

团 体 标 准

T/LNSES 002—2022

重金属污染场地土壤环境损害鉴定评估实 物量化技术指南

Technical guidelines for physical quantification of environmental damage
identification and assessment of heavy metal contaminated site soil

2022 - 09 - 23 发布

2022- 10 - 01 实施

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 实物量化原则和流程.....	2
5 实物量化信息收集.....	4
6 实物量化的一般要求.....	5
7 基线的确认.....	6
8 实物量化的计算.....	6
9 结果的不确定度分析.....	9
10 实物量化报告（意见）书编制总体要求.....	10
附录 A （资料性） 重金属污染场地特征污染物.....	11
附录 B （资料性） 生态环境损害实物量化指标.....	12
附录 C （资料性） 土壤和地下水损害情景.....	13
附录 D （资料性） 等值分析方法.....	14

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。

为贯彻《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国侵权责任法》等相关法律要求，满足我国土壤污染损害赔偿工作的实际需要，在已出台的《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》《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》《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》等标准的基础上，制定的本文件。

本文件规定了涉及重金属污染场地土壤环境损害实物量化的原则、流程、方法和技术要求。

本文件的附录A~附录D为资料性附录。

本文件为首次发布。

本文件由中国科学院沈阳应用生态研究所提出。

本文件由辽宁省环境科学学会归口。

本文件起草单位：中国科学院沈阳应用生态研究所、辽宁有色勘察研究院有限责任公司、辽宁省地质矿产调查院有限责任公司、山东诺正司法鉴定中心。

本文件主要起草人：王颜红、王镜然、王世成、滕 达、李玉超、赵 杨。

重金属污染场地土壤环境损害鉴定评估实物量化技术指南

1 范围

本文件规定了重金属污染场地土壤环境损害鉴定评估实物量化环节的原则、流程、方法和技术要求。

本文件适用于因环境污染行为导致的重金属污染场地土壤生态环境、人体健康和财产损失鉴定评估实物量化工作。

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 5084 农田灌溉水质标准
- GB 5749 生活饮用水卫生标准
- 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 21678 渔业污染事故经济损失计算方法
- 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
- CJ/T 206 城市供水水质标准
- DZ/T 0290 地下水水质标准
- 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 25.6 污染地块地下水修复和风险管控技术导则
- NY/T 1263 农业环境污染事故损失评价技术准则
- NY/T 3499 受污染耕地治理与修复导则
- SF/T 0068 环境损害致人身伤害司法鉴定技术导则
- SF/Z JD0601001 农业环境污染事故司法鉴定经济损失估算实施规范
- DB11/T 811 场地土壤环境风险评价筛选值
- DB43/T 1165 重金属污染场地土壤修复标准
- 《环境损害鉴定评估推荐方法（第II版）》（环办〔2014〕90号）
- 《地下水污染模拟预测评估工作指南》（环办土壤函〔2019〕770号）
- 《辽宁省污染场地风险评估筛选值（试行）》（辽环综函〔2020〕364号）

3 术语和定义

下列术语和定义适用于本文件。

3.1

污染场地 contaminated site

污染场地，是指从事过有色金属冶炼、石油加工、化工、焦化、电镀、制革等行业生产经营活动，以及从事过危险废物贮存、利用、处置活动的用地以及按照国家技术规范确认超过有关土壤环境标准的疑似污染地块。

3.2

受体 receptor

一般指场地及其周边环境可能受到污染物影响的人群或生物类群，也可泛指场地周边受影响的功能水体（如地表水、地下水等）和自然及人文景观（区域）等（如居民区、商业区、学校、医院、饮用水源保护区等公共场所）。

3.3

基线 baseline

污染环境或破坏生态未发生时评估区生态环境及其服务功能的状态。

3.4

实物量化 physical quantification

针对不同的受体选择量化指标，比较土壤环境损害行为发生前后受影响受体对应指标的变化状况，确定土壤环境损害的范围和程度。

3.5

评估区 assessment area

经调查发现发生环境质量不利改变、生态服务功能退化等，需要开展生态环境损害识别、分析和确认的区域。

3.6

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。

3.7

期间损害 interim damage

自生态环境损害发生到恢复至基线期间，生态系统提供服务功能的丧失或减少。

4 实物量化原则和流程

4.1 实物量化原则

4.1.1 规范合法原则

量化评估工作应当按照有关法律法规和技术规范规定的程序和方法开展，鉴定评估文书应符合法律法规和技术规范规定的程序、结构及内容要求。

4.1.2 科学合理原则

量化评估工作应制定科学、合理、可操作的工作方案。量化评估工作方案中应包含不确定性分析部分。

4.1.3 独立客观原则

量化评估是价值量化的基础，鉴定评估机构及鉴定评估人员应当运用专业知识和实践经验独立客观地开展量化评估，不受鉴定评估委托方以及其他方面的不正当影响。鉴定评估机构及其工作人员应当与环境损害相关方等无利害关系。

4.1.4 以土壤环境损害为主的原则

本指南首要考虑重金属污染场地的土壤环境污染，兼顾考虑地下水污染，以及由土壤环境污染引发的生态服务功能、人体健康、财产等损害的实物量化。

4.2 实物量化的工作程序

在完成场地土壤环境损害鉴定评估的准备、损害调查确认及因果关系分析阶段工作后，利用获得的评估区场地环境污染损害相关信息，根据场地土壤污染状况和评估区域的环境特征，选取各类型损害的指标，包括特征污染物指标、生态服务功能指标、财产损失指标以及人体健康损害指标，根据各类指标的特点，选取适当的技术方法，核算损害的程度、范围。随后，分析受损环境的可恢复性，确定基本恢复目标，选取适宜的恢复技术并制定恢复方案，量化期间损害，得出损害的总体实物量，最后划分可恢复和不可恢复部分的环境损害。实物量化工作流程如图1虚线框中内容所示。

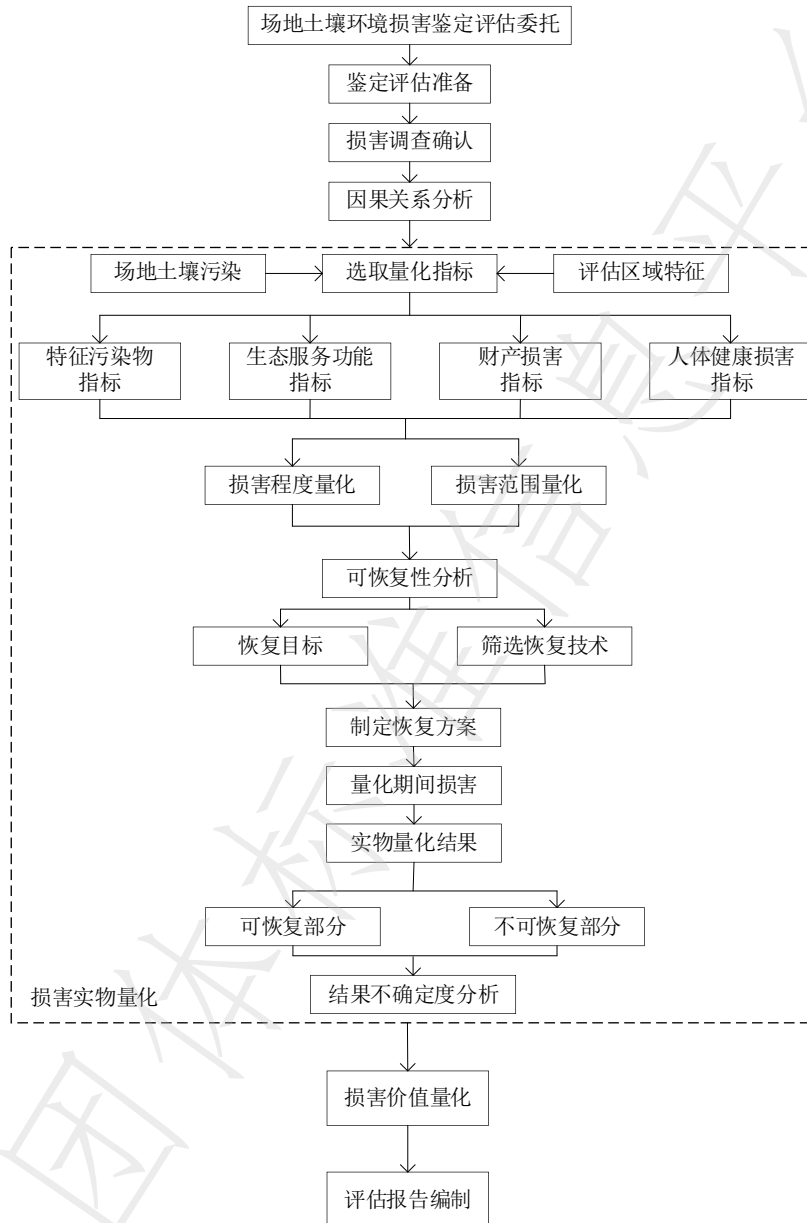


图1 重金属污染场地土壤环境损害鉴定评估流程图（虚线框为实物量化的流程）

5 实物量化信息收集

收集重金属场地环境损害实物量化工作所需相关信息，包括场地生产历史、污染排放情况、敏感受体分布、受体受损及基线数据、因果关系信息等。在确保信息的全面性，满足实物量化评估工作需求的基础上，选取的土壤污染水平等方面的调查监测数据信息的产生时间应尽可能与损害发生的时间相近，保证实物量化评估结果的时效性。

6 实物量化的一般要求

6.1 实物量化的内容

实物量化应确定环境损害的类型、范围和程度，如污染环境行为造成了土壤及地下水水体的损害，土壤中重金属等污染物的浓度超标倍数，土壤生物量降低等。

6.2 实物量化的指标

6.2.1 特征污染物指标

重金属的污染场地的特征污染物以重金属为主，优先从GB 36600中选取重金属及类金属元素进行筛选，在GB 36600范围外的重金属元素，参考GB 15618和部分我国地方标准及相关文件的规定，包括《辽宁省污染场地风险评估筛选值（试行）》、DB43/T 1165、DB11/T 811等。此外，根据GB 36600中对于必测项目的要求，对场地土壤污染物指标的挥发性有机物、半挥发性有机物进行考量。重金属污染场地土壤特征污染物选取范围见附录A表A.1。

6.2.2 生态服务功能指标

生态服务功能指在维持生命的物质循环和能量转换过程中，为人类与生物提供的各种惠益，包括但不限于提供工业或商业用地、物种栖息地、农产品生产、水源供给等。生态服务功能类型包括供给服务、调节服务、文化服务和支持功能。生态服务功能的部分指标见附录B表B.1。

6.2.3 人体健康损害指标

人体健康损害指标分为两类，一类为直接健康损害，即环境污染导致的特异性与非特异性疾病，损害指标包括患病人数、患病率、患病人群分布等，人体健康损害的分类参见SF/T 0068。另一类为间接健康损害，即由土壤环境污染产生的人体健康风险，以暴露风险作为间接健康损害的量化指标。

6.2.4 财产损害指标

财产损害总体分为不动产和动产的损害。不动产指建筑、道路、大型生产设备，即固定资产。动产指能脱离原有位置而存在的财产，如生产原料、半成品等，在本指南中分为一般易耗品和生物财产，一般易耗品指家电、家具、小型器具，即流动资产。生物财产是具有私人属性的作物、畜禽、林木等，包括农业产品、渔业产品和林业产品等。量化指标包括建筑、生产设施的损毁程度、农作物的死亡数、质量下降农产品数量等。

6.3 实物量化指标选择

6.3.1 场地土壤环境污染损害量化指标选取

场地土壤环境污染损害应选取特征污染物作为指标进行量化，在选取时，根据场地污染物排放量、污染物的迁移路径及毒理学特征等资料，参考评估区各类型损害特征选取特征污染物。优先选取对人体及动植物毒害性较强或潜在危害风险较大的污染物，其次选取污染时空范围最广的污染物。

6.3.2 生态服务功能损害量化指标选取

生态服务功能指标的筛选考虑其代表性和在鉴定评估工作中的可操作性，并识别相互依赖的生态服务功能，确定生态系统的代表性功能指标，避免过度评估。当以恢复的方式进行赔偿，实物量化和恢复目标的度量指标必须相同，以实现等价性计算。选取的指标需有助于辨别基线、受损和补偿生境所提供服务的数量和数量的相对差异。

6.3.3 人体健康损害量化指标选取

除了囊括所有由重金属污染引发的主要疾病种类，人体健康损害还包含污染物的长期效应，尤其是重金属在人体累积所引发的慢性中毒风险，此类损害由于没有明显的症状表征，利用与人体健康效应的暴露风险进行量化。

6.3.4 财产损害指标选取

固定资产和流动资产，选取其损失的数量和程度作为量化指标，生物财产损害指标的选取根据财产种类，损害特点以及指标获取的可行性角度综合选取。按NY/T 1263、SF/Z JD0601001以及GB/T 21678规定的农产品损失量和渔业生物损失量的统计方法执行。

7 基线的确认

- a) 利用污染环境行为发生前评估区的历史数据，数据来源包括但不限于常规监测、专项调查、统计报表、学术研究等反映人群健康、财产和生态环境状况的历史数据；
- b) 利用未受污染环境行为影响的相似地块数据，即“对照区域”数据。要求“对照区域”与评估区域的生态系统功能、服务水平及人群组成等特征具有可比性；
- c) 当无法获取评估区土壤及地下水污染、生态服务功能降低、人群健康损害、财产损失的历史和对照数据情况下，利用不同行业的标准基准来确定基线，环境要素参考对应的环境标准，包括但不限于 GB 15618、GB 36600、GB/T 14848、GB 5749、GB 5084、GB 11607、DZ/T 0290、CJ/T 206。
- d) 利用模型。若上述方法不可行，可考虑构建污染物浓度与人体健康损害程度、财产损失程度、生物量或生境丰度等损害评价指标之间的剂量-效应关系模型来确定基线。

8 实物量化的计算

8.1 涉及污染的土壤及地下水损害实物量化

8.1.1 损害程度量化

基于土壤及地下水中特征污染物平均浓度与基线水平，计算超基线点位土壤、地下水中污染物浓度或相关理化指标的超基线倍数，计算公式见公式（1）：

$$K_i = \frac{T_i - B_i}{B_i} \dots\dots\dots (1)$$

- 式中： K_i —某评估区域的空间单元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；
 T_i —某评估区域的空间单元土壤及地下水中特征污染物或相关理化指标的平均浓度；
 B_i —土壤及地下水中特征污染物或相关理化指标的基线水平。

8.1.2 损害空间范围量化

根据各采样点位土壤及地下水损害程度量化的结果，分析受损土壤及地下水点位的位置等信息。在充分获取土壤和水文地质等相关参数的情况下，构建评估区土壤及地下水的污染概念模型，采用空间插值方法，模拟未采样位置土壤与及地下水的损害情况，获得受损土壤及地下水的二维、三维空间分布，并根据需要模拟土壤及地下水中污染物的迁移扩散情况，确定损害范围。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。

8.2 涉及生态系统服务功能损害实物量化

8.2.1 损害程度量化

基于场地土壤及地下水提供的生态服务功能现状与基线水平，确定场地土壤及地下水提供的生态服务功能的受损害程度，计算公式见公式（2）：

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

式中： K_j —场地土壤及地下水提供的生态服务功能的受损害程度；
 S_j —场地土壤及地下水提供的生态服务功能指标的现状水平；
 B_j —场地土壤及地下水提供的生态服务功能指标的基线水平。

8.2.2 损害空间范围量化

基于评估区不同调查点位生态系统服务功能损害确定和损害程度量化结果，通过插值方法，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。

8.3 财产损害实物量化

8.3.1 固定资产与流动资产损害

根据由污染造成损害的固定资产与流动资产的现状，利用其原有的结构、功能、使用年限等资料，统计汇总损害状况，按《环境损害鉴定评估推荐方法（第Ⅱ版）》规定的固定资产和流动资产损失计算各参数的获取方法执行。

8.3.2 农业财产损害

农产品财产损害实物量化指对环境污染行为导致的农业生物死亡数量、产量下降程度和质量下降产品数量等情况的统计。量化方法按SF/Z JD0601001和NY/T 1263中的规定执行。农业环境损害实物量化纳入到生态服务功能损害的实物量化中，当损害指标为代表性生态服务功能并纳入到生态服务功能损害的实物量化时，不重复评估财产损害。

8.3.3 林业财产损害

林业财产损害包括两个部分，对于树木死亡、木材受损等情况的实物量化即对林业产品死亡数量或品质降低数量的统计，核算实物量的方法参照农产品财产损失的量化方法执行。另一部分即为林业资源提供的生态功能损害的量化，列入到生态环境损害实物量化中。

8.3.4 渔业产品财产损害

渔业生物财产损害的实物量化按GB/T 21678中规定的渔业生物损失量评估方法执行，根据渔业生物资源历史资料的可获取性，定量调查的可操作性以及方法的适用性等不同方法的应用条件，选取方法评估渔业产品损失量。

8.4 人体健康损害实物量化

8.4.1 有效应终点的人体健康损害

对与具有明确临床效应终点的人体健康损害的个体和人群，使用公式（3）-（6）计算个体健康损害和群体健康损害的实物量。

评估环境污染造成的人体健康损害时，使用特定时间内发生每种健康损害类型的人数作为量度表征环境效益的不利变化 ΔE 。

$$\Delta E = \sum_i P_i \dots\dots\dots (3)$$

式中： i —健康效应终点类型，如死亡、发病等；

P_i —各类人体健康损害类型的人数。

当健康损害体现为个体损害时， P_i 根据实际发生情况进行统计和计算；当健康损害体现为群体性损害时， P_i 利用污染物的污染物暴露-反应关系系数、污染物浓度阈值、污染物急性暴露限值等评估存在健康风险的人数。

健康损害的实物量使用以下公式计算：

$$D_H = \sum_{t=0}^{tn} \sum_i P_{i,t} \dots\dots\dots (4)$$

式中： D_H —健康损害的实物量；

i —健康效应终点类型；

$P_{i,t}$ —特定时间内，对于健康效应终点 i ，归因于重金属场地环境污染的受影响人数。

当环境污染造成的损害主要为群体性健康损害时，利用人群健康效应终点与污染物浓度之间的暴露-反应关系进行量化表征，确定群体性人体健康损害的实物量。

$$P_i = P \times \frac{(RR-1)}{RR} \times E_{c,i} \dots\dots\dots (5)$$

$$RR = e^{\beta \times (C - C_0)} \dots\dots\dots (6)$$

式中： P —污染暴露区域的总人口；

RR —相对危险度，暴露组发病或者死亡的危险度与非暴露组的危险度之比；

$\frac{(RR-1)}{RR}$ —归因比例；

β —暴露-反应关系系数，基于流行病学的资料分析获取；

C —污染物浓度；

C_0 —污染物基线水平；

$E_{c,i}$ —实际浓度 C 下的健康效应终点 i 的基线健康效应。

8.4.2 长期潜在的人体健康损害

对于由重金属污染暴露造成的长期潜在健康损害，由于其没有临床表征，故采用风险评估方法，利用健康风险量化积累性的长期健康损害，按HJ 25.3的规定执行。即根据人群暴露于污染所在的土地类型，计算污染的暴露量，按HJ 25.3的规定确定暴露参数，随后计算土壤和地下水污染产生的致癌风险和危害熵，以超出可接受风险水平部分作为人体健康损害的实物量。

8.5 损害时间范围量化

各类型损害均以污染或破坏生态行为的实施作为时间范围的起点，时间范围的终点根据自身特点确定。对于土壤、地下水及对应的生态服务功能损害，终点为污染物浓度或其生态系统服务功能恢复至基线；对于人体健康损害，终点持续至人身损害可能的最大潜伏期为止；对于财产损害，根据损害对象、损害性质和赔偿方式等具体情况确定。

土壤、地下水及其生态服务功能的时间范围量化需基于生态环境恢复，结合恢复方案，判断恢复所需的时间，量化损害的时间范围。

8.6 可恢复性分析

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，评价受损场地土壤和地下水及其生态服务功能恢复至基线的经济性、技术和操作的可行性。当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；对于需要实施补偿性恢复的情形，要计算期间损害，制定补偿性恢复方案并评价方案的可实施性。

8.7 基本恢复方案的制定

8.7.1 基本恢复目标确定

原则上，基本恢复目标应将受损的土壤、地下水及相应的生态服务功能恢复至基线水平。

- a) 当需要修复时，如果基于风险的环境修复目标值低于基线水平（见附录 C 图 C.1），先修复到基线水平，再责令由相关法律规定确认的应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修复这部分损害，此情况下损害均为可恢复损害；
- b) 如果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（见附录 C 图 C.2），应先修复至基于风险的环境修复目标值，作为可恢复损害，再将基于风险的环境修复目标值与基线水平之间的损害作为不可恢复损害进行量化；
- c) 当修复不可行，则全部损害均为不可恢复损害。

基于风险的环境修复目标值按HJ 25.4和HJ 25.6及相关标准的规定确定。废弃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。

8.7.2 恢复策略选择及恢复技术的筛选

恢复策略选择按GB/T 39791.1的规定进行选取。

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

根据场地环境损害特性，从技术可行、经济合理、恢复有效等方面比较恢复技术，或采用专家评分法，设置权重对不同恢复技术评分，或通过实验室小试、现场中试、案例分析等选取备用修复技术。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。

8.7.3 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。根据污染状况及评估区土地特征选取单一恢复技术，或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。

8.8 期间损害的量化

当土壤污染损害导致其所在的生态系统服务损害的持续时间大于一年，需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，应结合确定的损害范围、程度以及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附录D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。

服务性损害计算期间损害，功能性损害不计算期间损害。

8.9 可恢复与不可恢复部分损害的划分

可恢复部分的损害包括基本恢复和补偿性恢复方案确定能够通过修复工程恢复的损害，不可恢复部分损害包括以下情形：

- a) 基本恢复和补偿性恢复工程无法弥补的永久性损害；
- b) 修复达到了基于风险的环境修复目标值，而未达到基线的部分损害。

9 结果的不确定度分析

分析实物量化结果不确定性的主要来源，包括但不限于量化指标选取的合理性、基线确认方法的可靠性、评估模型的适用性、数据的采纳、参数取值等方面。一般应是对风险计算结果影响较大的参数，如基线水平、人群相关参数、生态环境相关的参数的取值开展不确定性分析。

10 实物量化报告（意见）书编制总体要求

鉴定评估机构应编制重金属污染场地土壤损害鉴定评估报告（意见）书，其中的实物量化环节应包括实物量化指标的选取、各类型损害程度、范围量化的结果以及实物量化工作中涉及的特别事项等。编制此评估报告（意见）书的格式要求参见GB/T 39791.1。

附录 A
(资料性)
重金属污染场地特征污染物

表A.1 特征污染物指标集

分类	参数
重金属	砷、镉、铬、六价铬、铜、铅、汞、甲基汞、镍、锌、锑、铍、钴、钒、锰等
VOCs	苯系物：苯、甲苯、乙苯、邻二甲苯、间二甲苯、对二甲苯等
SVOC	多环芳烃：苯并[a]蒎、苯并[a]芘、苯并[b]荧蒎、苯并[k]荧蒎、蒎等

附录 B
(资料性)
生态环境损害实物量化指标

表B.1 生态环境损害指标集

序号	量化指标
1	特定栖息地类型的范围
2	某些资源的单位或数量(如河流的公里数、特定栖息地、耕地的面积、可用水量、种植数量等等)
3	植被密度、覆盖率或生物量的测量
4	理想的、主要的或必要的植被物种的覆盖率
5	优势植被地上生物量
6	苗木密度
7	植被结构多样性指数
8	生境质量指数
9	生物生产力(如初级生产力或第二生产力)、物种丰度、生物量、多样性或群落组成的度量
10	生育率
11	栖息地使用日(例如,如果事件减少了栖息地的可利用性,从而减少了可占用栖息地的生物体)
12	种群完整性指数,如性别比、年龄级分布、生物量
13	生态过程的量度,如碳矿化率、养分输出率或分解率
14	根据毒性阈值超标程度分配的服务损失类别(例如,从文献或现场特定研究中汇编剂量反应信息,并根据土壤、沉积物、地表水或生物组织中污染物浓度的增加来估算服务损失)

附录 C
(资料性)
土壤和地下水损害情景

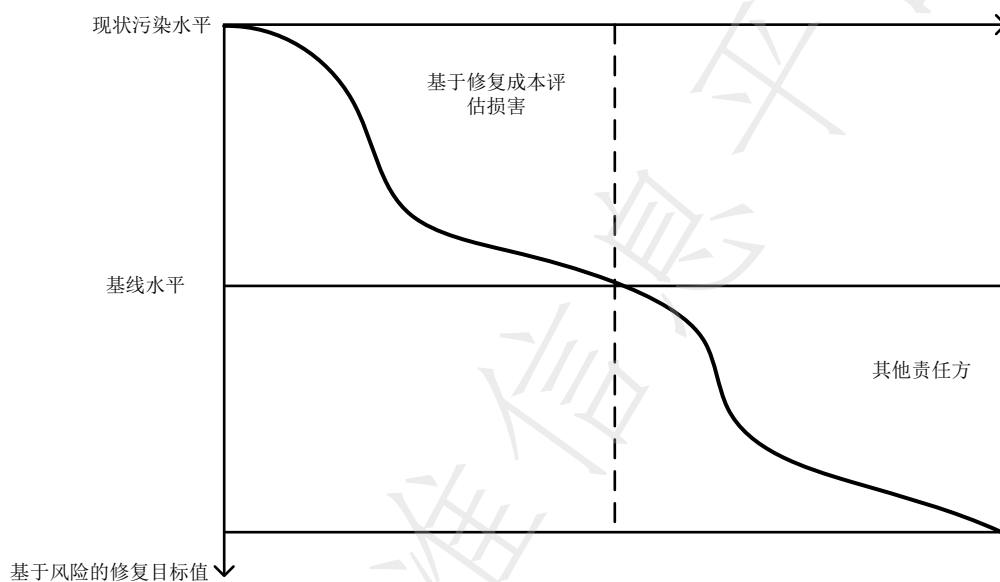


图 C.1 损害情景 I

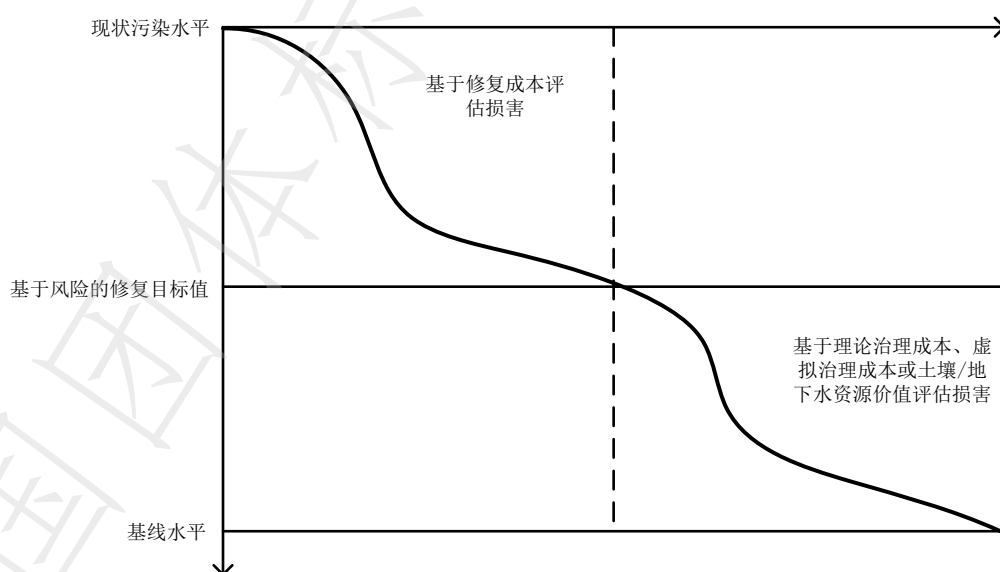


图 C.2 损害情景 II

附录 D (资料性) 等值分析方法

D.1 等值分析方法类型与适用性

按照表征指标的不同，等值分析方法包括资源等值分析、服务等值分析和价值等值分析。按照以下原则选择适合的等值分析方法：

- a) 优先选择资源等值分析和服务等值分析方法。当受损的生态环境以提供供给服务为主，采用资源类指标表征服务水平；当受损的生态环境以提供栖息地服务为主，采用栖息地面积与指示性物种指标表征服务水平。
- b) 当无法开展资源或服务等值分析时，采用价值等值分析；当恢复措施产生的单位效益可以货币化时，采用价值-价值法；当恢复措施产生的单位效益难以货币化时（如耗时过长或成本过高），则采用价值-成本法；同等条件下，优先采用价值-价值法。

D.2 量化期间损害

D.2.1 资源或服务等值分析

期间损害的大小与基本恢复的方式和恢复所需时间有关。如图D.1所示，若采取人工恢复，受损生态环境服务功能可以较快地恢复到基线，相应的期间损害对应图D.1中的A区域；若采取自然恢复，受损生态环境服务功能恢复到基线需要较长的时间，相应的期间损害对应图D.1中的A+B区域。

计算期间损害需要预测实施基本恢复方案后受损生态环境服务功能的恢复路径，即受损生态环境服务功能在损害发生到恢复至基线期间每年损失的生态环境服务功能的大小。期间损害等于生态环境损害发生至恢复到基线期间每年生态环境服务功能损失贴现量的和。计算方法见公式（D.1）：

$$H = \sum_{t=t_0}^{t_n} R_t \times d_t \times (1+r)^{(T-t)} \dots \dots \dots (D.1)$$

式中： H —期间损害量；

t —生态环境损害发生至恢复到基线期间的任意年份（ t_0-t_n 之间）。 t_0 表示起始年，是生态环境损害发生的年份； t_n 是终止年，是生态环境损害恢复至基线的年份；在某些情况下，即使采取了恢复措施，受损生态环境服务功能也可能始终无法恢复到基线，此时 n 取值为100；

T —基准年，一般选择开展生态环境损害鉴定评估的年份作为基准年；

R_t —第 t 年受损区域生态环境服务功能的数量。对于资源，该参数可能是个体数量、生物量、寿命值、资源数量、能量、生产率或对生物或生态系统具有重要影响的其他量度；对于服务，该参数可能是受影响的栖息地面积（公顷），也可能是河流长度或其他栖息地的面积等；

d_t —第 t 年受损区域生态环境服务功能相对于基线损失的比例。该比例随时间变化，取值0-1；

r —贴现系数，推荐取值2%-5%。

在某些情况下，即使采取了恢复措施，受损生态环境服务功能也可能始终无法恢复到基线（如图D.2所示），此时 n 取值为100。

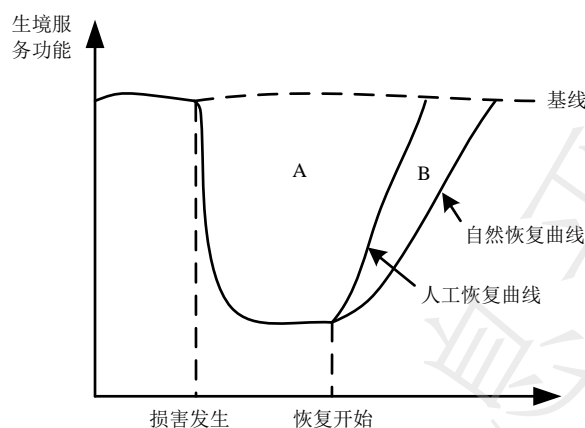


图 D.1 生态环境恢复过程

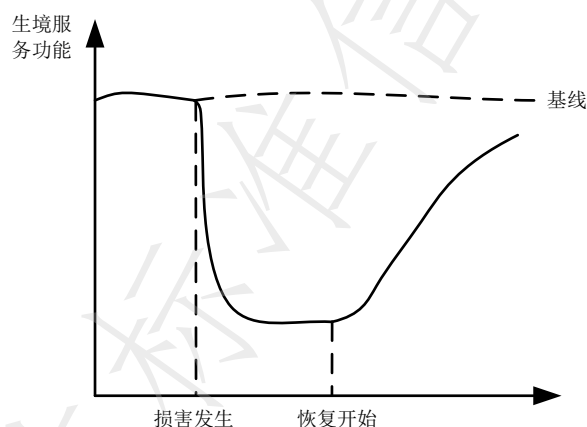


图 D.2 生态环境恢复过程（受损生态环境无法恢复至基线）

D.2.2 价值等值分析

D.2.2.1 使用价值等值分析

当采用使用价值量化生态环境服务功能的期间损害时，计算方法见公式（D.2）：

$$H = \sum_{t=t_0}^{t_n} [(Q_{n,t} \times P_{n,t}) + (Q_{l,t} \times P_{l,t})] \times (1+r)^{(T-t)} \dots \dots \dots (D.2)$$

式中： H —期间损害量（生态环境服务功能的价值量化）；

t —生态环境损害发生至恢复到基线期间的任意年份（ t_0-t_n 之间）。 t_0 表示起始年，是生态环境损害发生的年份； t_n 是终止年，是生态环境损害恢复至基线的年份；

T —基准年，一般选择开展生态环境损害鉴定评估的年份作为基准年；

$Q_{n,t}$ —第 t 年完全丧失使用价值的生态环境服务功能的数量。如娱乐（钓鱼、海滩旅行、划船）天数，或使用公众所认可的其他非使用价值的指标；

$P_{n,t}$ —第 t 年完全丧失使用价值的生态环境服务功能的单位经济价值。如损失一个钓鱼日的价值。一般通过文献或专项调查获取；

$Q_{l,t}$ —第 t 年在质量降低状态下使用的生态环境服务功能的数量。例如，有些人可能仍在被污染的现场钓鱼，但他们从垂钓中获得的价值减少；

$P_{l,t}$ —第 t 年在质量降低状态下使用的生态环境服务功能的单位经济价值。例如，因生态环境损害导致捕获率下降，进而使某地垂钓价值下降。一般通过文献或专项调查获取；

r —贴现系数，推荐取值2%-5%。

D.2.2.2 非使用价值等值分析

当采用非使用价值量化生态环境服务功能的期间损害时，计算方法见公式（D.3）：

$$H = \sum_{t=t_0}^{t_n} (Q_{n,t} \times P_{n,t}) \times (1+r)^{(T-t)} \dots \dots \dots (D.3)$$

式中： H —期间损害量（生态环境服务功能的价值量化）；

t —生态环境损害发生至恢复到基线期间的任意年份（ t_0-t_n 之间）。 t_0 表示起始年，是生态环境损害发生的年份； t_n 是终止年，是生态环境损害恢复至基线的年份；

T —基准年，一般选择开展生态环境损害鉴定评估的年份作为基准年；

$Q_{n,t}$ —第 t 年完全丧失使用价值的生态环境服务功能的数量。如娱乐（钓鱼、海滩旅行、划船）天数，或使用公众所认可的其他非使用价值的指标；

$P_{n,t}$ —第 t 年完全丧失使用价值的生态环境服务功能的单位经济价值。如损失一个钓鱼日的价值。一般通过文献或专项调查获取；

r —贴现系数，推荐取值2%-5%。