

《生态环境损害鉴定评估技术指南 基础方法 第 2 部分：水污染治理虚拟成本法（征求意见稿）》  
编制说明

标准编制组

二〇二〇年九月

# 目 录

1 标准的编制思路.....	1
2 国内外环境损害简化评估技术现状及发展趋势.....	2
2.1 美国自然资源损害简化评估方法.....	2
2.2 国内技术现状及发展趋势.....	13
3 标准主要技术内容.....	14
3.1 适用范围.....	15
3.2 规范性引用文件.....	15
3.3 术语和定义.....	15
3.4 工作程序.....	16
3.5 评估方法.....	17
4 对实施标准的建议.....	21

## 1 标准的编制思路

自《突发环境事件应急处置阶段环境损害评估推荐方法》《环境损害鉴定评估推荐方法（第Ⅱ版）》《生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲》《关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明》等技术文件发布以来，作为环境损害量化评估方法中的一种，虚拟治理成本法在环境损害鉴定评估领域，尤其是地表水环境损害评估领域得到了广泛应用。由于该方法计算简单，使用参数较少，鉴定评估结果更易被损害赔偿权利人、责任方及公检法机构所采信。

随着生态环境损害赔偿和环境公益诉讼案件数量的增加，地表水环境损害案件类型呈多样化，虚拟治理成本法在应用中也遇到了问题和瓶颈，主要包括三个方面。一是虚拟治理成本法适用情形。现行的技术文件对于虚拟治理成本法适用情形的规定较为原则，部分环境损害鉴定评估机构对适用条件的理解存在偏差，导致该方法应用在不适用的案例中。如应修复但实际未修复的土壤环境损害，或采用受污染的河流湖库水量进行治理成本的计算，均不属于虚拟治理成本法的适用范围。二是单位治理成本的确定。《关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明》中规定了单位治理成本确定方法的使用优先级，依次为收费标准法、实际调查法和成本函数法。近年来，由于环境治理行业市场化程度逐渐提高，各地区的污水处理和危险废物处置收费不再简单根据收费标准确定，而是更多根据废水、废物性质和市场情况确定，收费标准的应用范围在逐渐降低。另一方面，收费标准本身包括了污染治理单位的利润，不符合虚拟治理成本法“治理成本”的思想。由于没有明确定义，实际使用过程中，也存在着对“收费标准”概念的滥用。三是调整系数的确定。目前的环境污染治理技术主要根据污染物类型和理化性质，物理、化学或生化技术的选择和使用均与污染物的环境危害性无关，单位治理成本不能反映污染物的环境危害性。

《突发环境事件应急处置阶段环境损害评估推荐方法》中仅针对不同类型环境功能的敏感性制定了环境功能敏感系数，未考虑污染物质的环境危害性。《关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明》中仅对部分大气污染物基于环境危害性做了调整敏感系数的说明，地表水污染物的环境危害性仍未做考虑。除了废水或固体废物的危害性外，废水或固体废物中污染物的浓度也是决定其损害程度的决定因素，在现行的虚拟治理成本法中并未得到体现。

针对上述问题，编制组在总结梳理已发布的虚拟治理成本法技术规定的基础上，针对地表水污染环境损害的各类情景，进一步明确了适用情形，修订了单位治理成本的确定方法，并引入了危害系数、超标系数和敏感系数，规范了调整系数的取值规则。

## 2 国内外环境损害简化评估技术现状及发展趋势

### 2.1 美国自然资源损害简化评估方法

目前，国外并未制定针对地表水污染虚拟治理成本法的技术规范。但是，美国部分州在开展自然资源损害评估过程中，制订了溢油和地下水自然资源损害简化评估的方法，可以为地表水污染虚拟治理成本法的制订提供借鉴。

石油和有毒化学物质等有害物质释放到环境可能会对自然资源造成损害。由于受损的自然资源通常并非市场交易的主体，导致分析师难以利用市场价格评估因退化或破坏而给社会带来的损失，因此，评估这些自然资源损害的价值可能非常困难。尽管如此，作为所在州人民的受托人的州机构有责任参与自然资源损害评估。否则，他们将没有证据按照《综合环境响应、赔偿和责任法》，《油污染法》或其他州法律中关于自然资源损害的规定提出索赔以追回失去或损坏的自然资源的价值。

经济学家建立了庞大的工作体系，开发了复杂的评估方法，例如意愿评估，避免行为分析，享乐分析和旅行成本分析等。尽管可以利用这些方法获得特定案例的合理的、精确的自然资源损害估计结果，但这些方法的缺点是很难使用。它们非常耗时，因为必须开展研究以评估自然资源受到损害的确切程度和性质，而且必须开展额外的分析才能确定受损自然资源对社会的价值。如果受托人选择这类评估方法，那么在案件解决和潜在责任方向公众赔偿损失的价值之前将耗费大量的时间。开展全面的评估需要大量的数据，通常，对于历史案例或较小的案例通常难以获得。而且实施这些方法比较昂贵，开展复杂的自然资源损害评估可能需要花费数百万美元。相关数据的收集成本高昂，并且需要大量的专业人员来开展这些评估工作，这可能需要受托人维持（或外包给）训练有素且昂贵的工作人员。

许多州在实践中使用了速度更快、成本更低、信息密集度和准确性更低的评

估方法。在我们收集到的 38 个案例中，州受托人对其中 13 个案例使用了简化的评估方法，其中 6 个使用了效益转移法，而联邦机构针对其中三个案例使用了简化方法。此外，华盛顿州和佛罗里达州采用本州制定的简化评估方法对数百个案件进行评估和解决。

### 2.1.1 华盛顿州溢油自然资源损害简化评估方法

将石油运入该州的船只溢出的溢油污染了华盛顿的通航水域，这是该州关注的问题。漏油被认为对该州的钓鱼，旅游，娱乐和自然资源的审美价值造成伤害。立法机关宣布，虽然某些损害很容易由州来量化和弥补，但“对于那些无法以合理成本量化的损害以及因漏油造成的无法量化的损害，也应当寻求赔偿。此项赔偿旨在确保公众不会承受因油污造成的重大损失，否则就无法获得赔偿。”（华盛顿，2001 年，第 010 条。）除了向州政府赔偿损失外，潜在责任方还必须立即收集和清除污染物，并负责偿还州政府为应对泄漏而产生的支出。

根据华盛顿州法律（华盛顿，1992 年），在事件导致州自然资源遭受损害后，生态部进行正式的预评估筛查。如果确定恢复或改善受损资源在技术上不可行，或者损失无法以合理的成本进行量化，或者责任方提出的修复或改善项目不能充分补偿公众的损失，将使用简化方法确定损害。如果筛选委员会确定不应使用简化评估方法，则将开展针对具体案例的损害评估。潜在责任方必须赔偿将资源恢复到受损前状态（如果可行）的成本，以及在损害发生到恢复至基线之间的价值损失。该期间损失价值包括消费价值，非消费和间接使用价值（可能包括生存价值，遗产，选择价值和审美价值）以及税收损失和其他收入。

溢油简易赔偿方案是华盛顿州生态局于 1991 年制定的。赔偿金额为每加仑溢油 1~50 美元。该简易赔偿方案是为溢油引起的不良环境影响造成的不可量化的损害或不能以合理成本量化的损害提供适当补偿。补偿基于溢出油的特性（如毒性或持久性）及受影响区域的敏感度确定。后者主要考虑溢油地点、栖息地敏感度、敏感度的季节性分布、该区域对娱乐、美学或考古使用的重要性以及溢油点与野生动植物栖息地的接近程度。

华盛顿州的简易补偿方案利用最低限度的现场信息和易受溢油污染损害的资源类型的已有信息。在 1991 年到 2001 年间，华盛顿地区 90% 的油泄漏是用简易赔偿方法处理的。该方法包括 4 个主要组成部分：

1) 按照已知原油污染物的化学、物理性质和溢油对环境影响的严重程度和持久性因素确定的不同原油污染物类别的相对“危害”级别评定。

2) 接受环境的相对脆弱性评级，其中考虑了溢油地点、栖息地、资源对溢油的敏感度、资源的季节性分布、娱乐使用领域、美学重要性、溢油与鸟类、水栖哺乳动物、鱼类或其他受威胁或危害物种、以及特别重要的生态或娱乐区域。

3) 根据(1)和(2)建立计算溢油造成的资源损害的方法。

4) 根据潜在责任方采取的措施(如立即从环境中清除溢油、改进溢油监测方法或阻止损害区域扩散)，调整(3)中计算损害的方法。

#### (1) “危害”等级评价

从几个方面对排放物质的“危害”程度进行评级。三种评级的等级均为1~5。华盛顿州立机构为七种不同类型的油污染确定了急性毒性指数(Oil Acute toxicity indices, OILAT)，它取决于油的特性及其在海水中的溶解度。急性毒性等级1表示有害物质最少。根据溢油的比重，确定物理损害(Oil Mechanical Injury, OILMI)的相对分值。根据溢油在不同类型生境中的持续时间，按1~5分值确定持久性分值(Oil Persistence, OILPER)。例如，如果油的影响将持续5~10年，则给予5分，如果只持续数天或数周，则为1分。

#### (2) “脆弱性”评级

华盛顿州共分布有16个海洋和河口地区以及131个亚区，根据各分区对溢油危害的敏感度分别确定其脆弱性分值。有溢油脆弱性分值的区域包括：a) 海洋和河口水域；b) 哥伦比亚河河口；c) 淡水溪流、河流和湖泊；和d) 淡水湿地。

a) 海洋和河口水域：对于海洋和河口环境(不包括哥伦比亚河)，可以在溢油发生时，为受溢油影响的最敏感的亚区和季节计算三种溢油影响(急性毒性、物理损伤和持久性)的溢油脆弱性分值(SVSME)。将栖息地、海鸟、海洋动物、鱼类种群和娱乐性使用的脆弱性分值相加，确定每个SVSME。对于该州的37种栖息地，都确定了每种栖息地对于急性毒性、物理损伤和持久性的脆弱性分值。此外，对于每个海洋和河口亚区，根据不同季节海鸟、海洋渔业、贝类、鲑鱼、哺乳动物和娱乐的脆弱性，按1~5分值给予分值并评定其等级。例如，根据公众不同季节参与娱乐活动的水平、亚区内不同季节可用的娱乐场所数量和娱乐设施

类型，确定娱乐脆弱性分值。

下面是用于计算三种溢油影响类型中每种影响的 SVSME 的公式：

$$SVS_i^{ME} = HVS_i + BVS + MVS + MFVS + SFVS + SAVS + RVS$$

式中：

$SVS_i^{ME}$  是海洋或河口环境中溢油影响  $i$  的脆弱性分值；

$i$  是溢油影响指数： $i \in \{\text{急性毒性 (AT), 物理损伤 (MI), 持久性 (PER)}\}$ ；

$HVS_i$  是溢油影响  $i$  的总栖息地脆弱性：

$$HVS_i = \sum_{k=1}^K hv_{ik} \times PC_k$$

上式中， $K$  是应考虑栖息地总数；

$PC_k$  是栖息地类型  $k$  的覆盖率百分比<sup>1</sup>；

$hv_{ik}$  是栖息地类型  $k$  和溢油影响  $i$  的栖息地脆弱性分值；

$BVS$  是受溢油影响的最敏感季节的海鸟脆弱性分值；

$MVS$  是受溢油影响的最敏感季节的海洋哺乳动物脆弱性分值；

$MFVS$  是受溢油影响的最敏感季节的海洋渔业脆弱性分值；

$SFVS$  是受溢油影响的最敏感季节的贝类脆弱性分值；

$SAVS$  是受溢油影响的最敏感季节的鲑鱼脆弱性分值；

$RVS$  是受溢油影响的最敏感季节的娱乐脆弱性分值。

如果某个重要物种可能受到了溢油的影响，则脆弱性分值增加。如果任何州或联邦的受威胁或濒危的物种暴露于溢油，则脆弱性分值（ $BVS$ 、 $MVS$ 、 $SFVS$  和  $SAVS$ ）增大 1.5 倍。此外，如果有海草或海藻存在，某一特定栖息地类型的栖息地脆弱性分值会增大 1.5 倍。

b) 哥伦比亚河河口：相关部门组织研究机构对哥伦比亚河河口地区以平方公里作为研究单元，对不同季节的鸟类、鱼类、哺乳动物、无脊椎动物、栖息地和人类使用资源的敏感度进行了评价，按照 1~5 的分值赋分。将每个单元每项功能受溢油影响的最敏感季节的敏感度分值加在一起，确定某一特定单元  $i$  ( $VSi$ ) 的脆弱性分值。

---

<sup>1</sup> 对于非常轻微的溢油（少于 1000 加仑），百分比覆盖率为受影响亚区中每种栖息地类型的百分比。对于 1000 或 1000 加仑以上的溢油，百分比覆盖率是暴露于溢油的栖息地的组合，需要搜集更多数据。

$$VS_i = BSS_i + FSS_i + MSS_i + ISS_i + HSS_i + HUS_i$$

式中：

$VS_i$  是单元  $i$  的脆弱性分值；

$BSS$  是受影响的最敏感季节的鸟类敏感度分值；

$FSS$  是受影响的最敏感季节的鱼类敏感度分值；

$MSS$  是受影响的最敏感季节的哺乳动物敏感度脆弱性分值；

$ISS$  是受影响的最敏感季节的无脊椎动物敏感度分值；

$HSS$  是受影响的最敏感季节的栖息地敏感度分值；

$HUS$  是受影响的最敏感季节的人类使用敏感度分值。

如果有  $N$  个单元暴露于溢油，则计算的总溢油脆弱性分值 ( $SVSCR$ ) 是暴露于溢油的单元的脆弱性分值 ( $VS$ ) 平均值。

$$SVS^{CR} = (1/N) \times \sum_{i=1}^N VS_i$$

c) 淡水溪流、河流和湖泊：对于淡水地表水体，如溪流、河流和湖泊，用栖息地指数分值 ( $HIS$ ) 乘以淡水脆弱性分值 ( $FVS$ ) 得出溢油脆弱性分值 ( $SVS^{FW}$ )：

$$SVS^{FW} = FVS \times HIS$$

$FVS$  的范围为 1~5，根据水体类型分别赋分，其中敏感度最高的为 5 分，敏感度最低的为 1 分。

此处的“敏感度”，在很大程度上表示了水域对生活供水、娱乐、鱼类或野生动植物栖息地重要性的函数关系。 $HIS$  是表示溢油前溪流状态的一个指数，根据以下栖息地的环境质量参数进行赋值：鱼类自然迁徙障碍、城市化、流域土地利用类型、流向改变、河道整治、水质、河岸植被状况、泛洪平原和河床状况。 $HIS$  的分值为 0~10，高值代表淡水系统环境退化情况不严重。

d) 淡水湿地：淡水湿地的溢油脆弱性 ( $SVS^{WL}$ ) 设定为等于湿地脆弱性分值  $WVS$ ，如下式：

$$SVS^{WL} = WVS$$

根据栖息地、植物、动物和娱乐利用方式对溢油的敏感度，将所有湿地分为 4 个类别。根据溢油区域划定的湿地类型，某一特定溢油区域的  $WVS$  被赋予 1~5 的分值。如以保护港口地区已经濒临灭绝的物种为功能的湿地，敏感度分值最高；

对于小型、水文上相对独立、充满入侵物种的湿地，敏感度分值最低。

### (3) 根据简易赔偿方案计算损害赔偿数额

溢油进入海洋或河口水域造成的损害数额的计算公式如下：

$$\text{损害赔偿 (\$)} = V \times m \times [(OIL_{AT} \times SVS_{AT}) + (OIL_{MI} \times SVS_{MI}) + (OIL_{PER} \times SVS_{PER})]$$

溢油进入哥伦比亚河河口、淡水水体或湿地的损害赔偿的计算公式如下：

$$\text{损害赔偿 (\$)} = V \times m \times SVS [OIL_{AT} + OIL_{MI} + OIL_{PER}]$$

式中：

V 是溢油量（加仑）；

SVS 是溢油脆弱性分值；

OIL<sub>AT</sub> 是油的急性毒性分值；

OIL<sub>MI</sub> 是油的物理损伤分值；

OIL<sub>PER</sub> 是油的持久性分值；

j 是溢油影响最敏感季节；

m 是损害赔偿在 1~50 美元/加仑范围的调整系数，对于海洋和河口水域，取值 0.1；对于哥伦比亚河，取值 0.2；对于淡水水体，取值 0.08；对于淡水湿地，取值 0.81。

当溢油影响多种环境类型时，可以通过上述方法，分别对暴露于溢油的不同环境类型进行损害赔偿的计算。把计算出的最大数额的损害赔偿作为总的损害赔偿。这种方法可以避免分别计算每种环境下所暴露的溢油量，便于损害评估的快速推进。

### (4) 潜在责任方减轻损害后调整损害赔偿数额

可以根据潜在责任方（PRP）采取的措施——如防止溢油损害某些物种和恢复被溢油损害的资源，对上面估算得到的损害赔偿数额进行调整。损害减小程度由自然资源损害评估委员会确定。如果潜在责任方在油与海岸接触前即控制了溢油，并且清除了一部分溢油，则评估损害时可以减少损害赔偿数额。对于清除油的部分，将 OIL<sub>MI</sub> 和 OIL<sub>PER</sub> 分值减小 10% 后再计算损害赔偿数额。然后将这部分损害赔偿与残留在环境中油的损害赔偿数额相加。但是对于这种情况，损害赔偿数额不能减少到低于 1 美元/每加仑溢油。

专栏 2-1：华盛顿州的简易损害评估方法示例<sup>2</sup>

假设在某个夏季，某个河口地区泄漏了 30 加仑沥青密封剂。在泄漏覆盖的区域面积中，50%是开放水域，21%是泥滩，30%是开放的岩石礁海岸。栖息地脆弱性分值计算如下：

	% 覆盖率	HVS <sub>AT</sub>	HVS <sub>MI</sub>	HVS <sub>PER</sub>
水域	50	5	3.2	2.2
泥滩	20	3.7	2.6	4.1
岩石礁海岸	30	3	3.5	3
总计：		4.14	3.17	2.82

溢油面积和季节的其他参数为：

符号	参数	数值
BVS	海鸟脆弱性	2
MVS	海洋哺乳动物脆弱性	1
MFVS	海洋渔业脆弱性	3
SFVS	贝类脆弱性	2
SAVS	鲑鱼脆弱性 <sup>a</sup>	4.5
RVS	娱乐脆弱性	2
	脆弱性合计	14.5

<sup>a</sup> 鲑鱼脆弱性分值是通过较长的表格计算获得，此处省略。

上面的两个表格表明，三种受到溢油影响的脆弱性分值分别为：

$$SVS_{AT} = 18.64, SVS_{MI} = 17.67, \text{ and } SVS_{PER} = 17.32。$$

对于沥青密封剂油，急性毒性、物理损害和持久性损害的评级分别为：

$$Oil_{AT} = 0.9, Oil_{MI} = 5, \text{ 和 } Oil_{PER} = 4。$$

因此，损害赔偿数额等于：

$$\text{赔偿数额}(\$) = 30 \times 0.1 \times [(0.9 \times 18.64) + (5 \times 17.67) + (4 \times 17.32)] = \$523.22$$

### 2.1.2 佛罗里达州溢油自然资源损害简化评估方法

佛罗里达州拥有美国第二长的海岸线，丰富的生态资源，每年都有大量的漏油和有毒化学物质泄漏。佛罗里达州环保局（DEP）拥有受托人的责任和权力，可以评估和追回与漏油和化学物质泄漏相关的州自然资源的损害。在发生严重溢油和搁浅事故导致珊瑚礁受损的案例中，该机构使用了相对复杂的评估方法（例如旅游成本分析，生境等值分析）。但是，在佛罗里达州，大多数自然资源损害

<sup>2</sup> 来源：华盛顿生态部。

都采用州法律第 376 章“污染排放的预防和清除”中规定的简化方法进行评估。

该章第 121 节陈述了立法机关的结论：即使自然资源恢复不可行且损失难以量化，相关责任方仍应补偿公众对自然资源的损害。该州法律制定了一个赔偿方案，方案规定当资源价值因中等或少量污染物排放而遭受损失时，允许采用简易评估方法收集并评估赔偿数额，以防止评估过程中的过度支出。除规定由州环保局负责将非石油污染物的危害程度划分为 1~3 个等级外，法律本身对赔偿方案的大部分细节及其正确使用做出了规定。第 121 条规定，在任何司法和行政诉讼中，根据本法律规定开展的任何自然资源损害评估都可作为可反驳的推定（证据）。

该法规声明，简易评估方法是基于受损自然资源相关的恢复成本、广泛的使用价值（如经济、科学、娱乐、教育、审美）的损失和非使用价值（如生态价值和内在价值）而制定的。该法律针对沿岸和近海岸水域泄漏造成的损害，简易评估方法不适用于陆地泄漏导致陆地自然资源的损害评估。与完整的损害评估相比，简易评估方法使用更少的数据，它根据泄漏量、泄漏污染物的危害性、泄漏点与佛罗里达州海岸线或特殊管理区域的临近程度、受影响生境的类型和数量、因泄漏造成濒危物种死亡的数量等量化需要赔偿的数额。

一旦泄漏发生，必须上报给适当的主管部门（例如，根据 1990 年《油污染法》的规定）。污染泄漏报告必须在非常短的时间内（大约六个工作日）完成。如果泄漏量少于 30,000 加仑，则州环保局使用简化评估程序评估损失。如果泄漏量大于 30,000 加仑，则责任方可以选择支付按照简化评估方法计算的金额，也可以选择开展有针对性的损害评估，并支付由该评估确定的赔偿金。如果责任方想要选择扩大的损害评估，它必须在发现泄漏后的 15 天内通知州环保局。该选择是不可逆的，即使采用损害评估估计的赔偿金大于采用简化评估方法计算的赔偿金。即使责任方选择完整的损害评估，在评估完成之前，所有付款都不会延迟。责任方必须在 90 天内向州政府支付一笔赔偿金，赔偿金数额基于泄漏量为 30000 加仑的假设且应用简化评估方法计算。一旦评估完成，责任方必须向州政府支付超出前期预付赔偿金的部分。但是，即使完整评估得出的赔偿金低于初始预付金额，该初始预付金额代表了责任方应该支付的总费用的下限。

佛罗里达评估方法的详细内容如下。确定泄漏及其影响的基本参数，并选择多个量化因素的参数值。将所有这些参数代入公式中（该公式与法律表述高度一

致)，以确定自然资源损害的货币价值：

$$\text{Damages (\$)} = ((\$1/\text{gal} \times V \times \text{LDF} \times \text{SMAF}) + (\text{HF} \times \text{H} \times \text{SMAF})) \times \text{PCF} + \text{E} + \text{C}$$

式中：

*V*： 是泄漏（溢出）体积（加仑）；

*LDF*： 泄漏地点系数。发生在内滨（inshore）的，取值为 8；发生在近滨（nearshore）的，取值为 5；发生在外滨（offshore）或州水域以外的，取值为 1；码头设施或港务局发生少量排放，取值为 1；

*SMAF*： 特别管理区域系数，发生在特别管理区外，取值为 1；发生在特别管理区内的，取值为 2；发生在特别管理区外，但排放污染物进入特别管理区（SMA）的，取值为 2；

*HF*： 受损害区域生境系数。其中，珊瑚礁取值为 10 美元/平方英尺，红树林或海草取值为 1 美元/平方英尺，沙滩取值为 1 美元/英尺，活底（live bottom）、牡蛎礁、岩虫、多年生藻类、盐沼、淡水潮汐沼泽取值为 0.5 美元/平方英尺，沙底、泥滩取值为 0.05 美元/平方英尺；

*H*： 栖息地数量；

*PCF*： 是污染类别系数。类别 1（燃油、剩余燃料）取值为 8；类别 2（废油、原油、润滑油；沥青、焦油）取值为 4；类别 3（如柴油、燃油、航空燃料、汽油）取值为 1；

*E*： 涉危物种死亡的赔偿数额，列入濒危物种的，赔偿数额为 10,000 美元 × 动物数量；列入受威胁物种的，赔偿数额为 5,000 美元 × 动物数量；

*C*： 损害评估成本。

上述公式中的第一部分是仅针对物质排放（泄漏）造成的赔偿金，即使与栖息地没有接触或对濒危动物造成实际损害。基础赔偿金随排放量和排放地点与海岸的接近程度增加而增加。如果排放发生在某个“特殊管理区”，如州或国家公园、或水生生物保护区，基础赔偿金也较高。公式中的每个系数是倍增关系，而不是加和关系。因此，对于较大的溢油（泄漏）事件，近海状况和特殊管理区的存在将导致损害赔偿金的绝对量剧增。

公式的第二部分，将生境受到影响时的赔偿金加到总的赔偿金中。赔偿金随生境数量增加而增加。对于某些生境类型，每单位生境的损害赔偿要比其他生境

大得多（例如，珊瑚礁估值为 10 美元/平方英尺，而泥滩仅为 5 美分/平方英尺）；对于相同数量的生境类型，如果该生境位于特别管理区内，则损害赔偿数额更高。污染物接触生境即视为生境受到影响，机构无需证明其危害。

如果认为排放物比类别 3 污染物（包括发动机燃料和燃料油）的危害更大，则上述两部分损害会增加四倍或八倍。总的损害赔偿金是上述损害赔偿金加上开展损害评估的成本和导致濒危或受威胁动物死亡的罚款，对于濒危物种，每只动物 10000 美元，对于受威胁物种，每只动物为 5000 美元。

### 2.1.3 新泽西州地下水自然资源损害简化评估方法

该州环保局颁布了《场地修复技术规定》（新泽西州，1999 年），规定了自然资源损害评估的机制，将其作为场地修复过程的一部分。本章概述了 1999 年的政策和规定，尽管最近对这些规定进行了一些修改。评估过程包括基线生态评估和生态风险评估。基线评估包括确认场地是否存在生态关注的污染物，场地内或附近是否存在环境敏感的自然资源以及是否存在污染物进入环境敏感的自然资源的路径。如果满足上述三个标准，则需要开展生态风险评估，以评估因排放对自然资源有害生态效应已经或可能发生的可能性。生态风险评估用于确定排放对所研究受体的影响。但是，对于地下水，则不需要开展生态风险评估。

该州环保局开发了一种确定地下水损害的方法，该方法比用于其他资源的方法成本更低且耗时更少。该方法适用于根据新泽州地下水质量标准归类为 II 类的所有地下水。简化方法仅使用已经获得的信息，或者按照场地修复技术规定在修复过程中必须收集的信息。本章描述并分析了在我们调查时已经存在的方法。与华盛顿州和佛罗里达州使用的简化方法不同，新泽西州自然资源损害评估简化方法并未被州立法机关列为法律，因此可以进行调整。此后对该方法进行了几次更改。新泽西州简化方法的更新说明，参见该州自然资源恢复办公室的网站（[http://www.nj.gov/dep/nrr/nri/nri\\_gw.htm](http://www.nj.gov/dep/nrr/nri/nri_gw.htm)）。

新泽西州 1999 年简化评估流程的基本步骤如下：请注意，在最近的修改中已删除了步骤 4 和 5：

- （1）表征地下水污染范围；
- （2）确定地下水污染的修复措施；
- （3）确定自然资源损害的持续时间；

- (4) 确定现场豁免的适用性；
- (5) 确定最低豁免的适用性；
- (6) 确定污染羽流位于哪个供水规划区域以及该区域在 2040 年的预测状态（例如，盈余或赤字）；
- (7) 确定地下水年补给率；
- (8) 确定饮用水的货币价值；
- (9) 计算地下水损害的替代价值。

前三个步骤基于场地地下水修复调查获取的信息，该调查是《场地修复技术需求》所要求的。用于污染地下水的最典型的非消耗性修复措施是抽取处理系统（原位或异位注入已处理的地下水），自然衰减和原位处理。损害持续时间定义为从做出修复决定到地下水符合新泽西州地下水水质标准之间的时间（以年为单位）或 30 年，取较小值。

根据这种方法评估损害赔偿金有着各种限制，最近的政策变化似乎已取消了这些限制。如果污染羽未超出发生排放的财产（所有权）的边界，修复措施是非消耗性措施且没有其他自然资源（例如湿地和地表水）受到污染地下水的影响，那么州环保局不要求恢复对地下水的自然资源损害。即使污染羽已经迁移出场地，州环保局也对污染羽的大小和持续时间指定了最低限度的标准，低于该标准不需要恢复对地下水的自然资源损害。此外，还规定，对于当代伤害，仅评估预期的使用损失（过去的使用损失不会加入评估的损害赔偿金），并且预期的地下水损害的持续时间最长为 30 年。

损害的指定基于发生污染的供水规划区域的预测状态，对于预测在 2040 年存在短缺的区域，则指定较高的损害。污染羽存在期间的地下水补给率用于确定与地下水污染羽接触可能被污染的地下水量（体积）。如果数据可得，也可以用地下水污染羽的体积来确定可能的被污染的地下水体积，因为它更可能反映污染的范围。

下一步是确定场地区域内消费者购买饮用水的货币成本。在区域内多种饮用水费率可用中，州环保局使用较高的费率来评估缺水规划区域的损害，而使用较低的费率评估盈余规划区域的损害。这些水费率由新泽西州公用事业委员会确定。在最后一步中，根据 1999 年政策确定替代地下水损害值，该值确定了赔偿对地

下水造成的损害所必需的恢复补救措施的规模。

$$\text{NRD } \$ = \text{PA} * \text{RR} * 7.48 * \text{DI} * \text{WI}$$

式中：

7.48 是将立方英尺转换为加仑的系数；

PA：场地外污染羽面积，单位为平方英尺；

RR：地下水补给率，单位为英尺/年；

DI：损害持续时间，单位为年；

WR：水费率，单位为美元/1000 加仑。

此计算的信息来自各种不同的来源。新泽西州全州供水计划（1996 年）中确定了场地的规划区域以及该区域的预测的用水状态。地下水年补给率是规划区域的英尺值，也由新泽西州全州供水计划（1996 年）确定。水费率是规划区域的现值，以美元/千加仑为单位，从新泽西州公用事业委员会获得。污染羽的空间范围仅包括场地外污染羽，以平方英尺为单位，根据《场地修复技术要求》N.J.A.C.7: 26E 在修复调查中确定。

其他地方也参考使用了这种方法，例如，伊利诺斯州某个污染场地使用新泽西州评估方法对地下水价值进行了粗略计算。研究场地是伊利诺伊州的坎卡基，1988 年的一次输油管道破裂导致数千加仑汽油排放到环境中。尽管大部分泄漏物已蒸发或被清除，但仍有一些汽油渗出进入含水层中。关注污染物是 MTBE，它是一种可能致癌的燃料添加剂。1989-1994 年研究了该区域 MTBE 的污染羽。这些研究得出了三种不同的污染范围估算值，具体取决于污染羽的大小，污染羽的形状以及污染物在含水层中的迁移，估计值分别是 1.45 平方英里（40,400,000 平方呎），0.91 平方英里（25,500,000 平方呎）和 7.2 平方英里（201,000,000 平方呎）。估计年平均补给率约为每年 5.7 英寸，使用的水费率为 2 美元/1000 加仑。计算使用两个不同的持续时间，即 10 年或 30 年。计算得到的数值在大约 180 万美元到 4280 万美元之间，取决于计算中使用的污染羽的大小和含水层中污染物超过水质标准的持续时间。

## 2.2 国内技术现状及发展趋势

### （1）环境污染损害数额计算推荐方法（第 I 版）

2011 年，生态环境部发布《环境污染损害数额计算推荐方法（第 I 版）》。该

文件中提出“如果无法得到实际修复工程费用，本《方法》推荐采用虚拟治理成本法和/或修复费用法计算，并根据受污染影响区域地环境功能敏感程度分别乘以 1.5-10 以及 1.0-2.5 的倍数作为这部分费用的上、下限值”。此外，该文件还规定了虚拟治理成本法的计算方法以及不同环境功能区类型采用虚拟治理成本计算环境损害数额的系数。形成了我国环境损害评估简化评估方法的雏形。

## **(2) 突发环境事件应急处置阶段环境损害评估推荐方法**

2014 年，生态环境部发布《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）。该文件以附录形式（附录 F）明确了虚拟治理成本的定义和方法，并明确了利用虚拟治理成本法确定生态环境损害数额的原则。该附录基本沿用了《环境污染损害数额计算推荐方法（第 I 版）》中的相关方法和表述。此外，该文件明确利用虚拟治理成本法计算得到的环境损害可以作为生态环境损害赔偿的依据。

## **(3) 环境损害鉴定评估推荐方法（第 II 版）**

2014 年，生态环境部发布《环境损害鉴定评估推荐方法（第 II 版）》。该文件在附录 A 常用的环境价值评估方法中提及虚拟治理成本，首次明确了虚拟治理成本的适用情形，“适用于环境污染所致生态环境损害无法通过恢复工程完全恢复、恢复成本远远大于其收益或缺乏生态环境损害恢复评价指标的情形”。具体的计算方法则直接引用《突发环境事件应急处置阶段环境损害评估推荐方法》的相关规定。

## **(4) 关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明**

针对虚拟治理成本方法在使用过程中存在的适用范围不明确、计算依据不充分、计算数额难统一等问题，2017 年 9 月，生态环境部发布了《关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明》，对虚拟治理成本的适用情形和不适用的情形、污染物排放量的确定、单位治理成本的确定、环境功能区敏感系数的确定以及其他需要说明的问题进行了解释。

# **3 标准主要技术内容**

本指南主要内容包括 5 个部分，包括适用范围、规范性引用文件、术语和定义、工作程序和评估方法。

### 3.1 适用范围

实践中，大量案件存在非法倾倒废水或固体废物（包括危险废物）等排放行为事实明确，但因环境监测不完整、损害调查不及时等原因导致损害事实不明确的情况。此外，由于开展详细的生态环境损害涉及损害调查、损害量化以及损失数额计算等多项内容，实践中也经常存在环境损害鉴定评估费用高于生态环境损害数额的情况。本标准的主要目的就是为了简化上述情形中由于非法倾倒废水或固体废物污染地表水体而造成地表水生态环境损害。因此，本标准的适用范围确定为“非法倾倒废水或固体废物（包括危险废物）等排放行为事实明确，但损害事实不明确或无法以合理的成本确定地表水生态环境损害范围、程度和损害数额的情形。”对于其他情形，应根据《生态环境损害鉴定评估技术指南 地表水与沉积物》开展详细的生态环境损害鉴定评估。

### 3.2 规范性引用文件

本标准引用了 6 项规范性技术文件。其中引用了 GB 30000.28、GB 30000.18 中 4.1 分类要素、4.2 物质的分类标准和 4.3 混合物的分类标准等技术规定。此外，本标准引用了《生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲》（环办政法〔2016〕67 号）、《生态环境损害鉴定评估技术指南 地表水与沉积物》（环办法规函〔2020〕290 号）和《突发环境事件应急处置阶段环境损害鉴定评估推荐方法》（环发〔2014〕118 号）关于虚拟治理成本法的相关技术规定。

### 3.3 术语和定义

本标准规定了 3 个术语及其定义，分别是单位治理成本、排放数量和调整系数。

#### （1）单位治理成本

单位治理成本既可以是治理单位体积或质量的废水或固体废物成本，也可以是治理废水或固体废物中的特征污染物的单位成本，具体应根据单位处理成本的评估方法确定。需要注意的是，不管是排放或倾倒的固体废物，还是处理过程中产生的固体废物，如果其通过综合利用可能产生效益，此部分效益不可计入单位治理成本。

## **(2) 排放数量**

本标准中排放数量包括排污单位超标或超总量排放的污染物质或向其法定边界以外排放的废水量，和非法倾倒的固体废物量。排放数量可以是排放或倾倒的废水或固体废物的体积或质量，也可以是废水或固体废物中的特征污染物的含量。

由于固体废物不可向地表水中排放，因此排放或倾倒的固体废物总量或特征污染物的总量即为地表水污染物排放数量。排放或倾倒废水行为则分为两种情况。一是排放行为本身经过生态环境管理部门许可，但排放的废水超标了规定的排放标准。这种情况，以超标排放的废水或废水中污染物总量作为地表水污染物排放量。二是排放行为本身未经许可的，则以排放或倾倒的全部废水量或废水中特征污染物总量作为污染物排放量。

## **(3) 调整系数**

地表水污染虚拟治理成本一般小于环境污染造成的实际损害价值。为了保证虚拟治理成本法的评估结果与实际损害价值一致，从而引入了调整系数。造成虚拟治理成本和实际损害价值之间差异的因素主要有三个。一是废水或固体废物中物质的危害性。同一含量下的不同污染物毒性、持久性和生物富集性等性质不同，导致对地表水生态环境的损害程度不同。二是废水或固体废物中危害物质的浓度或含量。三是地表水环境功能的敏感程度。虚拟治理成本只考虑污染物治理后达到排放标准或污染控制标准的成本，而排放标准和地表水环境基线之间仍存在差距，需要进一步引入敏感系数进行调整。

## **3.4 工作程序**

采用虚拟治理成本法进行地表水生态环境损害简化评估的工作程序包括方法适用情形分析、确定单位治理成本、确定排放数量、确定调整系数、调查野生动物死亡情况、计算地表水环境损害数额共 6 个步骤。与《突发环境事件应急处置阶段环境损害评估办法》中附录 F 虚拟治理成本法的规定相比，本方法针对地表水污染的特征，主要补充了方法适用情形分析、调查野生动物死亡情况两个步骤，并将原有的环境功能敏感系数进一步细化为考虑危害系数、超标系数和敏感系数。

## 3.5 评估方法

评估方法部分首先明确了采用虚拟治理成本法简化评估生态环境损害的计算公式，然后分别介绍了单位治理成本、排放数量、危害系数、超标系数、敏感系数以及野生动物死亡赔偿数额等不同参数的确定或计算方法。

### 3.5.1 单位治理成本的确定

近年来，环境治理行业的市场化程度逐渐提高，各地区污水处理和危险废物处置收费不再简单地依据收费标准，而是更多地考虑废水或固体废物的性质以及市场情况确定，收费标准的应用范围在逐渐降低。另一方面，收费标准本身包括了污染治理单位的利润，不符合虚拟治理成本法“治理成本”的定义。由于没有明确定义，实际使用过程中，也存在着对“收费标准”概念的滥用。因此，与《关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明》相比，《地表水污染虚拟治理成本法》删除了争议较大、证据选择范围依据不够明确的收费标准法，保留了实际调查法和成本函数法。

#### (1) 实际调查法

实际调查法的原则性要求与《关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明》基本一致。采用实际调查法确定单位治理成本时，实践中经常遇到难以获取相同或临近地区、相同或相近生产工艺、产品类型、生产规模、治理工艺企业的单位治理成本的情形。此外，即使同一地区、相同生产工艺、产品类型、生产规模、治理工艺的企业，废水或固体废物的单位治理成本也可能存在较大的差异。因此，本标准中规定了在满足某些条件的情况下可以使用废水来源单位自行核算的治理成本，便于实际操作。

#### (2) 成本函数法

成本函数法的原则性要求与《关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明》基本一致。

### 3.5.2 排放数量的确定

环境损害鉴定评估实践中，废水的排放主要分为两种情形：一种是在生态环境管理部门批准的排污口超标排放废水并进入地表水体，这种情况下，本标准规

定排放数量为超标排放的废水或特征污染物总量；一种是向地表水体偷拍或倾倒废水的，本标准规定排放数量为排放的废水总量。对于向地表水体排放倾倒固体废物的，本标准规定排放数量为固体废物排放总量。

### 3.5.3 危害系数的取值

关于虚拟治理成本法中调整系数（包括危害系数、超标系数和敏感系数）的取值，理论上应建立案例库，针对每一个案例，分别使用虚拟治理成本法和详细的生态环境损害评估方法进行评估，基于案例统计分析结果，确定调整系数的取值与范围。本指南在制定过程中，一方面考虑了虚拟治理成本法和详细生态环境损害评估方法评估结果的一致性，同时考虑了与前期发布的《关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明》中敏感系数的衔接性和一致性。《关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明》中地表水环境功能敏感系数范围为 2-9，但对于劣 V 类水体的敏感系数如何取值未做说明。本标准中，将危害系数的取值范围确定为 1-2，超标系数的取值范围确定为 1-2，敏感系数的取值范围确定为 1-3，调整后理论上的调整系数取值范围为 1-12。

### 3.5.4 危害系数的确定

#### （1）废水

由于废水或固体废物中化学物质种类过多，且往往以多种化学物质混合的形式存在，难以通过列举的方式明确各类污染物的危害系数。考虑到现有的水污染物环境监测以各类排放标准中的指标为主，排放标准以外的污染物大多没有检测标准方法，实际工作中较少进行检测；另一方面排放标准中的污染物也是综合考虑排放量和物质毒性等多方面因素而确定，可以代表各行业污染特征，因此，纳入废水危害分类的污染物，主要根据现行的行业或综合类排放标准、污染控制标准中规定的污染物确定。

为了识别排水中所有有毒物质对水生生态系统的潜在综合影响，一些国家和区域组织采用生物毒性指标评价排水和受纳水体的综合毒性。美国环保局将排水综合毒性测试（WET）定义为用一组淡水、海水与河口的标准化植物、无脊椎动物和脊椎动物评估排水和受纳水体的急性和慢性综合毒性的测试。新西兰和韩国也采用 WET 表示排水综合毒性。英国和澳大利亚采用直接毒性评价（DTA）

表示排水综合毒性。加拿大则采用环境效应监测（EEM）表示排水综合毒性。欧洲大陆国家组织和波罗的海有害物质控制项目 8 国则进一步提出排水综合评价（WEA），将其定义为一组用于评价排水的持久性、生物蓄积性和综合毒性的生物学测试。排水综合毒性评价技术在发达国家的环境管理和改善环境水质的过程中起到了重要作用。生物毒性测试是排水综合毒性评价的技术基础。毒性阈值是综合毒性评价的依据，因此各个国家和地区都非常重视制订和完善测试方法标准系列。近 40 年来，发达国家和地区分别颁布了一系列测试方法标准，使排水综合毒性评价技术成为水污染控制的新措施。排水综合毒性测试方法标准系列的建立，需要综合考虑受纳水体的性质、测试方法的种类、受试生物的选择、稀释水和稀释梯度的选择、毒性阈值和风险标准方式等多种影响因素。我国在排水综合毒性测试与评价方面开展了相关的技术研究，主要是对国外技术规范的引进和测试方法的本地化。目前，我国水质生物毒性测试方法标准数量有限，本土受试生物种类少，标准化程度不足，尚未形成物种门类齐全测试方法标准系列，也没有制订排水综合毒性评价的技术标准。根据我国排水综合毒性评价技术规范的发展现状，尚无法利用排水综合毒性评价方法确定排放废水的危害性及其分级。

除排水综合毒性评价方法外，也可以考虑采用化学品分类和标签相关技术规范用来评价废水的危害等级。考虑到化学品分类和标签技术规范的系统完整性，本标准采用了 GB 30000 系列标准中对水生环境的危害、人体经口急性毒性和人体经皮急性毒性的标准。不同地表水环境功能区的污染物的危害类型根据《化学品分类和标签规范 第 28 部分：对水生环境的危害》（GB 30000.28）和《化学品分类和标签规范 第 18 部分：急性毒性》（GB 30000.18）中有关条款确定。尽管 GB3000 系列标准为化学品有关标准，但化学品或污染物危害性评估考虑的均为化学物质性质，评估方法一致，且 GB3000 中对于混合物的危害性分级方法做出了较为详细的说明，同样适用于废水中的污染物。

对于珍稀水生生物栖息地及渔业用水，主要考虑废水的急性水生危害和慢性水生危害，根据 GB 30000.28 将废水按照急性水生危害划分为类别 1、类别 2 和类别 3，危害系数分别赋值为 2、1.75、1.5；根据 GB 30000.18 将废水按照慢性水生危害划分为类别 1、类别 2、类别 3 和类别 4，危害系数分别赋值为 2、1.75、1.5、1.25。考虑到慢性水生毒性数据缺乏时，可以根据急性水生毒性数据对化学

物质的慢性危害进行分类,因此急性和慢性水生危害类别的赋值具有一定的可比性和合理性。

对于饮用水源和直接接触娱乐用水,主要考虑废水的人体经口和经皮急性毒性,未考虑化学物质的长期慢性毒性,这主要基于两个方面的考虑:一方面,是为了简化危害系数确定的过程,如果同时考虑化学物质长期暴露的慢性毒性、致畸性、致癌性、致突变性等,势必增加危害系数计算的过程,违背了简化评估的初衷;另一方面,现实中因为废水排放导致人体长期慢性暴露的可能性很小,即使是突发环境事件中,发生人体直接暴露被污染的地表水的可能性也非常小。根据 GB 30000.18 将废水按照其人体经口急性毒性和经皮急性毒性,将化学物质划分为类别 1-5,本标准中将对应类别的危害系数分别赋值为 2、1.75、1.5、1.25 和 1。

对于农业废水,由于目前缺乏化学物质对农作物毒性的分类标准,将其统一赋值为 1.5。对于一般工业或景观用水、非直接接触娱乐用水及其他无特定功能用水,由于缺乏明确的保护对象,危害系数取值为 1。

## (2) 固体废物

固体废物的危害性取值主要依据专家判断确定,对于具有感染性和毒性的危险废物取值为 2;仅具有反应性或腐蚀性的以及一般工业固体废物,危害系数取值为 1.5;对于生活垃圾,危害系数取值为 1.25。

参考美国佛罗里达州对油品的分类和危害程度分级,将船用重油、重质燃油的危害系数确定为 2.5;废润滑油、沥青、焦油的危害系数确定为 2;汽油、柴油、航空燃油、取暖油的危害系数确定为 1.75。

### 3.5.5 超标系数的确定

危害系数反映的是废水或固体废物中化学物质本身的毒性属性,与废水中污染物的浓度或含量无关,为了反映废水或固体废物中化学物质的浓度或含量对地表水生态环境损害程度的影响,本标准中引入了超标系数。

与危害系数确定时相同的考虑,本标准主要根据现行的行业或综合类排放标准、污染控制标准中规定的污染物确定废水的超标系数。根据每一种污染物的最大超标倍数范围,超标系数取值分别为 2、1.75、1.5、1.25 和 1。当废水中多个污染物存在超标时,根据所有检测样品中各项污染物的最大超标倍数确定超标系

数。

固体废物的超标系数取值主要依据专家判断确定。对于危险废物，超标系数确定为 2；II 类工业固体废物，超标系数确定为 1.75；I 类工业固体废物和危险化学品以外的化学品，超标系数确定为 1.5；生活垃圾的超标系数确定为 1.25。

### 3.5.6 敏感性分级

《突发环境事件应急处置阶段环境损害评估办法》和《关于虚拟治理成本法适用情形与计算方法的说明》中关于环境功能敏感系数的确定，应用在地表水污染中，主要依据排放或倾倒行为发生地的地表水环境质量现状。本标准针对污染集中式生活饮用水地表水源地、水生动植物自然保护区、水产种质资源保护区及其他国家自然保护区的情况做了补充规定。如果排放或倾倒等行为发生在上述保护区上游，但可以随着水流扩散进入上述保护区，尽管污染发生地的地表水水质未达到保护区水质，但仍按照保护区的敏感系数进行计算。

### 3.5.7 野生动物死亡损害数额

由于排放或倾倒废水或固体废物直接导致野生动物死亡的，应计算野生动物死亡损害数额。野生动物死亡数量根据调查获取。野生动物基准价值根据农业部门《水生野生动物基准价值目录》和《陆生野生动物基准价值标准目录》确定。为了调整野生动物的生态服务功能，引入了调整系数，根据野生动物的保护级别分别进行赋值，国家一级重点保护物种取值 10，国家二级重点保护物种取值 6，非国家重点保护物种取值 3。

## 4 对实施标准的建议

本标准是生态环境损害鉴定评估技术指南标准体系的重要组成部分，对于推动地表水生态环境损害赔偿与司法实践向规范化、专业化和精细化方向的发展具有重要的意义。为了保证本标准的实施，建议加大对标准的宣传，扩大标准的影响力，促进标准在科研、司法实践以及其他领域的应用，为生态环境行政管理、环境损害司法审判提供有效的技术支撑。本标准是第一次以标准的形式发布，建议及时总结存在的问题并修订完善。