系，确立了未定标污染物基于生态风险的环境基准推导机制，为污染场地生态风险防控提供科学化解决方案，重点保障社会敏感区与生态敏感区场地的生态安全利用；同时，对污染地块安全再开发、生态工业园区建设及矿山环境生态修复具有明确的指导意义。

在效益方面，本标准不仅能够产生显著的生态效益，还可在场地调查评估、日常监管与工程修复三者之间寻求技术经济平衡点，有效破除“过度修复”瓶颈；在确保安全利用的前提下，大幅降低场地修复与治理成本，提升土地流转与开发效率，有效节约土地再利用的时间成本与财务成本。

4 标准涉及的相关知识产权说明

本文件不涉及相关专利及其他知识产权问题。所有引用的标准和文献均已注明出处，并尊重原作者的知识产权。

5 采用国际标准的程度与水平的简要说明，与现行有关法律法规和强制性标准的关系

本标准未等同采用或修改采用国际标准。目前国际上尚未形成专门针对场地尺度下“土壤—地下水”多要素协同生态安全环境基准制定的系统性标准，尤其缺乏系统覆盖暴露情景构建、毒性数据归一化校正、多途径基准推导、不确定性分析及质量控制全过程的技术指南。

现有国际研究和技术规范（如欧盟 TGD/REACH 指南、美国 EPA

生态筛选基准等）主要侧重于单一介质（如纯土壤或水生环境）的基准推导、化学品生态毒理试验准则制定或区域尺度的环境风险表征探索，尚未建立充分考虑土壤理化性质空间异质性以及“土壤—地下水—地表水”跨介质迁移耦合的完整生态基准标准体系。因此，本标准是在充分参考国际通行的生态毒性试验方法（ISO、OECD、ASTM、EPA 标准等）、SSD 理论、外推评估因子法以及跨介质迁移衰减模型的基础上，结合我国典型用地分类、土壤环境特征、管理需求及科研实践，自主研究形成的团体标准。

本标准总体上借鉴了国际通行的环境暴露与生态风险表征核心框架，构建了“暴露情景构建—数据筛选与评估—基准推导—不确定性分析—质量控制”的完整技术工作程序。针对土壤与地下水系统中污染物赋存状态、迁移转化及多途径暴露的复杂性，本标准对传统单一土壤生态风险评估方法进行了协同扩展与方法学创新，方法体系严密、技术框架完整，与国际前沿技术水平接轨，兼具高度的科学性与本土适用性。

国内目前与本标准相关的技术规范主要包括《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3）《淡水生物水质基准推导技术指南》（HJ 831）以及化学品/农药毒性试验准则（GB/T 21809、GB/T 27854、GB/T 27855、GB/T 31270 系列、GB/T 35514、GB/T 35522 等）。上述国家及行业标准主要立足于人体健康风险评估、水环境基准制定或单一室内毒理试验方法，尚无针对场地土壤与地下水系统生态安全保护的综合基准推导标准。本标准在充分衔接并引用上述国家试验标准、

水质基准指南及建设用地风险评估导则的基础上，突破了以往场地评估“重人体健康、轻生态安全”和“土—水介质割裂”的局限，系统整合并建立了覆盖多暴露途径、协同土壤与地下水环境的生态安全基准制定程序与参数模型，是对我国现行生态环境基准与污染风险防控标准体系的重要补充和延伸。

6 重大意见分歧的处理经过

本标准起草过程中无重大分歧意见。所有起草组成员均对标准内容表示认同 和支持，并积极参与标准的制订和完善工作。

7 其他应予说明的事项。

无。