

ICS 点击此处添加 ICS 号

CCS 点击此处添加 CCS 号

# T/ESC

## 中国生态学学会团体标准

T/ESC XXXX—XXXX

### 建设用地土壤生态基准推导技术指南

Technical guideline for deriving soil ecological criteria of development land

（征求意见稿）

（本草案完成时间：）

XXXX - XX - XX 发布

XXXX - XX - XX 实施

中国生态学学会 发布

## 目 次

1 范围.....	3
2 规范性引用文件.....	3
3 术语和定义.....	3
4 建设用地土壤生态基准推导程序.....	4
5 建设用地基本信息获取.....	4
6 建设用地土壤生态受体和生态过程确定.....	5
7 生态毒性数据收集、筛选及处理.....	5
7.1 数据来源.....	5
7.2 数据筛选原则.....	5
7.3 毒性效应终点的选择.....	5
7.4 毒性效应数据的选择与处理.....	6
8 建设用地土壤生态基准值的推导.....	6
8.1 推导程序.....	6
8.2 推导方法选择.....	6
8.3 物种敏感度分布法推导 PNEC.....	7
8.4 评估因子法推导 PNEC.....	8
8.5 生态基准值的确定.....	8
9 建设用地土壤生态基准值的审核.....	8
9.1 基准的自审核项目.....	8
9.2 基准的专家审核项目.....	8
附录 A（资料性） 建设用地土壤生态基准推导受试生态受体和生态过程推荐名录.....	9
附录 B（资料性） 生态毒性数据来源.....	10
附录 C（资料性） 物种敏感性分布曲线拟合函数、拟合优度评价及优选函数权重确定方法.....	12

## 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。

本文件由中国科学院生态环境研究中心提出。

本文件由中国生态学学会归口。

本文件起草单位：中国科学院生态环境研究中心、生态环境部南京环境科学研究所、厦门大学、中山大学、华南农业大学。

本文件主要起草人：史雅娟、钱力、许秋云、吕永龙、仇荣亮、赵春梅、丁龙君、郑丽萍、李勛之、李晶、周譔、邵秀清、宋帅、贺桂珍、于名召。

本文件由中国科学院生态环境研究中心负责解释。

# 建设用地土壤生态基准推导技术指南

## 1 范围

本文件给出了建设用地土壤生态基准推导的工作程序、方法和技术要求的指南。  
本文件适用于化学污染物的建设用地土壤生态基准的推导。  
本文件不适用于含放射性物质的建设用地。

## 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 15618	土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准
GB 36600	土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准
HJ 25.1	建设用地土壤污染状况调查技术导则

## 3 术语和定义

下列术语和定义适用于本文件。

### 3.1

**建设用地** development land

指建造建筑物、构筑物的土地，包括城乡住宅和公共设施用地、工矿用地、交通水利设施用地、旅游用地、军事设施用地等。

[来源：GB 36600-2018，3.1]

### 3.2

**土壤生态基准** soil ecological criteria, SEC

土壤中某一种或一类化学污染物对特定土壤生态效应水平不产生不良影响（或有害效应）的临界含量，包含了特定暴露条件下土壤污染物含量和生态受体不利影响（或有害效应）之间的完整关系。

### 3.3

**x%效应浓度** x% effect concentration, EC<sub>x</sub>

引起一组受试生物中 x% 的个体产生某种效应（如生长率、孵化率抑制等）的污染物浓度。

[来源：HJ 831-2022，3.9]

### 3.4

**最低观察效应浓度** lowest observed effect concentration, LOEC

与对照相比，对受试生物产生某种显著效应（如生长率、孵化率抑制等）的最低污染物浓度。

[来源：HJ 831-2022，3.10]

### 3.5

**无观察效应浓度** no observed effect concentration, NOEC

与对照相比，对受试生物未产生某种显著效应（如生长率、孵化率抑制等）的最高污染物浓度。

[来源：HJ 831-2022，3.11]

### 3.6

**预测无效应浓度** predicted no effect concentration, PNEC

污染物不会对生物产生特定不利效应的最大暴露剂量或浓度。

### 3.7

**物种敏感度分布** species sensitivity distribution, SSD

生态系统中，不同物种对某一胁迫因子的敏感程度服从一定的累积概率分布，可通过概率或经验分布函数来描述不同物种样本对胁迫因素的敏感度差异。

## 3.8

**生态保护水平 ecological protection level**

根据不同土地利用方式下土壤所提供的生态服务功能的重要性所确定的生态物种或生态过程保护的程  
度。

## 3.9

**x%物种危害浓度 hazardous concentration for x% of species, HC<sub>x</sub>**

根据物种敏感度分布,受影响物种的累积频率达到 x%时的污染物浓度,即(100-x)%的物种免受影响的污染物浓度。

[来源: HJ 831-2022, 3.17]

## 3.10

**建设用地土壤生态风险筛选值 ecological risk screening values for soil of development land**

指在特定土地利用方式下,建设用地土壤中污染物含量等于或低于该值的,对土壤生态安全的风险低,一般情况下可以忽略;超过该值的,对土壤生态安全可能存在风险,应当开展进一步的详细调查和风险评估,确定具体污染范围和风险水平。

## 3.11

**建设用地土壤生态风险管制值 ecological risk intervention values for soil of development land**

指在特定土地利用方式下,建设用地土壤中污染物含量超过该值的,对土壤生态安全存在不可接受风险,应当采取风险管控或修复措施。

## 3.12

**评估因子 assessment factor, AF**

由有限物种毒性外推到生态系统过程中产生的不确定性的安全因子。

[来源: HJ 831-2022, 3.18]

## 3.13

**土壤环境背景值 soil environmental background value, SBV**

基于土壤环境背景含量的统计值。通常以土壤环境背景含量的某一分位值表示。其中土壤环境背景含量是指在一定时间条件下,仅受地球化学过程和非点源输入影响的土壤中元素或化合物的含量。

[来源: GB36600-2018, 3.6]

## 4 建设用地土壤生态基准推导程序

建设用地土壤生态基准的推导程序包括建设用地基本信息获取、建设用地土壤生态受体和生态过程确定、生态毒性数据收集、筛选与处理、建设用地土壤生态基准值的推导和建设用地土壤生态基准值的审核 5 个部分,推导流程见图 1。

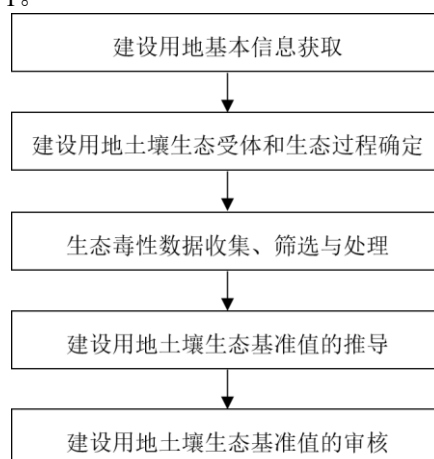


图 1 建设用地土壤生态基准推导流程图

## 5 建设用地基本信息获取

按照 HJ 25.1-2019 描述的第一阶段土壤污染状况调查的内容与方法,获取建设用地以下基本信息:

- a) 建设用地生产使用相关资料及历史信息；
- b) 建设用地及周边区域土地利用方式及未来规划；
- c) 建设用地土壤环境监测报告、环境影响报告书或表及环境审计报告中的土壤样品污染物浓度或污染记录等数据资料；
- d) 建设用地地理位置图、地形、地貌、土壤、水文、地质和气象资料等自然信息；
- e) 建设用地及周边区域需要重点关注的生态敏感受体或保护目标。

## 6 建设用地土壤生态受体和生态过程确定

推导建设用地土壤生态基准时可包括但不限于以下建设用地土壤的生态受体和生态过程：

- a) 陆生植物，如农作物、需要保护的野生植物等；
  - b) 整个生命周期生活在土壤中的无脊椎动物，如蚯蚓、线虫、跳虫等；
  - c) 土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程，如真菌、细菌、土壤呼吸作用、碳氮转化等。
- 附录 A 给出了推荐的建设用地土壤生态受体和生态过程。

## 7 生态毒性数据收集、筛选及处理

### 7.1 数据来源

通过以下途径收集建设用地土壤生态受体和生态过程相关的生态毒性数据：

- a) 国家或地方发布的实测或调查数据；
- b) 有明确数据来源的国内外生态毒性数据集；
- c) 建设用地土壤生态毒性试验获得的实测数据；
- d) 经同行评议公开发表的文献或报告；
- e) 经专家判断可靠的其他来源数据；
- f) 在基准制定过程补充测试的物种毒性数据。

国内外土壤生态毒理学和生物测试标准化方法、常用的生态毒性数据库及文献数据库见附录 B。

### 7.2 数据筛选原则

从数据库或文献中获取毒性数据需对收集的毒性数据进行筛选和处理，有效毒性数据的筛选遵循以下原则：

- a) 生态毒性数据应遵循 GB/T、ISO 或 OECD 规定的标准化实验方法获得；
- b) 根据文献资料确定测试生物暴露于土壤污染物的时间和毒性效应，并可根据剂量-效应关系估算毒性效应浓度  $EC_x$ ，如  $EC_{10}$ 、 $EC_{50}$  等；
- c) 毒理实验要求使用活性成分或目标物质进行毒性测试，排除直接以成分复杂、污染源不明的污染土壤为暴露介质所获得的毒性数据；
- d) 文献应记录开展毒性实验的条件，如土壤 pH、土壤有机碳、阳离子交换量、粘粒含量、温度等；
- e) 毒理实验开展的环境暴露介质选择人工或者自然土壤，排除水培、滤纸培养、体腔注射等暴露方式下获得的毒性数据；
- f) 文献资料获得的生态毒性数据需排除多污染物复合暴露的实验结果；
- g) 田间实验数据用于基准推导时，除满足以上条件外，还应当同时满足如下条件：
  - 效应数据需来自同一地区同一研究实验周期；
  - 样品采集、处理和存储应遵照标准方法或可接受的操作程序；
  - 其他田间实验相关条件如采样设计的科学性等需要根据具体实验进行评估。

### 7.3 毒性效应终点的选择

推导建设用地土壤生态基准时，优先选择影响生态受体个体生长、发育或种群繁衍相关特性的毒性效应终点，包括但不限于以下效应终点：

- a) 对于陆生植物，选择生物量、产量、根伸长等；
- b) 对于土壤无脊椎动物，选择繁殖率、种群数量和生长率等；

c) 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、土壤呼吸作用等。

#### 7.4 毒性效应数据的选择与处理

参照我国土壤环境质量标准体系 GB 15618 和 GB 36600，建设用地生态基准推导应为建设用地土壤生态风险筛选值和管制值的制定提供科学基础，实现不同的建设用地土壤生态风险管控目标。为此，毒性效应数据的选择与处理需遵循以下原则：

a) 选择以 LOEC、NOEC、EC<sub>10</sub> 为代表的低效应水平毒性效应数据推导的基准值可作为制定建设用地土壤生态风险筛选值的科学基础；

b) 选择以 EC<sub>50</sub> 为代表的半数效应水平毒性效应数据推导的基准值可作为制定建设用地土壤生态风险管制值的科学基础；

c) 同一物种有多个毒性终点的，取最敏感的毒性终点的毒性参数；

d) 同一物种的相同毒性终点，取这些毒性效应浓度的几何平均值；

e) 不同土壤的相同微生物或其主导的生态过程指标分别处理；

f) 所有毒性效应终点的单位保持一致，均换算为 mg/kg 干土；

### 8 建设用地土壤生态基准值的推导

#### 8.1 推导程序

建设用地土壤生态基准值的推导程序包括推导方法选择、模型拟合与评价、平均模型构建、预测无效应浓度（PNEC）外推和基准值的确定等步骤，推导程序见图 2。

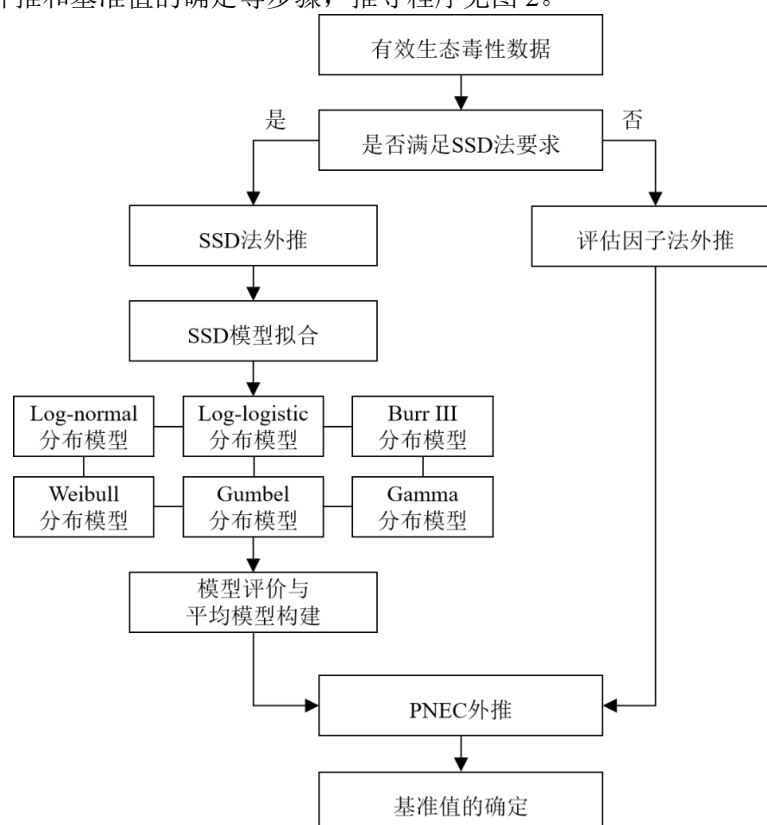


图 2 建设用地土壤生态基准值推导程序

#### 8.2 推导方法选择

根据生态受体营养级、生态毒性数据类型及数据量多少等情况，选择不同的建设用地土壤生态基准外推方法进行生态基准值估算：

a) 当处理后的生态毒性数据充足（通常指有 10-15 个以上，包含至少 8 个不同生物种类的毒性效应数据  $EC_x$ ），优先选用物种敏感度分布（SSD）法进行毒性数据外推估算 PNEC；

b) 当生物种类和营养级别不满足 SSD 构建要求时，可选择评估因子法进行毒性数据外推估算 PNEC，评估因子法外推获得的 PNEC 仅可作为制定建设用地土壤生态风险筛选值的过渡性依据。当后续毒性数据量积累至满足 8.2 a) 中 SSD 法的要求时，应优先采用 SSD 法对基准值进行修订和更新。

### 8.3 物种敏感度分布法推导 PNEC

在采用 SSD 法拟合不同生态受体或生态过程的毒性效应参数分布曲线前，需将同一物种或同一品种在不同土壤条件下的生态毒性效应参数归一化到建设用地的土壤性质（土壤性质包括 pH，阳离子交换量 CEC，有机碳含量 SOC）。数据按（1）公式进行归一化：

$$EC_x^s = EC_x^1 \times 10^{a \times (pH^s - pH^1) + b \times \log(\frac{CEC^s}{CEC^1}) + c \times \log(\frac{SOC^s}{SOC^1})} \quad (1)$$

式中： $EC_x^s$ ——建设用地土壤条件下的 x% 效应浓度；

$pH^s$ ——建设用地土壤条件下的土壤 pH 值；

$CEC^s$ ——建设用地土壤条件下的土壤阳离子交换率；

$SOC^s$ ——建设用地土壤条件下的土壤有机碳含量；

$EC_x^1$ ——试验土壤条件下的 x% 效应浓度；

$pH^1$ ——试验土壤条件下的土壤 pH 值；

$CEC^1$ ——试验土壤条件下的土壤阳离子交换率；

$SOC^1$ ——试验土壤条件下的土壤有机碳含量。

利用处理后的生态毒性数据及多种分布函数拟合构建 SSD，表征污染物毒性效应浓度和物种累积分布之间的关系，之后开展 SSD 模型评价与平均模型构建，结合生态保护水平，推导 PNEC 值。具体步骤如下：

a) 选择 Burr III、Log-normal、Log-logistic、Weibull、Gumbel 及 Gamma 分布函数分别对处理后的毒性数据进行拟合；

b) 计算各函数拟合优度的赤池信息准则数值（AIC）进行模型评价，选择拟合度较好的一个或多个分布函数作为构建平均模型的优选模型；

c) 确定各个优选模型的权重，建立基于优选分布函数加权平均后的 SSD 平均模型；

d) 依据 SSD 平均模型，计算不同生态保护水平下的物种危害浓度  $\overline{HC}_x$ ，不同未来用地方式下的生态保护水平和物种危害浓度见表 1；

e) 制定自然绿地、公园用地方式下的土壤生态基准值时，若需要将短期效应毒性数据外推到慢性毒性数据、将实验室数据外推到野外并考虑测试生物种内和种间的差异，可根据实际情况将物种危害浓度除以安全系数（1-5）得到 PNEC 值；制定住宅和商服及工业用地方式下的土壤生态基准值时，可不考虑安全系数，直接用计算得到的物种危害浓度作为 PNEC；

f) 安全系数与曲线拟合时采用的毒性效应水平、污染物的活性以及未来用地方式有关。对于自然绿地和公园用地，当同时满足：毒性效应水平为  $EC_{10}$ ，且毒性试验开展前土壤经过长时间老化或淋溶处理两个条件时，安全系数取 1。以上任意一个条件不满足时，安全系数的取值应当根据试验或模型（老化效应试验、淋溶模型等）来决定，在无试验或模型的情况下需要根据专家判断来确定。

各模型分布函数、拟合优度评价方法及优选函数的权重确定方法见附录 C。

表 1 不同未来用地方式下的生态保护水平及物种危害浓度

土地利用方式	生态保护水平	物种危害浓度
自然绿地用地	90%	$\overline{HC}_{10}$
公园用地	80%	$\overline{HC}_{20}$
住宅用地	60%	$\overline{HC}_{40}$
商服/工业用地	50%	$\overline{HC}_{50}$

## 8.4 评估因子法推导 PNEC

当生态毒性数据量不满足 SSD 构建要求时，按照表 2 所列情况选择最敏感毒性效应浓度和相应的评估因子进行外推，利用毒性数据的最低值除以相应的评估因子估算得到 PNEC。利用评估因子法推导的 PNEC 仅可作为制定土壤生态风险筛选值的依据。

表 2 评估因子取值推荐表

有效数据限定条件	评估因子取值
至少有一个营养级生物（如植物、蚯蚓或微生物）的 L(E)C <sub>50</sub> 值	1000
至少有一种生物（如植物）的 NOEC 值	100
至少在两个营养级上有两种生物的 NOEC 值	50
至少在三个营养级上有三种生物的 NOEC 值	10
现场数据或模拟生态系统下得到的数据	根据现场情况确定

## 8.5 生态基准值的确定

获取 PNEC 值后，根据污染物是否存在土壤环境背景值，确定土壤生态基准值：

a) 当污染物存在土壤环境背景值（如有害重金属或类金属元素）时，基于毒性可加性原则，需综合考虑建设用地所在区域的污染物土壤环境背景值（SBV）及其生物有效性，结合推导的 PNEC 值，依据公式（2）确定建设用地土壤生态基准值：

$$SEC = PNEC + SBV * (1 - \alpha) \quad (2)$$

式中：SEC——土壤生态基准值；

PNEC——土壤预测无效应浓度；

SBV——土壤环境背景值；

$\alpha$ ——污染物的土壤生物有效性，取值范围为 0~1，表示污染物从土壤向受体迁移的有效比例。

b) 当污染物不存在土壤环境背景值（如人工合成的持久性有机污染物）时，直接以外推获得的 PNEC 作为建设用地土壤生态基准值。

c) 基准值的取值一般圆整至小数点后 2 位数字，最多圆整至小数点后 4 位数字，单位以 mg/kg 干土表示。

## 9 建设用地土壤生态基准值的审核

### 9.1 基准的自审核项目

建设用地土壤生态基准的最终确定需要仔细审核基准推导所用数据以及推导步骤，以确保基准合理可靠。自审项目如下：

- 使用的毒性数据是否可被充分证明有效；
- 所使用的数据是否符合数据质量要求；
- 生态毒性数据中是否存在可疑数值；
- 是否存在明显异常数据。
- 是否遗漏其它重要数据。

### 9.2 基准的专家审核项目

- 基准推导所用数据是否可靠。
- 物种要求和数据量是否符合基准推导要求。
- 基准推导过程是否符合技术标准。
- 基准值的得出是否合理。
- 是否有任何背离技术标准的内容，并评估是否可接受。

附录 A  
(资料性)

建设用地土壤生态基准推导受试生态受体和生态过程推荐名录

序号	物种名	拉丁学名	分类地位	
土壤植物				
1	燕麦	<i>Avena sativa</i>	被子植物门	禾本科
2	大麦	<i>Hordeum vulgare</i>	被子植物门	禾本科
3	玉蜀黍	<i>Zea mays</i>	被子植物门	禾本科
4	稷	<i>Panicum miliaceum</i>	被子植物门	禾本科
5	高粱	<i>Sorghum Bicolor</i>	被子植物门	禾本科
6	普通小麦	<i>Triticum aestivum</i>	被子植物门	禾本科
7	黑麦草	<i>Lolium perenne</i>	被子植物门	禾本科
8	燕麦草	<i>Arrhenatherum elatius</i>	被子植物门	禾本科
9	芥菜	<i>Brassica juncea</i>	被子植物门	十字花科
10	欧洲油菜	<i>Brassica napus</i>	被子植物门	十字花科
11	甘蓝	<i>Brassica oleracea L.</i>	被子植物门	十字花科
12	芜菁	<i>Brassica rapa</i>	被子植物门	十字花科
13	小白菜	<i>Brassica chinensis L.</i>	被子植物门	十字花科
14	拟南芥	<i>Arabidopsis thaliana</i>	被子植物门	十字花科
15	萝卜	<i>Raphanus sativus L.</i>	被子植物门	十字花科
16	紫苜蓿	<i>Medicago sativa</i>	被子植物门	豆科
17	大豆	<i>Glycine max</i>	被子植物门	豆科
18	蒲公英	<i>Taraxacum mongolicum</i>	被子植物门	菊科
土壤无脊椎动物				
19	赤子爱胜蚓	<i>Eisenia fetida</i>	环节动物门	正蚓科
20	安德爱胜蚓	<i>Eisenia andrei</i>	环节动物门	正蚓科
21	陆正蚓	<i>Lumbricus terrestris</i>	环节动物门	正蚓科
22	粉正蚓	<i>Lumbricus rubellus</i>	环节动物门	正蚓科
23	威廉环毛蚓	<i>Pheretima guillelmi</i>	环节动物门	钜蚓科
24	球肾白线蚓	<i>Fridericia bulbosa</i>	环节动物门	线蚓科
25	白符跳	<i>Folsomia candida</i>	节肢动物门	等节跳科
26	短角跳虫	<i>Folsomia fimetaria</i>	节肢动物门	等节跳科
27	小原等节跳	<i>Proisotoma minuta</i>	节肢动物门	等节跳科
28	曲毛裸长跳	<i>Sinella curviseta</i>	节肢动物门	长角科
29	符氏直棘跳	<i>Orthonychiurus folsomi</i>	节肢动物门	原目棘科
30	蜗牛	<i>Fruticicolidae</i>	软体动物门	蜗牛科
31	秀丽隐杆线虫	<i>Caenorhabditis elegans</i>	线虫动物门	小杆科
土壤微生物及其主导的土壤生态过程				
32	菌根真菌	<i>Glomus Moveae</i>	真菌门	
33	球形节杆菌	<i>Arthrobacter globiformis</i>	细菌门	
34	土壤呼吸	<i>Soil respiration</i>		
35	土壤碳转化	<i>Soil carbon transformation</i>		
36	土壤氮转化	<i>Soil nitrogen transformation</i>		

附 录 B  
(资料性)  
生态毒性数据来源

附表B.1 国内外土壤生态毒理学和生物测试标准化方法

方法编号	供试生物	方法名称
GB/T 21809	蚯蚓	化学品 蚯蚓急性毒性试验
GB/T 27851	陆生植物	化学品 陆生植物 生长活力试验
GB/T 27854	土壤微生物	化学品 土壤微生物 氮转化试验
GB/T 27855	土壤微生物	化学品 土壤微生物 碳转化试验
GB/T 31270.15	蚯蚓	化学农药环境安全评价实验准则 第 15 部分：蚯蚓急性毒性试验
GB/T 31270.16	土壤微生物	化学农药环境安全评价实验准则 第 16 部分：土壤微生物毒性试验
GB/T 31270.19	植物	化学农药环境安全评价实验准则 第 19 部分：非靶标植物影响试验
ISO 10872	线虫	沉积物和土壤样品对秀丽隐杆线虫( <i>Caenorhabditis elegans</i> )生长、肥力和繁殖毒性影响的测定
ISO 11267	跳虫	土壤污染物对弹尾虫( <i>Folsomia candida</i> )繁殖的抑制作用
ISO 11268-1	蚯蚓	污染物对蚯蚓( <i>E.fetida</i> )的急性致毒效应测试
ISO 11268-2	蚯蚓	污染物对蚯蚓( <i>E.fetida</i> )生殖影响的测定
ISO 11269-1	植物	除挥发性物质以外的所有可能进入到土壤中的物质对植物根系生长情况的影响
ISO 11269-2	植物	土壤中化学物质对多种高等植物的出苗率和早期生长的潜在毒性效应
ISO 14238	土壤微生物	污染物对土壤氮矿化和硝化作用的潜在影响
ISO 14240	土壤微生物	土壤污染对微生物生物量的影响
ISO 15685	土壤微生物	土壤污染对硝化微生物的抑制效应
ISO 15952	幼螺	污染物对陆地幼螺 ( <i>Helicidae</i> )生长的影响
ISO 16072	土壤微生物	土壤污染对微生物土壤呼吸的影响
ISO 16387	线蚓	污染物对线蚓( <i>Enchytraeus sp.</i> )的繁殖和存活影响
ISO 17155	土壤微生物	运用土壤呼吸曲线法确定微生物群落的丰度和活性,适用于确定土壤污染物的潜在生态毒性
ISO 17512-1	蚯蚓	测定土壤质量和化学品对蚯蚓 ( <i>Eisenia fetida</i> and <i>Eisenia andrei</i> )的回避试验.
ISO 17512-2	弹尾虫	测定土壤质量和化学品对弹尾虫 ( <i>Folsomia candida</i> )的回避试验.
ISO 18187	土壤微生物	利用球形节杆菌 ( <i>Arthrobacter globiformis</i> ) 脱氢酶活性进行固体样品接触试验
ISO 22030	油菜、燕麦	化学物质对陆地植物油菜( <i>Brassica rapa</i> )和燕麦( <i>Avena sativa</i> )的繁殖力的影响
ISO 23753	土壤微生物	污染物对非淹水土壤中脱氢酶活性的影响
ISO 29200	蚕豆	高等植物遗传毒性效应评价—蚕豆微核试验
OECD 207	蚯蚓	污染物对蚯蚓( <i>E.fetida</i> 和 <i>E.andrei</i> )的急性致毒效应
OECD 208	植物	化学物质对土壤中高等植物出苗率和苗生长情况的影响
OECD 216	土壤微生物	污染物对土壤微生物氮转化能力的影响
OECD 217	土壤微生物	污染物对土壤微生物碳转化能力的影响
OECD 220	线蚓	化学物质对线蚓( <i>Enchytraeus albidus</i> )的繁殖力影响
OECD 222	蚯蚓	化学物质对蚯蚓( <i>E.fetida</i> 和 <i>E.andrei</i> )的繁殖力影响
OECD 226	螨虫	化学物质对螨虫 ( <i>Hypoaspis aculeifer</i> ) 的繁殖力影响
OECD 227	植物	化学物质的沉降过程对土壤植物叶片和地上部分生长状况的影响
OECD 232	跳虫	化学物质对跳虫 ( <i>Folsomia candida</i> 和 <i>finetaria</i> )的繁殖力影响

### B.1 常用的生态毒性数据库

- a) 美国环保署(USEPA)的“生态毒性数据库(ECOTOX)”, <https://cfpub.epa.gov/ecotox>;
- b) 荷兰国立公共健康与环境研究所(RIVM)的“e-toxBase”, <http://www.e-toxbase.com>;
- c) 欧洲化学品管理局的“国际统一化学品信息数据库(IUCLID)”, <https://iuclid6.echa.europa.eu>;
- d) Elsevier 公司的“ECOTOX-CD”, <https://www.elsevier-ecotox.com>;
- e) 中国科学院生态环境研究中心的“化学物质毒性数据库 (Chemical Toxicity Database)”, <https://www.drugfuture.com/toxic/>。

### B.2 常用文献数据库

- a) 中国知网 (CNKI), <http://www.cnki.net/>;
- b) 万方数据库, [www.wanfangdata.com.cn](http://www.wanfangdata.com.cn);
- c) 维普数据库 (VIP), <http://www.cqvip.com/>;
- d) 中国科学引用文献数据库 (CSCD), <http://sdb.csd1.ac.cn/index.jsp>;
- e) 中国生物医学文献数据库 (CBMDisc), <http://cbmwww.imicams.ac.cn/>;
- f) 科学网络, <http://www.isiknowledge.com>。

附录 C  
(资料性)

物种敏感性分布曲线拟合函数、拟合优度评价及优选函数权重确定方法

附表 C.1 物种敏感性分布曲线拟合函数

拟合函数名称	函数公式	变量及参数含义
Burr III 型函数	$y = 1/[1 + (b/x)^c]^k$	$y$ — 拟合函数的累积概率, % $x$ — 污染物毒性浓度值, mg/kg $b$ 、 $c$ 、 $k$ 、 $\alpha$ 、 $\beta$ 、 $\gamma$ 、 $\mu$ 、 $\sigma$ — 拟合函数参数
Gamma 型函数	$y = \gamma(\alpha, \beta x)/\Gamma(\alpha)$	
Gumbel 型函数	$y = e^{-e^{-\frac{x-\alpha}{\beta}}}$	
Log-logistic 型函数	$y = 1/\{1 + [\beta/(x - \gamma)]^\alpha\}$	
Log-normal 型函数	$y = \Phi[(\ln x - \mu)/\sigma]$	
Weibull 型函数	$y = 1 - e^{-(x/\beta)^\alpha}$	

### C.1 拟合函数拟合优度评价

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:

$$AIC = -2L + 2K \quad (C-1)$$

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。

$$AIC_C = -2L + 2K[n/(n-K-1)] \quad (C-2)$$

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。

### C.2 优选函数权重确定

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:

$$\Delta_i = AIC_i - \min(AIC) \quad (C-3)$$

$AIC_i$  为第  $i$  个分布的  $AIC$  值,  $\min(AIC)$  为所有拟合函数中  $AIC$  的最低值,  $\Delta_i = 0$  的分布函数为最优拟合分布函数, 一般认为  $\Delta_i \leq 2$  的函数拟合度均较好, 建议保留并赋予函数权重  $W_i$ :

$$W_i = e^{-\frac{1}{2}\Delta_i} / \sum_{j=1}^m e^{-\frac{1}{2}\Delta_j} \quad (C-4)$$

上式中  $m$  为保留的函数个数,  $\Delta_i$  含义同上, 则最终 SSD 模型为多个模型的加权平均模型, 推导特定  $HC_x$  为各优选模型的加权均值, 其中  $x$  根据不同用地类型的生态保护水平确定 (表 1):

$$\overline{HC_x} = \sum_{j=1}^m W_j HC_{xj} \quad (C-5)$$