

中华人民共和国国家标准

GB/T 39792.1—2020

生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第1部分：土壤和地下水

Technical guideline for identification and assessment of environmental
damage—Environmental elements
—Part 1: Soil and groundwater

(发布稿)

2020-12-29 发布

2021-01-01 实施

生态环境部 发布
国家市场监督管理总局

目 次

前 言.....	ii
1 适用范围.....	1
2 规范性引用文件.....	1
3 术语和定义.....	2
4 工作内容和程序.....	3
5 鉴定评估准备.....	4
6 土壤与地下水损害调查确认.....	6
7 土壤与地下水损害因果关系分析.....	10
8 土壤与地下水损害实物量化与恢复方案制定.....	11
9 土壤与地下水损害价值量化.....	14
10 土壤与地下水恢复效果评估.....	15
11 报告编制.....	16
附录 A（资料性附录）土壤与地下水损害情景.....	17
附录 B（资料性附录）常用土壤恢复技术适用条件与技术性能.....	18
附录 C（资料性附录）常用地下水恢复技术适用条件与技术性能.....	26

前 言

为贯彻《中华人民共和国民法典》《中华人民共和国环境保护法》《生态环境损害赔偿制度改革方案》，保护土壤和地下水环境，保障公众健康，规范涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估工作，制定本标准。

本标准规定了涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估的内容、工作程序、方法和技术要求。

本标准的附录 A~附录 C 为资料性附录。

本标准为首次发布。

本标准由生态环境部组织制定。

本标准主要起草单位：生态环境部环境规划院、中国科学院地理科学与资源研究所。

本标准自 2021 年 1 月 1 日起实施。本标准实施之前发生的生态环境损害的鉴定评估，继续参照《生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲》（环办政法〔2016〕67 号）和《生态环境损害鉴定评估技术指南 土壤与地下水》（环办法规〔2018〕46 号）开展，但该损害持续至本标准实施的除外。

本标准由生态环境部解释。

生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素

第 1 部分：土壤和地下水

1 适用范围

本标准规定了涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估的内容、工作程序、方法和技术要求。
本标准适用于因环境污染或生态破坏导致的涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估。
本标准不适用于核与辐射事故导致的涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估。

2 规范性引用文件

本标准引用下列文件或其中的条款。凡是注明日期的引用文件，仅注日期的版本适用于本标准。凡是未注日期的引用文件，其最新版本（包括所有的修改单）适用于本标准。

- GB 5084 农田灌溉水质标准
- GB 5749 生活饮用水卫生标准
- GB 9834 土壤有机质测定法
- GB 11607 渔业水质标准
- GB 15618 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）
- GB 36600 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）
- GB/T 14848 地下水质量标准
- GB/T 18508 城镇土地估价规程
- GB/T 39791.1 生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲和关键环节 第 1 部分：总纲
- GB/T 39791.2 生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲和关键环节 第 2 部分：损害调查
- 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管控和修复监测技术导则
- HJ 25.3 建设用地土壤污染风险评估技术导则
- HJ 25.4 建设用地土壤修复技术导则
- HJ 25.5 污染地块风险管控与土壤修复效果评估技术导则
- HJ 25.6 污染地块地下水修复和风险管控技术导则
- HJ 493 水质采样 样品的保存和管理技术规定
- HJ 710.1 生物多样性观测技术导则 陆生维管植物
- HJ 710.2 生物多样性观测技术导则 地衣和苔藓
- HJ 710.3 生物多样性观测技术导则 陆生哺乳动物
- HJ 710.5 生物多样性观测技术导则 爬行动物
- HJ 710.6 生物多样性观测技术导则 两栖动物
- HJ 710.10 生物多样性观测技术导则 大中型土壤动物
- HJ 710.11 生物多样性观测技术导则 大型真菌
- HJ 1019 地块土壤和地下水中挥发性有机物采样技术导则
- HJ/T 164 地下水环境监测技术规范
- HJ/T 166 土壤环境监测技术规范

CJ/T 206 城市供水水质标准

DZ/T 0290 地下水水质标准

NY/T 1121.16 土壤检测 第 16 部分：土壤水溶性盐总量的测定

NY/T 1121.22 土壤检测 第 22 部分：土壤田间持水量的测定—环刀法

NY/T 3343 耕地污染治理效果评价准则

NY/T 3499 受污染耕地治理与修复导则

《突发环境事件应急处置阶段环境损害评估推荐方法》（环办〔2014〕118号）

《环境损害鉴定评估推荐方法（第Ⅱ版）》（环办〔2014〕90号）

《地下水环境状况调查评价工作指南》（环办土壤函〔2019〕770号）

《地下水污染模拟预测评估工作指南》（环办土壤函〔2019〕770号）

《突发生态环境事件应急处置阶段直接经济损失核定细则》（环应急〔2020〕28号）

3 术语和定义

下列术语和定义适用于本标准。

3.1

土壤 soil

由矿物质、有机质、水、空气及生物有机体组成的地球陆地表面的疏松层。

3.2

地下水 groundwater

以各种形式埋藏在地壳空隙中的水。

3.3

环境敏感区 environmental sensitive area

依法设立的各级各类保护区域，以及对某类污染物或者生态影响特别敏感的区域，主要包括生态保护红线划定范围内或者其外的生态保护红线、自然保护区、海洋特别保护区、饮用水水源保护区、基本农田保护区、基本草原、重要湿地、天然林、野生动物重要栖息地、重点保护野生植物生长繁殖地、重要水生生物的栖息地和洄游通道、天然渔场、水土流失重点防治区、沙化土地封禁保护区、自然岸线，以及以居住、医疗卫生、文化教育、科研、行政办公等为主要功能的区域。

3.4

健康风险评估 health risk assessment

在土壤和地下水调查的基础上，分析其中的污染物对人群的主要暴露途径，评估污染物对人体健康的致癌风险或危害水平。

3.5

概念模型 conceptual model

用文字、图、表等方式来系统综合描述污染源、污染物迁移途径、人体或生态受体接触污染介质的过程和接触方式等。

3.6

受体 receptor

评估区域及其周边环境可能受到污染环境或破坏生态行为影响的土壤和地下水等环境要素以及人群、生物类群和生态系统。

3.7

理论治理成本 theoretical treatment cost

通过治理成本函数计算得到的治理成本。治理成本函数是以治理费用为因变量，以处理技术、处理

规模、污染物去除效率等因素为自变量构建的函数模型。在污染物浓度以及治理目标确定的情况下，将以上变量带入治理成本函数，可得到相应的理论治理成本。

4 工作内容和程序

4.1 工作方案制定

掌握涉及土壤和地下水的生态环境损害的基本情况，了解受损区域及周边的自然环境与社会状况；初步判断土壤和地下水的受损范围，明确涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估的内容，确定鉴定评估方法，编制鉴定评估工作方案。

4.2 损害调查确认

通过开展地质和水文地质调查、土壤和地下水污染状况调查、土壤和地下水生态服务功能调查、土壤和地下水环境质量及其生态服务功能的基线水平调查，判断土壤和地下水环境及其生态服务功能是否受到损害。

4.3 因果关系分析

通过污染源解析、迁移转化过程分析和验证，分析污染环境行为与土壤和地下水损害之间是否存在因果关系。通过分析破坏生态行为导致土壤和地下水损害的机理，判定破坏生态行为与土壤和地下水损害之间是否存在因果关系。

4.4 土壤和地下水损害实物量化和恢复方案制定

筛选土壤和地下水损害评估指标，确定损害程度和范围。当受损土壤和地下水可恢复，研究确定基本恢复目标，制定备选基本恢复方案，估算恢复时间，计算期间损害，确定补偿性恢复规模，制定备选补偿性恢复方案，开展恢复方案综合比选，确定最佳方案。

4.5 土壤和地下水损害价值量化

基于土壤和地下水损害是否已经恢复、是否需要恢复、是否能恢复等情况，选择恢复费用法、实际治理成本法、理论治理成本法、虚拟治理成本法、资源价值法及其它环境价值评估方法对损害价值进行量化。

4.6 土壤和地下水损害鉴定评估报告编制

编制涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估报告（意见）书，同时建立完整的涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估工作档案。生态环境恢复效果评估应编制独立的生态环境恢复效果评估报告。

4.7 土壤和地下水恢复效果评估

定期跟踪土壤和地下水损害恢复情况，评估恢复效果是否达到预期目标。当未达到预期目标，设计并实施补充性恢复方案；当经风险评估等过程判断不需要开展补充恢复，采用环境价值评估方法进行相应损失计算。

涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估程序见图1。实践中，可根据鉴定评估委托事项适当简化工作程序，选择性开展上述相关工作。必要时，应针对生态环境损害鉴定评估中的关键问题开展专题研究。

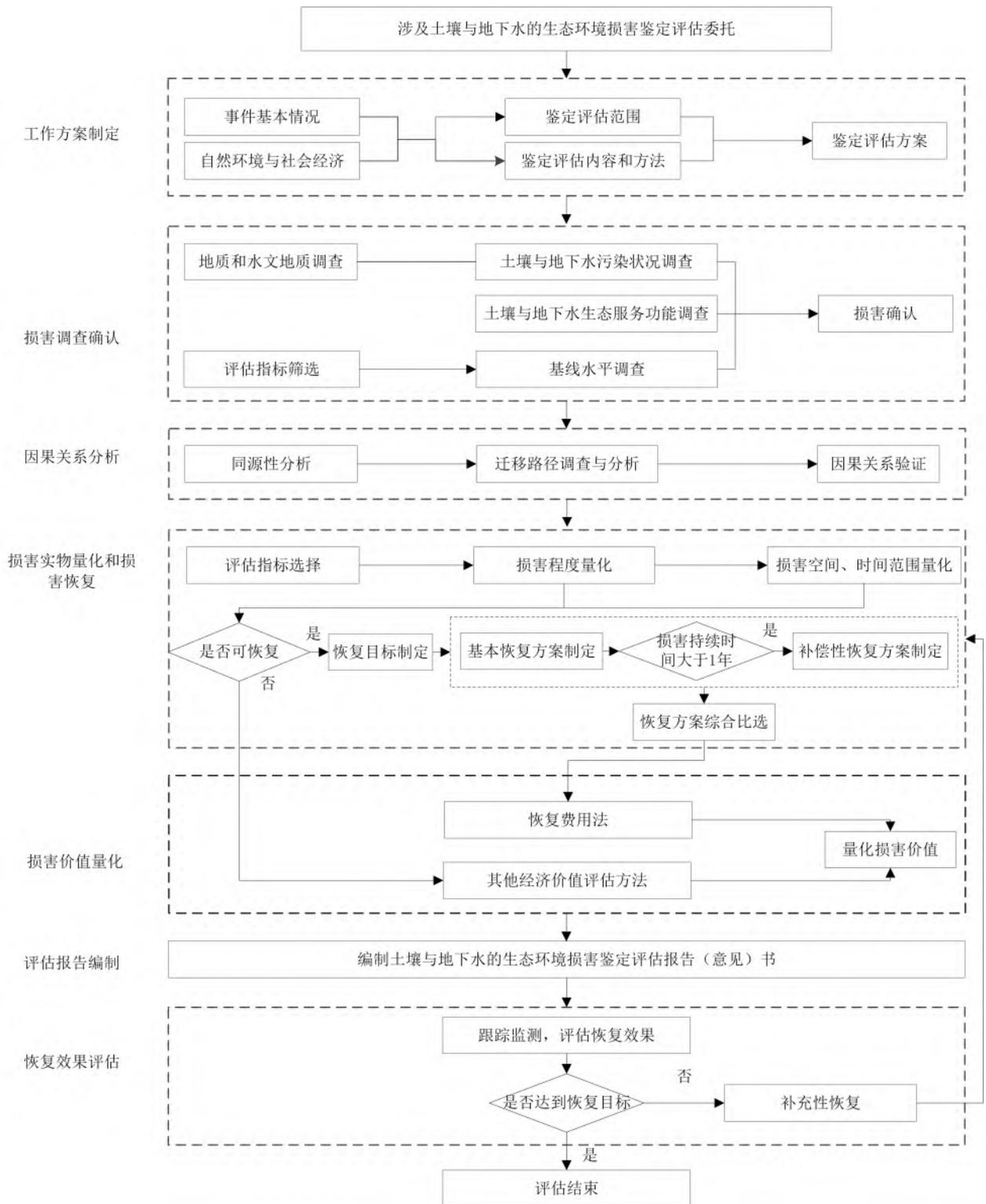


图1 鉴定评估程序

5 鉴定评估准备

通过资料收集分析、文献查阅、座谈走访、问卷调查、现场踏勘、现场快速检测等方式，掌握涉及

土壤和地下水的生态环境损害的基本情况，了解受损区域及周边的自然环境与社会状况，分析土壤和地下水可能的受损范围，明确涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估工作的主要内容，研究确定评估工作的具体方法，编制鉴定评估工作方案。

5.1 基本情况调查

- a) 损害来源相关信息：污染源、生产历史、生产工艺和污染物产生环节、位置，污染物排放、堆放、填埋和处置区域，历史污染事故及其处理情况；对于突发环境事件，应查明事件发生的时间、地点，可能产生的污染物的类型和性质、排放量（体积、质量），污染物浓度等资料和情况；对于生态破坏事件，了解事件性质、破坏方式、发生时间、地点等基本情况；
- b) 损害过程相关信息：污染物排放方式、排放时间、排放频率、排放去向，特征污染物类别、浓度，可能产生的二次污染物类别、浓度等资料和情况；受破坏林地、耕地、草地、湿地等生态系统的自然状态，以及动植物受损的时间、方式和过程等信息；
- c) 前期处理处置相关信息：污染物清理、防止污染扩散等控制措施或生态恢复措施实施的相关资料 and 情况，包括实施过程、实施效果、费用等相关信息；
- d) 历史和现状监测相关信息：监测工作开展情况及监测数据，包括土壤和地下水环境质量监测数据，指示性生物物种数量、密度、丰度、结构，群落组成、结构等调查数据；
- e) 可能开展替代恢复区域的生态环境损害现状和可恢复性。

5.2 自然环境与社会经济信息收集

调查收集评估区域的自然环境信息，具体包括：

- a) 地形地貌、水文、气候气象资料；
- b) 地质和水文地质资料；
- c) 土地和地下水利用的历史、现状和规划信息；
- d) 已有地下水井的分布情况；
- e) 居民区、饮用水水源地、生态保护红线、自然保护区、湿地、风景名胜区等环境敏感区分布信息以及主要生物资源的分布状况；
- f) 厂矿、水库、构筑物、沟渠、地下管网、渗坑及其他面源污染等分布情况。

收集评估区域的社会经济信息，具体包括：

- a) 经济和主要产业的现状和发展状况；
- b) 地方法规、政策与标准等相关信息；
- c) 人口、交通、基础设施、能源和水资源供给等信息。

5.3 工作方案制定

根据所掌握的损害情况和所收集到的自然环境和社会信息，初步判断可能的损害类型、土壤和地下水环境及其生态服务功能可能的受损范围，包括时间范围和空间范围。必要时可结合遥感图、影像图进行辅助判断，或利用现有监测数据进行污染物空间分布模拟，缺乏具有时效性的监测数据时，建立区域或场地概念模型进行推演，判断可能受到损害的范围。

根据损害的基本情况以及鉴定评估委托事项，明确要开展的损害鉴定评估工作内容，设计工作程序，通过调研、专项研究、专家咨询等方式，确定每项鉴定评估工作的具体方法，编制评估工作方案。

6 土壤和地下水损害调查确认

6.1 地质和水文地质调查

6.1.1 调查目的

地质和水文地质调查的目的在于了解评估区域土壤性质、地层岩性分布、构造发育、地下水类型、含水层分布、地下水补径排条件等情况，获取地质信息及关键水文地质参数，判断污染物在土壤和含水层中的迁移扩散条件，为土壤和地下水污染状况调查奠定基础，并为土壤和地下水环境及其生态服务功能受损情况的量化和因果关系判定提供依据。

6.1.2 调查原则

- a) 充分利用现有资料。根据现有资料对评估区域地质及水文地质信息进行初步了解，重点关注已有水井资料，初步识别评估区域含水层分布、地下水流场、地下水补径排信息，现有资料不足时，开展进一步调查；
- b) 兼顾区域和评估区域水文地质条件开展调查。获取区域地质及水文地质资料，结合场地调查的精度，对获取资料进行筛选应用，初步判断评估区域地质和水文地质信息，兼顾局部变化带来的影响，区域资料不能满足调查需要时，使用钻探、物探和相关试验等手段有针对性地开展必要的评估区域地质和水文地质调查工作。

6.1.3 调查方法

a) 资料收集

进一步收集评估区域地质图、钻孔柱状图、地质剖面图、地质构造图、水文地质图等相关资料，识别评估区域地层岩性及其分布情况、基岩裂隙发育情况，掌握评估区域地下水赋存条件、含水层分布（埋深、厚度、岩性）、水文地质单元划分、地下水补径排条件及关键水文地质参数。

b) 现状调查

收集已建水井的建井资料，了解井深、井结构、建井材料性质、滤水管分布等信息，根据含水层结构特征，对已建水井开展水位统测，掌握不同含水岩组地下水埋深、地下水流向，当已建井结构、数量和位置满足条件，还可利用其开展水文地质试验，获取关键水文地质参数。利用已建水井开展水位统测、水质监测时，应注意排除存在建井记录不完整、封井不严等问题的水井。

c) 钻探、物探和试验

对于损害范围较大、需要初步查明近地表地层介质及特殊构造分布、不便于大范围开展钻探工作的情况，优先选择物探手段对区域进行识别，确定重点区域，指导后续的钻探或水文地质试验工作，通过钻探验证或进一步确定重点区域关注问题，如查明裂隙分布以确定污染物迁移的优先通道，通过水文地质试验查明渗透性异常区，以获取局部污染物迁移速率、分布情况突变原因等信息。

对于损害范围较小、需详细查明污染物分布特征、有条件开展详细钻探调查工作的情况，应充分利用评估区域已有水文地质调查数据、物探结果等资料，并根据需要在重点关注点位开展钻探或水文地质试验工作，获取评估区域地下水赋存条件、含水层分布、地下水补径排条件及重要水文地质参数。

当单一技术手段不足以满足损害评估调查工作需求时，需综合应用多种技术手段，如无法判断基岩裂隙分布时，可采用物探和钻探相结合的方法查明基岩裂隙分布情况，可利用土壤钻探和地下水监测井钻探过程中的钻孔记录确定地层岩性及其分布状况，利用地下水监测井开展水文地质试验。

6.2 土壤和地下水环境质量现状调查

6.2.1 特征指标识别与选取

对于污染源明确的情况，优先采集能够代表污染源特征的样品，通过分析检测，根据污染源中检出

的污染物确定特征污染物；也可通过现场踏勘、资料收集和人员访谈，根据污染源的生产工艺、行业特征、评估区域环境条件、污染物性质和转化规律等，综合分析，识别并选取特征污染物。

对于污染源不明的情况，通过采集可能受损的土壤和地下水样品，进行污染物的定性和定量分析，筛选特征污染物。从检出的污染物中筛选特征污染物应结合评估区域特征，优先选择我国相关环境质量标准中的物质。对于检测到的环境质量相关标准中没有的物质，应通过查询国外相关标准、研究成果，必要时结合相关实验测试，评估其危害，确定是否作为特征污染物。

当污染源为酸性和碱性物质，应将 pH 列为评估指标。当没有识别出特征污染物，但评估区域土壤或地下水呈现出明显的颜色或气味异常，应将颜色或气味列为辅助评估的指标。对于其它有明显污染环境行为，但特征污染物不明确，也不存在酸碱、异常颜色或气味的情形，根据实际情况筛选土壤和地下水相关理化指标作为特征指标或辅助评估的指标。

特征指标选取时还应考虑污染物转化过程中可能产生的二次污染物、前期应急处置和修复过程中引入的物质以及前期应急处置和修复过程中可能产生的二次污染物。

6.2.2 点位和深度布设

对于损害来源单一、损害时间较短、污染物排放量较小、疑似损害范围有限或污染物迁移扩散范围相对较小的情况，可根据污染发生的位置、污染物的排放量、土壤和地下水环境及其生态服务功能受损情况以及区域的地质和水文地质条件等，判断污染物可能的迁移扩散范围（包括水平和垂直范围）或土壤和地下水环境及其生态服务功能受损区域，在该范围或区域合理布设土壤和地下水调查点位，确定采样深度，进行采样分析。水平方向采样点位数量应满足 HJ 25.5 表 1 坑底采样点数量要求。对于爆炸事件，以放射性同心圆方式布点。原则上接近污染源的位置点位密集，采样深度深，远离污染源的位置点位相对稀疏，采样深度浅。

对于损害时间较长、污染物排放量较大、疑似损害范围较大或污染物迁移扩散范围相对较大的情况，采用初步调查和详细调查相结合的方式布点采样。初步调查阶段具体布点方法参照 HJ 25.1 表 1；垂向上，原则上采集 0~0.5 m 表层土壤样品，0.5 m 以下按 0.5~2 m 等间距设置采样位置，不同性质土层至少采集一个土壤样品，同一性质土层厚度较大或出现明显污染痕迹时，根据实际情况在该层位增加采样点，最大深度应至未受污染的深度为止。详细调查阶段在初步调查识别的损害区域内采用系统布点法进行加密布点。采样单元面积不大于 1600 m²（40 m×40 m 网格）。

对于地下水，应综合考虑污染源分布，地下水流向、水力坡降、含水层渗透性、埋深和厚度等水文地质条件及污染物迁移转化规律等因素，在地下水可能受损较严重区域、地下水流向下游分别布设调查点位。其它具体布点要求参照《地下水环境状况调查评价工作指南》。深度一般在监测井水面下 0.5 m 以下；对于低密度非水溶性有机物污染，监测点位设置在含水层顶部；对于高密度非水溶性有机物污染，监测点位设置在含水层底部和不透水层顶部。如果涉及多层地下水污染，应分层建井采集地下水进行分析检测。

如涉及大气和地表水污染造成土壤和地下水污染的，布点时应同时考虑风向和地表水流方向。

如检测结果显示边界点位污染物浓度或其它理化指标仍超过相应的基线水平，应根据检测结果扩大采样范围，直至找到损害边界为止。

6.2.3 样品采集、保存和流转

土壤钻探和土壤样品采集、保存参照 HJ 25.2。涉及钻探时，尽量选择无浆液钻进，全程套管跟进。土壤样品的流转参照 HJ/T 166。涉及挥发性有机污染物时，应遵循 HJ 1019 的相关规定。地下水监测井建设、成井洗井、采样前洗井等过程参照 HJ 25.2。

样品保存参照 HJ 493。样品采集和流转参照 HJ/T 164。涉及挥发性有机污染物时，应遵循 HJ 1019 的相关规定。

6.2.4 样品检测

针对 6.2.1 识别的特征指标，对土壤和地下水样品进行检测。

土壤样品分析检测方法选择参照 GB 36600；涉及农用地时，参照 GB 15618。地下水分析检测方法选择参照 GB/T 14848。

当评估区域土壤或地下水呈现出明显的颜色或气味异常，可对颜色或气味异常的样品进行生物毒性测试，方法选择参照 GB/T 39791.2 中生物调查相关技术导则和规范。

6.2.5 质量保证与质量控制

土壤样品采集、保存、流转过程质量控制参照 HJ 25.2；地下水样品采集、保存、流转过程质量控制参照 HJ 25.2 和 HJ/T 164。土壤样品检测过程质量控制参照 HJ 25.2；地下水样品检测过程质量控制参照 HJ/T 164。特征指标涉及挥发性有机物时，质量保证与质量控制还应遵循 HJ 1019 的相关规定。

6.3 土壤和地下水生态服务功能调查

6.3.1 土壤生态服务功能调查

通过查找土地利用类型图、国土规划、高分辨率卫星遥感影像资料等方式获取土地使用历史、当前土地利用状况、未来土地利用规划等信息，确定土壤损害发生前、损害期间、恢复期间评估区域的土地利用类型，如耕地、园地、林地、草地、商服用地、住宅用地、工矿仓储用地、特殊用地（如旅游景点、自然保护区）等类型。如用地类型为耕地、园地、林地、草地，重点查明或计算种植或养殖物类型和产量等信息；如用地类型为旅游景点，重点查明旅游休闲服务价值计算所需的信息；如用地类型为自然保护区，需查明或计算指示性物种的结构与数量等信息。对于未利用地，可参考周边土地利用类型进行生态服务功能损失调查和评估。

如需要采集生物样品，参照 HJ 710.1、HJ 710.2、HJ 710.3、HJ 710.5、HJ 710.6、HJ 710.10、HJ 710.11 进行。土壤有机质测定参照 GB 9834；土壤盐分测定参照 NY/T 1121.16；土壤持水率测定参照 NY/T 1121.22。如需要检测生物样品中污染物浓度以及土壤生物群落、土壤孔隙度等指标，参照相关权威文献中认可的方法进行。

6.3.2 地下水生态服务功能调查

获取评估区域水资源使用历史、现状和规划信息，查明地下水损害发生前、损害期间、恢复期间评估区域地下水的主要生态服务功能类型，如生活饮用水水源、农业灌溉用水、工业生产用水、居民生活用水、生态用水等供水服务或景观用水等文化服务，并查明或计算开采量、用水量、水资源价值等信息。

6.4 基线水平调查

6.4.1 基于历史数据

查阅相关历史档案或文献资料，包括针对评估区域开展的常规监测、专项调查、学术研究等过程获得的报告、监测数据、照片、遥感影像、航拍图片等结果，获取能够表征评估区域土壤和地下水环境及其生态服务功能历史状况的数据。历史数据应对评估区域具有较好的时间和空间代表性，且历史数据的采样、检测等数据收集方法与现状调查数据具有可比性。应对历史数据的变异性进行统计描述，识别数据中的极值或异常值并分析其原因，确定是否剔除极值或异常值。根据专业知识和评价指标的意义确定基线，对于服从正态分布的数据，当污染或破坏导致评价指标升高时，采用历史数据的 90%参考值上限（算术平均数+1.65 标准差）作为基线；当污染或破坏导致评价指标降低时，采用历史数据的 90%参考值下限（算术平均数-1.65 标准差）作为基线。对于不服从正态分布的数据，当污染或破坏导致评价指标升高时，采用历史数据的第 90 百分位数作为基线；当污染或破坏导致评价指标降低时，采用历史数据的第 10 百分位数作为基线。

6.4.2 基于对照区调查数据

当缺乏评估区域的历史数据或历史数据不满足要求时，可以利用未受污染环境或破坏生态行为影响的“对照区域”的历史或现状数据确定基线。在对照区进行土壤钻探、地下水监测井建设、采样分析和调查工作，获取对照区土壤和地下水生态服务功能状况。应选择一个或多个与评估区域可比且未受污染环

境或破坏生态行为影响的对照区域。对照区域数据应具有较好的时间和空间代表性，对照区所在区域在地理位置、气候条件、地形地貌、生态环境特征、土地利用类型、水文地质条件、社会经济条件、生态服务功能等方面应与受影响区域类似，其土壤和地下水的物理、化学、生物学性质应与受影响区域类似。一般情况下，土壤对照点应均匀布设于受影响区域外部，对照点数量 ≥ 5 个。如评估区域面积较大，污染物分布情况较复杂，应适当增加对照点数量。如因地形地貌、土地利用方式、污染物扩散迁移特征等因素致使土壤特征有明显差别或采样条件受到限制时，可根据实际情况进行调整，采样深度应尽可能与受影响区域内采样深度相同。地下水的对照点位应位于污染源的地下水流向上游一定距离内，并综合考虑水力坡降、含水层渗透性、埋深和厚度等水文地质条件及污染源和污染物迁移转化等因素，对照区所取地下水应与损害调查地下水位于同一层位。对照区数据收集方法应与评估区域具有可比性，并遵守评估方案的质量保证规定。

若对照区污染物浓度检测结果低于检出限，以检出限作为其浓度值参与基线水平计算。

应对“对照区域”数据的变异性进行统计描述，识别数据中的极值或异常值并分析其原因确定是否剔除极值或异常值，根据专业知识和评价指标的意义确定基线，确定原则同 6.4.1。

6.4.3 参考环境质量标准或基准

当历史数据或对照数据不可行时，则根据评估区域土地利用方式和地下水使用功能，参考适用的国家或地方土壤和地下水环境质量标准或基线确定基线，如 GB 15618、GB 36600、GB/T 14848、GB 5749、GB 5084、GB 11607、DZ/T 0290、CJ/T 206；当标准和基准同时存在时，优先适用环境质量标准；当缺乏适用的标准或基准时，可参考国外政府部门或国际组织发布的相关标准或基准。

6.4.4 开展专项研究

当无法获取历史数据和对照区数据，且无可用的土壤和地下水环境质量标准或基准时，开展专项研究，如土壤和地下水中污染物的健康风险评估、土壤和地下水中污染物的迁移转化规律研究和模拟、污染物浓度与种群密度和物种丰度等指标之间剂量-效应关系研究、生态服务功能专项调查等工作，以确定土壤和地下水环境及其生态服务功能的基线水平。

6.5 损害确定

当事件导致以下一种或几种后果时，可以确认造成了土壤和地下水环境或生态服务功能损害：

- a) 调查点位土壤和地下水中特征污染物的浓度或相关理化指标（包含 pH、电导率等）超过基线水平；
- b) 评估区域土壤和地下水呈现明显颜色或气味异常，经实验或测试表明对土壤无脊椎动物或植物产生毒性；
- c) 因土壤和地下水污染造成评估区域生物死亡、疾病、行为异常、肿瘤、遗传突变、生理功能失常、畸形等；
- d) 评估区域指示性生物种群特征（密度、性别比例、年龄组成等）、群落特征（如多度、密度、盖度、丰度等）或生态系统特征（如生物多样性）发生不利改变，指示性指标超过基线水平；
- e) 土壤和地下水的其它性质发生改变，导致土壤和地下水不再具备基线状态下的生态服务功能，如土壤的农产品生产功能、地下水的饮用功能等；
- f) 造成土壤和地下水损害的其他情形。

7 土壤和地下水损害因果关系分析

7.1 污染环境行为与损害之间的因果关系分析

7.1.1 因果关系分析程序

结合鉴定评估准备以及损害调查确认阶段获取的损害事件特征、评估区域环境条件、土壤和地下水污染状况等信息，采用必要的技术手段进行同源性分析；构建模型，开展污染介质、载体调查，提出特征污染物从污染源到受体的迁移转化过程假设，并通过迁移转化过程的合理性、连续性分析，对迁移转化过程进行验证；基于同源性分析、迁移转化过程验证结果，分析污染环境行为与损害之间是否存在因果关系。

7.1.2 同源性分析

通过人员访谈、现场踏勘、空间影像识别等手段和方法，调查潜在污染源，必要时开展地质和水文地质调查，进一步掌握水文地质条件，开展土壤和地下水采样分析，了解污染物的空间分布特征，或利用同位素技术，进行同位素组成和比例分析，并根据实际情况选择合适的统计分析方法，识别污染源。

同源性分析常用的方法包括：

- a) 污染特征比对法：采集潜在污染源和受体端土壤和地下水样品，分析污染物类型、浓度、比例等情况，通过多元统计分析进行特征比对，判断受体端和潜在污染源的同源性，确定污染源；
- b) 同位素技术：对于损害持续时间较长，且特征污染物为铅、镉、锌、汞等重金属或含有氯、碳、氢等元素的有机物时，可采用同位素技术，对潜在污染源和受体端土壤和地下水样品进行同位素分析，根据同位素组成和比例等信息，结合多元统计分析等方法，判断受体端和潜在污染源的同源性，确定污染源；
- c) 多元统计分析法：采集潜在污染源和受体端土壤和地下水样品，分析污染物类型、浓度以及同位素组成、比例等情况，采用相关分析、主成分分析、聚类分析、因子分析等统计分析方法分析污染物与土壤、地下水理化指标及其时空分布相关性，判断受体端和潜在污染源的同源性，确定污染源。

此外，还可以综合运用水文地质条件分析、水动力分析、污染物转化机理分析等多种方法分析同源性。无法采集到源端样品时，可将 6.2.1 识别的特征污染物与受体端污染物进行同源性分析。

7.1.3 迁移转化过程调查与分析

基于前期调查获取的信息，初步构建污染物迁移转化模型，通过地形条件分析、地质和水文地质条件调查和分析、包气带和含水层中污染物分布特征调查和分析等手段，识别传输污染物的载体和介质，提出污染源到受体之间可能的迁移转化过程的假设。

通过对载体运动方向、污染物空间分布和随时间变化特征的模拟和分析，判断迁移转化过程的合理性；并分析迁移转化过程的连续性，当存在不连续的情况，应对可能的优先通道和变化过程进行分析。必要时，利用示踪技术，对迁移转化过程进行验证。

7.1.4 因果关系分析

同时满足以下条件，可以确定污染环境行为与损害之间存在因果关系：

- a) 存在明确的污染环境行为；
- b) 土壤和地下水环境或生态服务功能受到损害；
- c) 污染环境行为先于损害的发生；
- d) 受体端和污染源的污染物存在同源性；
- e) 污染源到受损土壤和地下水之间存在合理的迁移转化过程。

根据需要，分析其他原因对土壤和地下水环境或生态服务功能损害的贡献。

7.2 破坏生态行为与损害之间因果关系分析

通过文献查阅、专家咨询、遥感影像分析、现场调查等方法，分析破坏生态行为导致土壤和地下水环境及其生态服务功能受到损害的作用机理，建立破坏生态行为导致土壤和地下水环境及其生态服务功能受到损害的因果关系链条。同时满足以下条件，可以确定破坏生态行为与损害之间存在因果关系：

- a) 存在明确的破坏生态行为；
- b) 土壤和地下水环境或生态服务功能受到损害；
- c) 破坏生态行为先于损害的发生；
- d) 根据生态学、水文地质学等理论，破坏生态行为与土壤和地下水环境或生态服务功能损害具有关联性。

根据需要，分析其他原因对土壤和地下水环境或生态服务功能损害的贡献。

8 土壤和地下水损害实物量化与恢复方案制定

8.1 损害范围和程度量化

8.1.1 涉及污染的土壤、地下水损害实物量化

8.1.1.1 损害程度量化

基于土壤、地下水中特征污染物浓度或相关理化指标与基线水平，计算每个点位土壤、地下水中污染物浓度或相关理化指标的超基线倍数，见公式（1）：

$$Ki = \left| \frac{Ti - Bi}{Bi} \right| \quad (1)$$

式中： Ki —某点位土壤和地下水中特征污染物或相关理化指标的超基线倍数；

Ti —某点位土壤和地下水中特征污染物的浓度或相关理化指标；

Bi —土壤、地下水中特征污染物浓度或相关理化指标的基线水平。

8.1.1.2 损害范围量化

根据各采样点位土壤和地下水损害确定和损害程度量化的结果，分析受损土壤和地下水点位的位置和深度。在充分获取土壤和水文地质相关参数的情况下，构建评估区域土壤和地下水污染概念模型，采用空间插值方法，模拟未采样点位土壤和地下水的损害情况，获得受损土壤和地下水的二维、三维空间分布，并根据需要模拟土壤和地下水中污染物的迁移扩散情况，明确土壤和地下水当前的损害范围及在评估时间范围内可能的损害范围，计算目前和在评估时间范围内可能受损的土壤、地下水面积与体积。地下水中污染物的迁移扩散模拟可参照《地下水污染模拟预测评估工作指南》。对于不满足插值条件、调查点位分布规律的情形，也可通过分析调查点位所能代表的区域，确定损害范围。对于无法找到损害边界的情况，根据对污染物迁移模拟扩散能力和条件的分析，判定可能的损害范围，合理确定损害边界。

结合恢复方案，判断恢复所需的时间，确定损害的时间范围。

8.1.2 涉及生态服务功能损害的实物量化

8.1.2.1 损害程度量化

当土壤和地下水生态系统中的生态服务功能受到损害，可基于指示性生物的种群特征、群落特征、生态系统特征、地下水资源量、旅游人次等指标与基线水平的比对，确定评估区域生态服务功能的受损害程度和范围，参照《生态环境损害鉴定评估技术指南 生态系统》系列标准执行。

基于指示性生物的种群特征、群落特征、生态系统特征、地下水资源量、旅游人次等指标与基线水平的比对，确定生态服务功能的受损害程度，见公式（2）：

$$K_j = \left| \frac{S_j - B_j}{B_j} \right| \quad (2)$$

式中： K_j —代表生态服务功能的指示性指标的受损害程度；

S_j —指示性指标的现状水平；

B_j —指示性指标的基线水平。

8.1.2.2 损害范围量化

基于不同调查点位生态服务功能损害确定和损害程度量化结果，通过插值方法，或对不同点位所能代表的区域的分析研究，量化损害范围；或根据现场调查结果或遥感、无人机航拍等影像分析结果，量化损害范围。

结合恢复方案，判断恢复所需的时间，确定损害的时间范围。

8.2 可恢复性评价

通过文献调研、专家咨询、案例研究、室内实验、现场试验等方法，评价受损土壤和地下水及其服务功能恢复至基线的经济性、技术和操作的可行性。经评价，受损土壤和地下水及其服务功能可以完全或部分恢复时，制定基本恢复方案；需要实施补偿性恢复的，同时需要评价补偿性恢复方案的可实施性。

8.3 恢复方案制定和期间损害计算

8.3.1 基本恢复方案制定

8.3.1.1 基本恢复目标确定

基本恢复的目标是将受损土壤和地下水环境及其生态服务功能恢复至基线水平。

先判断是否需要开展修复。当需要开展修复，且基于风险的环境修复目标值低于基线水平，应当修复到基线水平（见附录 A 图 A.1），并根据相关法律规定进一步确认应该承担将污染物浓度从基线水平降至基于风险的环境修复目标值的责任方，要求责任方采取措施将风险降低到可接受水平；当需要开展修复，且基于风险的环境修复目标值高于基线水平且均低于现状污染水平，应当修复到基于风险的环境修复目标值（见附录 A 图 A.2），并对基于风险的环境修复目标值与基线水平之间的损害进行评估计算，方法见 9.3.1。当不需要开展修复，且现状污染水平高于基线水平，应对现状污染水平与基线水平之间的损害进行评估计算，方法见 9.3.1。

基于风险的环境修复目标值参照 HJ 25.4 和 HJ 25.6 等相关标准规范确定。未利用地可以按照未来拟利用方式及保护目标判定是否需要修复。

8.3.1.2 恢复策略选择和恢复技术筛选

恢复策略选择参照 GB/T 39791.1 中相关内容。

建设用地和耕地土壤修复可以分别参照 HJ 25.4 和 NY/T 3499 选择恢复模式和技术。

在掌握不同恢复技术的原理、适用条件、费用、成熟度、可靠性、恢复时间、二次污染和破坏、技术功能、恢复的可持续性等因素的基础上，参见附录 B 表 B.1 和附录 C 表 C.1 及相关技术规范与类似案例经验，结合土壤和地下水污染特征、损害程度、范围和生态环境特性，从主要技术指标、经济指标等方面对各项恢复技术进行全面分析比较，确定备选技术；或采用专家评分的方法，通过设置评价指标体系和权重，对不同恢复技术进行评分，确定备选技术。提出一种或多种备选恢复技术，通过实验室小试、现场中试、应用案例分析等方式对备选恢复技术进行可行性评估。基于恢复技术比选和可行性评估结果，选择和确定恢复技术。

重金属污染土壤可采用安全填埋技术，可视情况选用固化/稳定化技术（浸出液重金属浓度超过相关标准限值）、淋洗技术（土壤粒径大）或植物修复技术（对修复时间没有要求且具有相应金属的超富

集植物)；挥发性有机污染物(VOCs)(包括总石油烃(TPHs))污染土壤可采用土壤气相抽提(土壤质地松散、水分含量低于50%)、热脱附(土壤水分含量低于30%)、焚烧等技术,TPHs还可采用生物堆、生物通风等修复技术;半挥发性有机污染物(SVOCs)污染土壤可采用热脱附、焚烧等技术;石油烃、多环芳烃(PAHs)、苯系物(BTEX)等污染土壤还可视情况选用化学氧化技术(污染物浓度较高);多氯联苯(PCBs)和农药污染土壤可采用热脱附(浓度小于500 mg/kg)、焚烧(浓度大于500 mg/kg)、安全填埋(浓度在50~100 mg/kg之间)等技术。

重金属、SVOCs、PCBs和农药污染地下水可采用抽出-处理技术;VOCs(包括TPHs)污染地下水可采用抽出处理、空气注入(潜水含水层,地下水位以下15 m以内的地下水,且包气带土壤质地松散)等技术;石油烃、PAHs、BTEX等污染地下水还可视情况选用化学氧化技术(污染物浓度较高);六价铬和卤代烃污染地下水可视情况选用化学还原技术。

8.3.1.3 备选基本恢复方案制定

根据土壤和地下水的损害类型、范围和程度以及所确定的恢复目标、模式和技术,制定2~3种备选恢复方案。可以采用单一恢复技术,也可以综合采用多种恢复技术。方案中应明确恢复工程实施的技术路线、具体步骤、工艺参数、材料及其用量、设备及其运行维护、成本等,还应包括恢复过程中受污染水体、气体和固体废物等的无害化处理处置及其他二次污染防治措施等。制定备选恢复方案时,应对每种方案的年恢复速率和恢复到基线水平所需时间周期进行预估。

8.3.2 期间损害计算

当土壤损害导致其所在的生态系统服务损害,且持续时间大于一年,参照相关生态系统的损害评估标准计算生态系统服务的期间损害。

当地下水损害的持续时间大于一年,应结合8.1确定的损害范围、程度以及8.3.1.3预估的备选基本恢复方案年恢复速率和恢复到基线水平的时间,计算地下水所能提供的服务的期间损害。期间损害计算方法参照GB/T 39791.1附录B等值分析方法。当没有适合的基本恢复方案或基本方案实施后,生态环境无法恢复到基线水平时,为永久性生态环境损害。

根据土壤和地下水提供的生态服务功能的特点,可以选择资源类指标(如水资源量等)或者服务类指标(如土壤面积、含水层体积等)计算期间损害;如果实物量指标不可得,可以选择损害价值量作为量化指标(如旅游收入等)计算期间损害。

服务性损害计算期间损害,功能性损害不计算期间损害。

8.3.3 补偿性恢复策略选择、技术筛选和备选恢复方案制定

当存在因土壤损害导致其所在的生态系统服务期间损害,参照相应生态系统的损害评估标准进行备选补偿恢复方案制定。

当存在地下水资源服务期间损害,应设计补偿性恢复方案。补偿性恢复策略选择、技术筛选和备选方案制定参见8.3.1.2和8.3.1.3。根据每种备选基本恢复方案对应的期间损害,量化补偿性恢复措施的单位效益,基于等值分析法确定每种补偿性方案对应的恢复规模,具体参照GB/T 39791.1附录B等值分析方法。

8.3.4 恢复方案综合比选

综合考虑不同基本方案和补偿性恢复方案的成熟度、可靠性、时间、成本、二次污染、社会效益、经济效益和环境效益等因素,参照GB/T 39791.1附录C生态环境恢复方案的比选,对恢复方案进行综合比选,确定最佳的基本恢复和补偿性恢复方案组合。

9 土壤和地下水损害价值量化

9.1 基于实际发生费用进行价值量化

对于污染清理和恢复措施已经完成或正在进行的情况,可通过收集实际发生的费用信息,参照 GB/T 39791.2、《突发环境事件应急处置阶段环境损害评估推荐方法》和《突发生态环境事件应急处置阶段直接经济损失核定细则》,对实际发生费用的必要性和合理性进行审核后,得到实际发生的治理恢复费用。

9.2 基于恢复费用进行价值量化

当受损土壤和地下水环境及其服务功能可以且需要恢复或部分恢复时,参照 GB/T 39791.1 中 8.2 对恢复费用进行计算,基于恢复费用量化损害价值。

9.3 其它价值量化方法

9.3.1 未修复到基线水平损害的量化方法

当经修复后未达到基线水平(附录 A 图 A.1)或现状污染水平超过基线水平但不需要修复(附录 A 图 A.2),按照如下方法计算基于风险的环境修复目标值或现状污染水平与基线水平之间的损害:

- a) 当基于风险的环境修复目标值或现状污染水平与基线水平对应的土地或地下水利用类型相同,建议按照以下方法计算与基线之间的损害:当能够获取土壤或地下水中污染物从基于风险的环境修复目标值或现状污染水平修复至基线水平的理论治理成本,基于该理论治理成本进行计算;当无法获取理论治理成本、全部不需要修复且污染物排放量可获取,可以利用基于污染物排放量的虚拟治理成本计算;否则,计算受损土壤或地下水资源价值,计算方法见公式(3),调整系数见表 1 和表 2。土壤资源非使用基准价值为损害发生地与受损土壤类型相同、质量相当的土壤购置单价,土壤购置单价优先采用实际购置单价,不包含运输、人工等费用,当无法获取实际购置单价时,取 25 元/吨作为非使用基准价值;当损害涉及多个地方时,根据多个地方的土壤购置单价和受损土壤方量确定。地下水资源非使用基准价值为损害发生地水资源价格;当损害涉及多个地方时,根据多个地方的水资源价格和受损水量确定;

$$Vr = Vb * \gamma \quad (3)$$

式中: Vr —受损土壤/地下水资源价值;

Vb —土壤/地下水资源非使用基准价值;

γ —调整系数。

- b) 当基于风险的环境修复目标值或现状污染水平与基线水平对应的土地或地下水利用类型不同,应基于土地或地下水利用类型改变对应的土地或水资源价值变化评估损害;
- c) 对于没有适合的补偿性恢复方案的期间损害,可以参照以上方法计算期间损害的价值量。

表 1 土壤资源非使用基准价值调整系数

土壤中污染物浓度最大超基线倍数	调整系数
≤200 倍	0.2
>200-≤2000 倍	0.4
>2000-≤5000 倍	0.6
>5000-≤30000 倍	0.8
>30000 倍	1

表 2 地下水资源非使用基准价值调整系数

地下水中污染物浓度最大超基线倍数	调整系数
≤20 倍	0.2
>20-≤100 倍	0.4
>100-≤500 倍	0.6
>500-≤2000 倍	0.8
>2000 倍	1

9.3.2 无法恢复的损害量化方法

对于土壤和地下水环境及其生态服务功能无法通过工程恢复或完全恢复至基线水平，没有可行的补偿性恢复方案填补期间损害，需要根据土壤和地下水提供的服务功能，利用直接市场价值法、揭示偏好法、效益转移法、陈述偏好法等方法，对不能恢复或不能完全恢复的土壤和地下水及其期间损害进行价值量化。

各种生态环境价值量化方法及其适用条件参照 GB/T 39791.1 附录 D 常用环境价值评估方法。如提供的是生物多样性支持服务，可采用支付意愿法进行评估；如提供的是供给服务，可采用市场价值法等方法进行评估；如提供的是文化服务，可采用旅行费用法进行评估。如损害前用地类型为未利用地，可参考周边土地利用类型进行土地资源功能损失计算，如未利用地附近存在多种土地利用类型，综合考虑不同利用类型的土地资源功能，通过平均处理，计算未利用地功能损失。

当采用非指南推荐的方法进行生态环境价值量化评估，需要详细阐述方法的合理性。

10 土壤和地下水恢复效果评估

10.1 效果评估时间

恢复方案实施完成后，土壤和地下水的物理、化学和生物学状态及其生态服务功能水平基本达到稳定时，对恢复效果进行评估。

地下水恢复效果通常需根据污染物和地质结构情况进行多次评估，直到地下水中污染物浓度不发生反弹，从初步判断地下水污染物浓度稳定达标且地下水流场达到稳定状态开始，至少采集 8 个批次的样品，至少持续跟踪监测 1 年，两个批次之间间隔不得少于 1 个月，其它要求参照 HJ 25.6。

10.2 效果评估内容和标准

恢复过程合规性，即恢复方案实施过程是否满足相关标准规范要求，是否产生了二次污染。

恢复效果达标性，即根据基本恢复、补偿性恢复方案中设定的恢复目标，分别对基本恢复和补偿性恢复的效果进行评估。

恢复效果评估标准参照 8.3.1.1。

10.3 评估方法

10.3.1 监测和采样分析

根据恢复效果评估计划,对恢复后的土壤和地下水进行监测、采样,分析污染物浓度、色度等指标,或开展生物调查及其它土壤和地下水生态服务功能调查。调查应覆盖全部恢复区域,并基于恢复方案的特点制定差异化的布点方案。基于调查结果,采用逐个对比法或统计分析法判断是否达到恢复目标。涉及土壤修复的情况,效果评估点位采样分析和评估方法可参照 HJ 25.5 执行。涉及耕地修复的情况,效果评估采样点位布设和评估方法可参照 NY/T 3343 执行。涉及地下水修复的情况,效果评估采样点位布设和评估方法可参照 HJ 25.6 执行。

必要时,对周边土壤和地下水开展采样分析,确保恢复过程未造成污染物的迁移扩散,未对周边环境造成影响。

10.3.2 现场踏勘

通过现场踏勘,了解土壤和地下水环境及其生态服务功能恢复进展,判断土壤和地下水是否仍有异常颜色或气味,观察主要生态服务功能指示性指标的恢复情况。

10.3.3 分析比对

采用分析比对法,对照土壤和地下水恢复方案及相关的标准规范,分析土壤和地下水环境及其生态服务功能恢复过程中各项措施是否与方案一致,是否符合相关标准规范的要求;分析恢复过程中的各项监测数据,判断是否产生了二次污染;综合评价恢复过程的合规性。

10.3.4 问卷调查

通过设计调查表或调查问卷,调查基本恢复、补偿性恢复、补充性恢复措施所提供的生态服务功能类型和服务量,判断是否达到恢复目标;此外,调查公众与其他相关方对于恢复过程和结果的满意度。

10.4 补充性恢复

当由于现场条件或技术可达性等限制原因,实施的恢复方案未能将土壤和地下水环境及其生态服务功能完全恢复至基线水平,或补偿性恢复未达到补偿期间损害的目标,应开展补充性恢复。补充性恢复技术筛选和方案确定参照 8.3.1.2 和 8.3.1.3。没有可用的补充性恢复方案将未完全恢复的土壤和地下水恢复至基线水平或填补期间损害时,需要采用经济价值评估方法,对不能恢复或不能完全恢复的土壤和地下水及其期间损害进行价值量化,具体参照 9.3.2。

11 报告编制

根据委托内容,基于评估过程所获得的数据和信息,编制涉及土壤和地下水的生态环境损害鉴定评估报告,报告的格式和内容参见参照 GB/T 39791.1 中的生态环境损害鉴定评估报告书编制要求。

附录 A
 (资料性附录)
 土壤和地下水损害情景

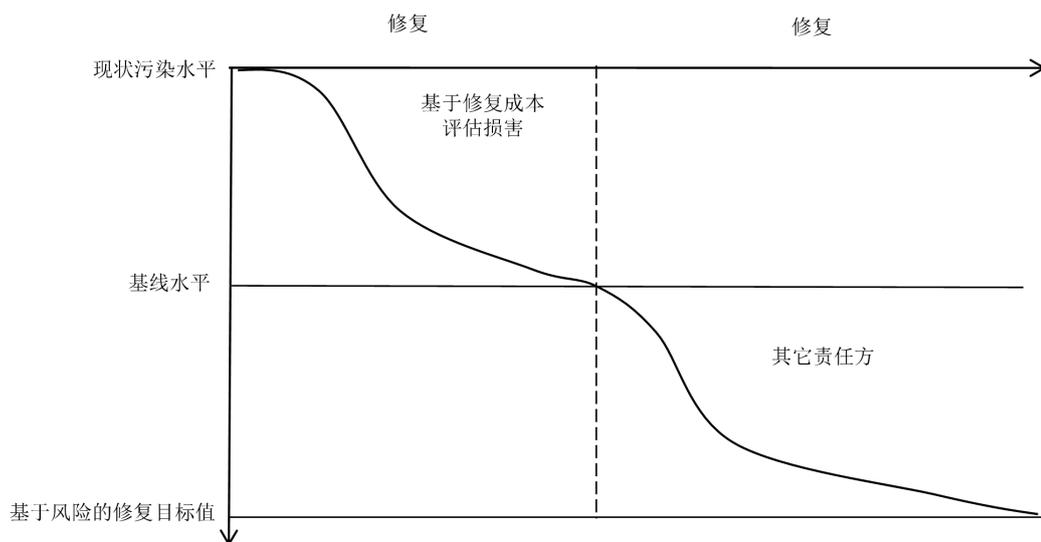


图 A.1 损害情景 I

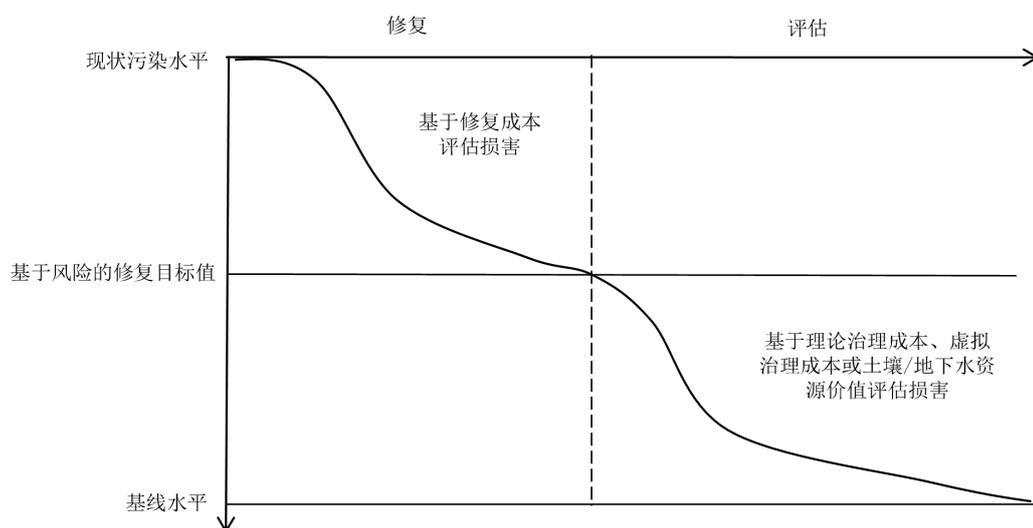


图 A.2 损害情景 II

附录 B

(资料性附录)

常用土壤恢复技术适用条件与技术性能

表 B.1 常用土壤恢复技术适用条件与技术性能表

恢复技术	目标污染物	适用条件	成本	成熟度	可靠性	单位污染土壤恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
1、污染物去除技术									
水泥窑协同处置技术	有机物、重金属	不宜用于汞、砷、铅等重金属污染较重的土壤；由于水泥生产对进料中氯、硫等元素的含量有限值要求，在使用该技术时需慎重确定污染土壤的添加量。	国内的应用成本为800~1000元/m ³ 。	该技术广泛应用于危险废物处理，国外较少用于污染土壤处理，国内已广泛用于污染土壤处理。	能够完全消除污染。	处理周期与水泥生产线的生产能力及污染土壤添加量相关。	污染土壤转运过程中需要密封、苫盖和跟踪监控，防止遗撒、泄露等。	污染土壤处理后成为水泥熟料，土壤生态功能完全破坏。	恢复后土壤生态功能完全丧失，无法恢复。
热脱附技术	挥发性有机污染物（VOCs）、半挥发性有机污染物（SVOCs）（如石油烃、农药、多氯联苯）、重金属汞	不适用于无机物污染土壤（汞除外），也不适用于腐蚀性有机物、活性氧化剂和还原剂含量较高的土壤。	国外对于中小型场地（2万t以下，约26800m ³ ）处理成本约为100~300美元/m ³ ，对于大型场地（大于2万t，约合26800m ³ ）处理成本约为50美元/m ³ 。国内处理成本约为600~2000元/t。	国外已广泛用于挥发性和半挥发性有机污染物相关的场地修复项目，其比例占到了美国超级基金场地恢复项目的8%。国内属于起步阶段，有少量应用案例。	可基本去除污染物，有机物去除率可达95%以上。	处理周期为几周至几年。	污染土壤转运过程中需要密封、苫盖和跟踪监控，防止遗撒、泄露等。在处理过程需要密封、监控，产生的气体应经过处理达标后排放。	对于含氯有机物，非氢化燃烧的处理方式可以避免二噁英的生成。	修复后的土壤可再利用。

恢复技术	目标污染物	适用条件	成本	成熟度	可靠性	单位污染土壤恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
原位化学氧化技术	石油烃、苯系物（BTEX，包含苯、甲苯、乙苯、二甲苯）、酚类、甲基叔丁基醚（MTBE）、含氯有机溶剂、多环芳烃、农药等大部分有机物	适用于多种高浓度有机污染物的处理；在渗透性较差区域（如粘土层中），氧化剂传输速率可能较慢；土壤中存在的一些腐殖酸、还原性金属等，会消耗大量氧化剂；受 pH 值影响较大。	美国的应用成本为 220,000~230,000 美元/场地，约 123~164 美元/m ³ ；国内的应用成本为 300~1500 元/m ³ 。	该技术在美国已经得到了广泛的工程化应用，被用于多个有毒废弃场地，国内有部分工程应用。	基本能满足恢复目标，对于某些难降解有机污染物，可能需要进行进一步处理。	一般少于 6 个月。	污染物彻底氧化后，只产生水、二氧化碳等无害产物，二次污染风险较小。	过程可能会造成产热、产气等不利影响，导致土壤和地下水中的污染物挥发到地表。	修复后的土壤有机质受损，导致部分生态功能丧失，可利用性降低。
异位化学氧化技术	总石油烃（PAHs）、BTEX、酚类、MTBE、含氯有机溶剂、多环芳烃（PAHs）、农药等大部分有机物	不适用于重金属污染土壤的恢复，对于吸附性强、水溶性差的有机污染物应考虑必要的增溶、脱附方式。	国外的应用成本约为 200~660 美元/m ³ ；国内的应用成本一般为 500~1500 元/m ³ 。	国外已经形成了较完善的技术体系，应用广泛，国内发展较快，已有工程应用。	恢复效果比较可靠。	处理周期与污染物初始浓度、恢复药剂与目标污染物反应机理有关。处理周期较短，一般为数周至数月。	污染土壤转运过程中需要密封、苫盖和跟踪监控，防止遗撒、泄露等。土壤修复过程中应密封、监控，气体须经过处理达标后排放。	过程可能会造成产热、产气等不利影响，导致土壤结构和部分生态功能破坏。	修复后的土壤有机质受损，导致部分生态功能丧失，可利用性降低。

恢复技术	目标污染物	适用条件	成本	成熟度	可靠性	单位污染土壤恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
原位化学还原技术	重金属类(如六价铬)和氯代有机物等	受 pH 值影响较大。	国外的应用成本约 150~200 美元/m ³ ; 国内的应用成本约为 500~2000 元/m ³ 。	在国外已经得到了广泛的工程应用, 国内有部分工程应用。	基本能满足恢复目标。	清理污染源区的速度相对较快, 通常需要 3~24 个月。	一些含氯有机污染物的降解产物仍有一定的毒性; 还原后的污染物在某些特定的条件下可能会重新被氧化; 一些危险化学物质的使用可能会引起安全问题。	过程可能会造成产热、产气等不利影响, 导致土壤结构和部分生态功能破坏。	修复后的土壤部分生态功能丧失, 但可恢复。
异位化学还原技术	重金属类(如六价铬)和氯代有机物等	适用于石油烃污染物的处理。	在国外约为 200~660 美元/m ³ ; 在国内, 一般介于 500~1500 元/m ³ 之间。	国外已经形成了较完善的技术体系, 应用广泛; 国内发展较快, 已有工程应用。	受环境中氧化物影响较大, 稳定性较差。	处理周期与污染物初始浓度、恢复药剂与目标污染物反应机理有关。通常处理周期较短, 一般在数周到数月内完成。	污染土壤转运过程中需要密封、苫盖和跟踪监控, 防止遗撒、泄露等。土壤修复过程中应密封、监控, 气体须经过处理达标后排放。	过程可能会造成产热、产气等不利影响, 导致土壤结构和部分生态功能受损。	修复后的土壤部分生态功能丧失, 但可恢复。

恢复技术	目标污染物	适用条件	成本	成熟度	可靠性	单位污染土壤恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
洗脱技术（异位）	重金属、SVOCs、难挥发性有机污染物	对于大粒径污染土壤的修复更为有效，砂砾、沙、细沙以及类似土壤中的污染物更容易被洗脱出来，而粘土中的污染物则较难洗脱，因此不宜用于土壤细粒（粘/粉粒）含量高于 25% 的土壤。常与其它修复技术联用，扩散过程要求准确控制（避免污染物向非污染区扩散）。	美国处理成本约为 53~420 美元/m ³ ；欧洲处理成本约 15~456 欧元/m ³ ，平均为 116 欧元/m ³ 。国内处理成本约为 600~3000 元/m ³ 。	国外已经形成完善的技术体系，且工程应用广泛（美国、加拿大、欧洲及日本等已有较多的应用案例）；国内发展很快，已有工程应用案例。	修复效果较好，但需要配备废水处理系统。	一般少于 12 个月。	洗脱产生的污染废水容易造成二次污染。	污染土壤处理后营养元素缺失，土壤生态功能基本丧失。	修复后土壤生态功能基本丧失，较难恢复。
气相抽提技术	可用来处理 SVOCs、VOCs 和某些燃料，适用于亨利常数大于 0.01 或蒸汽压力大于 66.6 Pa（0.5 mmHg 柱）的污染物	适用于包气带污染土壤的恢复，且要求污染土壤具有质地均一、渗透能力强（透气率大于 1×10^{-4} cm/s）、孔隙度大、湿度小和地下水位较深的特点。低渗透性的土壤难以采用该技术进行修复处理，地下水位亦会影响修复效果。	基于国外相关修复工程案例，该技术应用成本约为 150~800 元/t。	在美国“国家优先名录”污染场地中，SVE 技术作为最常用的污染源控制技术占污染源控制项目的 25%，对于 VOCs 类的污染物，SVE 技术则约占 60%。该技术在海外已有很多成功的工程案例。国内已有中试应用。	能有效地去除土壤中的挥发性有机污染物。	一般为 6~24 个月。	处理过程中产生的气体和渗滤水需收集处理后排放，控制二次污染。	处理过程对土壤的损害较小，生态功能基本无损伤。	可持续性恢复。

恢复技术	目标污染物	适用条件	成本	成熟度	可靠性	单位污染土壤恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
生物堆技术	TPHs 等易生物降解的有机物	不适用于重金属、难降 解有机污染物污染土 壤的修复，粘性土壤修 复效果较差。	美国应用的成本约为 130~260 美元/m ³ ； 国内的工程应用成本 约为 300~400 元/m ³ 。	相关配套设施已 能够成套化生产 制造，在国外已广 泛应用于石油烃 等易生物降解的 污染物的修复，技 术成熟。 国内发展也已比 较成熟，相关核心 设备已能够完全 国产化，已有用于 处理石油烃污染 土壤及油泥的工 程应用案例。	恢复效率有 限。	一般为 1~6 个 月。	无二次污染，环境 扰动小。	污染土壤处理 后基本无损 伤，对土壤生 态功能不产生 影响。	可持续性恢 复。
生物通风技术 (原位)	VOCs、SVOCs (如 TPHs、非氯 化溶剂、某些杀虫 剂、防腐剂等)	适宜于处理渗透性强 的非饱和带污染土壤， 不适合于重金属、难降 解有机物污染土壤的 修复，不宜用于粘土等 渗透系数较小的污染 土壤修复。	国外相关场地处理成 本约为 87~180 元 /m ³ 。	该技术在国内外工 程应用较少，尚处 于中试阶段。	对于修复成 品油污染土 壤非常有效，包括汽 油、喷气式 燃料油、煤 油和柴油 等。	一般为 6~24 月。	为避免二次污染， 应对尾气处理设施 的效果进行定期监 测，以便及时采取 相应的应对措施。	污染土壤处理 后损伤较小， 生态功能基本 无损伤。	可持续性恢 复。

恢复技术	目标污染物	适用条件	成本	成熟度	可靠性	单位污染土壤 恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
植物修复技术	重金属(如砷、镉、铅、镍、铜、锌、钴、锰、铬、汞等), 以及特定的有机污染物(如 TPHs、五氯酚、PAHs 等)	不适用于未找到修复植物的重金属, 也不适用于某些有机污染(如六六六、滴滴涕等)污染土壤的修复; 植物生长受气候、土壤等条件影响; 不适用于污染物浓度过高或土壤理化性质严重破坏不适合修复植物生长的土壤。	美国的应用成本约为 25~100 美元/t; 国内的工程应用成本约为 100~400 元/t。	在国外已广泛应用于重金属、放射性核素、卤代烃、汽油、石油烃等污染土壤的恢复, 技术相对比较成熟; 在国内发展也比较成熟, 已广泛用于重金属污染土壤的修复。	修复较慢, 到一定浓度水平后效果减弱。	一般为 3~8 年。	为避免二次污染, 应对修复植物的后续处理进行监测, 以便及时采取相应的应对措施。	污染土壤处理后即可再利用。	不破坏土壤结构和肥力, 修复后的土壤可再利用。
2、污染物风险控制技术									

恢复技术	目标污染物	适用条件	成本	成熟度	可靠性	单位污染土壤恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
阻隔填埋技术	适用于重金属、有机污染物	不宜用于水溶性强的污染物和渗透率高的污染土壤，不适用于地质活动频繁和地下水位较高的地区。该方法不能降低土壤中污染物本身的毒性和体积，但可以降低污染物在地表的暴露及其迁移性，即只能将污染物阻隔在特定的区域中；效果受地下水中酸碱组分、污染物类型、活性、分布、阻隔墙体的深度、长度和宽度、场地水文地质条件、泥浆及回填材料的类型等因素的影响。	该技术的处理成本与工程规模等因素相关，通常原位土壤阻隔覆盖技术应用成本为 500~800 元/m ² ；异位土壤阻隔填埋技术应用成本 300~800 元/m ³ ；国外泥浆墙安装费用 3600~5000 元/m ³ （不含化学分析、可行性或兼容性测试）。	该技术在国外已经应用 30 多年，已成功用于近千个工程，技术已经相对比较成熟；国内已有较多的工程应用。	能够降低土壤环境风险，达到风险控制目标。	处理周期较短，一般为 3~6 个月。	需要设置相应的气体收集系统、渗滤液收集系统，并定期监测，及时作出响应，以防止二次污染。	污染土壤的生态功能没有得到恢复。	在技术实施完毕后应进行封场生态恢复，封场生态恢复后可以重新恢复该填埋区域的利用价值，如建设公园绿地等。

恢复技术	目标污染物	适用条件	成本	成熟度	可靠性	单位污染土壤恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
原位固化/稳定化技术	金属类、石棉、放射性物质、腐蚀性无机物、氰化物以及砷化合物等无机污染物；农药/除草剂、TPHs、PAHs、PCBs 以及二噁英等有机污染物	不适用于挥发性有机污染物和以污染物总量为验收目标的项目。	美国 EPA 数据显示，应用于浅层污染介质修复的成本约为 50~80 美元/m ³ ，对于深层修复的成本约为 195~330 美元/m ³ 。国内原位固化/稳定化技术的修复费用为 500~1000 元/m ³ 。	美英等国家率先开展了污染土壤的固化/稳定化研究，已形成了较完善的技术体系。据美国环保署统计，2005~2008 年应用该技术的案例占恢复工程案例的 7%，技术已较为成熟；该技术在国内尚处于中试阶段。	能够降低土壤环境风险，达到风险控制目标。	一般为 3~6 个月。	向污染土壤添加药剂进行处理后，土壤酸碱性、含盐量等发生变化，造成土壤生态功能破坏。	经过处理后，土壤大都固封为结构完整的具有低渗透系数的固化体，土壤生态功能基本被破坏。	修复后的土壤生态功能基本被破坏，且难以恢复。
异位固化/稳定化技术	金属类、石棉、放射性物质、腐蚀性无机物、氰化物以及砷化合物等无机污染物；农药/除草剂、TPHs、PAHs、PCBs 以及二噁英等有机污染物	主要应用于处理受无机物污染的土壤，不适用于挥发性有机污染物和以污染物总量为恢复目标的项目。	据美国 EPA 数据，对于小型场地（约 765m ³ ）处理成本约为 160~245 美元/m ³ ，对于大型场地（38228 m ³ ），处理成本约为 90~190 美元/m ³ ；国内处理成本一般为 500~1500 元/m ³ 。	国外应用广泛，据美国 EPA 统计，1982~2008 年已有 200 余项超级基金项目应用该技术。国内已有较多工程应用。	能够降低土壤环境风险，达到风险控制目标。	处理周期受土壤方量、修复工艺、养护时间、施工设备、修复现场平面布局等影响。通常，日处理能力为 100~1200 m ³ ，单批次处理周期 1~2 个月。	向污染土壤添加药剂进行处理后，土壤酸碱性、含盐量等发生变化，造成土壤生态功能破坏。	经过处理后，土壤生态功能基本被破坏。	修复后的土壤生态功能基本被破坏，需要很长时间逐渐恢复。

附录 C
(资料性附录)

常用地下水恢复技术适用条件与技术性能

表 C.1 常用地下水恢复技术适用条件与技术性能表

恢复技术	目标污染物	适用条件	费用	成熟度	可靠性	恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
1、污染物去除技术									
抽出处理技术	可溶的有机和无机污染物以及浮于潜水面上的油类污染物	用于去除地下水中溶解的有机污染物和浮于潜水面上的油类污染物，一般仅适用于渗透性好的含水层，对于低渗透性的黏性土层和低溶解度、高吸附性的污染物效果不理想，存在非水相液体（NAPL）的含水层处理效果差。	美国处理成本约为100~1438 元/m ³ 。	国外 80 年代开始应用，应用广泛、成熟度高，据美国 EPA 统计，1982~2008 年期间，有 798 个超级基金项目使用该技术。国内已有工程应用。	可使地下水的污染水平迅速降低，初期效果较好，但短时间内很难使地下水中有有机物含量达到环境风险可接受水平，后期效果较差。	数年到数十年。	抽出水量较大，影响治理区及周边地区的地下水动态；若不封闭污染源，当工程停止运行时，将出现严重的拖尾和污染物浓度升高的现象。	污染地下水处理后回灌或者外排，地下水基本生态功能得到部分恢复。	需要持续的能量供给，确保地下水的抽出和水处理系统的运行，还要求对系统进行定期的维护与监测，地下水需要很长时间完全恢复生态功能。

恢复技术	目标污染物	适用条件	费用	成熟度	可靠性	恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
空气注入技术	可用来处理地下水中大量的 VOCs 和 SVOCs (各种燃料, 如汽油、柴油、喷气燃料等; 石油及油脂; BTEX 及氯化物溶剂等)	适用于渗透性较高、均质性较好的地层以及挥发性较大、溶解性较大的污染物, 适用于具有较大饱和厚度和埋深的含水层。不适用于非挥发性的污染物, 不适合在低渗透率或高黏土含量的地区使用, 不能应用于承压含水层及土壤分层情况下的污染物治理。更适于消除地下水中难移动处理的污染物, 如重质非水相液体 (DNAPL)。	134~335 元/t。	美国很多地方都采用了该技术来进行地下水的恢复, 并取得了很好的效果。据美国 EPA 统计, 1982~2005 年期间国家优先治理场地中 254 个地下水污染恢复工程技术中有 72 个为曝气法。国内刚刚起步, 实地应用较少, 大部分是室内试验。	通常与其他抽气技术 (如气相抽提技术) 联用, 恢复效果一般。	1~4 年。	对生态环境的影响较小。	地下水生态功能基本可恢复。	地下水生态功能基本可恢复。
渗透反应墙技术	氯代烃、重金属 (六价铬、砷等)、硝酸盐、氟化物、垃圾渗滤液等	不适用于承压含水层, 不宜用于含水层深度超过 10 m 的非承压含水层, 对反应墙中沉淀和反应介质的更换、维护、监测要求较高。	小型场地为 1.4~1.9 元/m ³ 地下水; 大型场地 0.7~1.1 元/m ³ 地下水; 据 2012 年 3 月美国海军工程司令部发布的技术报告, 成本介于 10~248 元/m ³ 。	该技术较为成熟, 在北美和欧洲等发达国家有较多应用。美国环保署、美国海军工程服务中心等机构已制定并发布了本技术的工程设计手册。国内尚处于小试和中试阶段。	恢复效率较慢, 后期容易出现污染反弹, 恢复效果一般。	通常需监测 2 年以上, 墙体可使用 5~10 年, 处理周期一般需要几年甚至几十年。	可能存在二次污染。	地下水基本生态功能将部分恢复。	挖掘处理需避免二次污染, 恢复后的地下水生态功能基本恢复完全。

恢复技术	目标污染物	适用条件	费用	成熟度	可靠性	恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
原位化学氧化技术	TPHs、BTEX、酚类、MTBE、含氯有机溶剂、PAHs、农药等大部分有机物	适用于多种高浓度有机污染物的处理，当存在还原性金属等，会消耗大量氧化剂；受 pH 值影响较大。	美国的应用成本约为 823 元/m ³ 左右。	该技术在美国已经得到了广泛的工程化应用，被用于数千个有毒废弃场地，国内有部分工程应用。	基本能满足恢复目标，对于某些难降解有机污染物如多环芳烃，可能需要进行进一步处理。	一般小于 6 个月。	污染物彻底氧化后，只产生水、二氧化碳等无害产物，二次污染风险较小。	过程可能会发生产热、产气等不利影响，导致地下水中的污染物挥发到地表。	可能存在拖尾和污染物浓度升高的现象，恢复后的地下水需要一段时间完全恢复生态功能。
原位化学还原技术	重金属类（如六价铬）和氯代有机物（三氯乙烯）等	受 pH 值影响较大。	国外的应用成本约 870 元/m ³ 左右。	在国外已经得到了广泛的工程应用，国内有部分工程应用，但仍以小试和中试应用为主。	基本能满足恢复目标，但对于重金属铬而言，恢复后期总量不变，具有潜在风险。	一般为 3~24 个月。	一些含氯有机污染物的降解产物仍有一定的毒性；固定的污染物在某些特定的条件下可能会重新释放出来；一些危险化学物质的使用可能会引起安全问题。	过程可能会发生产热、产气等不利影响。	可能存在拖尾和污染物浓度升高的现象，恢复后的地下水需要一段时间完全恢复生态功能。

恢复技术	目标污染物	适用条件	费用	成熟度	可靠性	恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
多相抽提技术	适用于 VOCs, 例如 TPHs、汽油、柴油、BTEX 以及有机溶剂类 (如三氯乙烯和四氯乙烯)	适用于加油站、石油企业和化工企业等多种类型的污染场地, 尤其适用于存在非水相液态污染物情形的污染地下水的恢复; 不宜用于渗透性差或者地下水水位变动较大的场地。	小型场地成本为 29~72 美元/m ³ ; 大型场地成本为 30~68 美元/m ³ , 地下水处理成本为 35 美元/m ³ 。国内恢复成本为 400 元/kg NAPL 左右。	国外技术成熟, 已广泛应用。国内已有少量工程应用。	场地水文地质条件和污染物分布可能会影响恢复效率; 可能需要同抽出处理技术等联用; 对污染物的去除效果较好。	一般为 1~24 个月。	对地面环境的扰动较小; 运行过程中地下水水位与系统运行前相比仅略有下降。	通过真空手段抽取地下水、浮油层到地面进行相分离及处理, 可部分恢复基本生态功能。	需要封闭污染源, 恢复处理后地下水需要较长时间恢复生态功能。
原位微生物恢复技术	有机污染物	适用于渗透性较好的大面积污染区域的治理; 适宜于污染物易降解的情况; 在非均质性介质中难以覆盖整个污染区; 不能降解所有污染物; 对温度等环境条件要求较严。	处理成本较高, 特别是前期调查和筛选阶段。	国内尚未有实际工程应用案例, 还处于探索试验阶段。	效果不稳定且无法完全去除污染物。	一般大于 6 个月。	以原位方式进行, 可使对污染位点的干扰或破坏达到最小; 使有机物分解为二氧化碳和水, 可以永久地消除污染物和长期的隐患, 无二次污染, 不会使污染转移	污染物很难清除完全, 地下水生态功能恢复难。	恢复处理后地下水需要采取其他的恢复技术才可恢复生态功能。
2、污染物风险控制技术									

恢复技术	目标污染物	适用条件	费用	成熟度	可靠性	恢复时间	二次污染和破坏	技术功能	恢复的可持续性
监测自然衰减技术	碳氢化合物（如 BTEX、TPHs、PAHs、MTBE）、氯代烃、硝基芳香烃、农药类、重金属类、非金属类（砷、硒）、含氧阴离子（如硝酸盐、过氯酸）等	适用范围较窄，一般仅适用于污染程度较低、污染物自然衰减能力较强的区域，且不适用于对场地恢复时间要求较短的情况。	主要为监测、钻井等产生的费用，美国单个项目费用为 94~294 万元。	作为一种有效的方法已开始在世界范围内得到应用，但我国还处于萌芽阶段。	能够降低环境风险，但恢复效果较差。	时间较长，数年或更长时间。	对环境破坏最小。	不会带入外部干扰，地下水生态功能可自动恢复。	地下水生态功能可恢复，地下水可再利用。
原位阻隔技术	有机污染物、金属、核素等污染物	适用于埋深浅的潜水含水层，且地下水流动作用较小，对场地恢复时间要求较短的情况。	其处理成本与阻隔材料、工程规模等因素相关。美国的成本介于 10~248 元/m ³ 。国内尚无可参考的工程案例成本。	国内现场应用较少，目前仍处于技术开发及其推广阶段。	能够降低地下水环境风险。	处理周期较长，一般需要几年甚至几十年。	可能存在二次污染。	会带入外部干扰，但恢复后地下水的生态功能可能基本恢复。	挖掘处理需避免二次污染，恢复后的地下水生态功能基本恢复完全。