

HJ

中华人民共和国国家环境保护标准

HJ 831-2017

淡水水生生物水质基准制定 技术指南

**Technical Guideline for Deriving Water Quality Criteria for
the Protection of Freshwater Aquatic Organisms**

2017-05-11 发布

2017-09-01 实施

环境保护部 发布

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.....	1
4 水质基准的制定程序.....	2
5 水质基准污染物质的确定.....	3
6 毒性数据收集和筛选.....	3
7 物种筛选.....	5
8 水质基准的推导.....	6
9 水质基准的审核.....	8
10 基准的应用.....	8
附录 A（规范性附录）时间加权平均值的算法.....	10
附录 B（资料性附录）国际通用毒性测试淡水水生生物名.....	11
附录 C（资料性附录）中国本土敏感淡水水生生物推荐名录（2016 年）.....	12
附录 D（规范性附录）SSD 模型与拟合优度评价准则.....	16
附录 E（资料性附录）淡水水生生物水质基准技术报告编制大纲.....	19

前 言

为贯彻《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国水污染防治法》和《水污染防治行动计划》，科学、规范地制定淡水水生生物水质基准，制定本标准。

本标准规定了淡水水生生物水质基准制定程序、方法与技术要求。

本标准附录 A、附录 D 为规范性附录。

本标准附录 B、附录 C、附录 E 为资料性附录。

本标准为首次发布。

本标准为指导性标准。

本标准由环境保护部科技标准司组织制订。

本标准主要起草单位：中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室、中国科学院生态环境研究中心。

本标准由环境保护部 年 月 日批准。

本标准自 2017 年 9 月 1 日起实施。

本标准由环境保护部解释。

淡水水生生物水质基准制定技术指南

1 适用范围

本标准规定了淡水水生生物水质基准制定的程序、方法与技术要求。

本标准适用于我国淡水水生生物水质基准的制定。

本标准不适用于内分泌干扰物及高富集性有机物等物质的淡水水生生物水质基准制定。

2 规范性引用文件

本标准内容引用下列文件或其中的条款。凡是不注明日期的引用文件，其最新版本适用于本标准。

GB/T 13266 水质物质对蚤类（大型蚤）急性毒性测定方法

GB/T 13267 水质物质对淡水鱼（斑马鱼）急性毒性测定方法

GB/T 21766 化学品生殖/发育毒性筛选试验方法

GB/T 21805 化学品藻类生长抑制试验

GB/T 21806 化学品鱼类幼体生长试验

GB/T 21830 化学品藻类急性活动抑制试验

GB/T 21854 化学品鱼类早期生活阶段毒性试验

GB/T 29763 化学品稀有鮡鲫急性毒性试验

GB/T 29764 化学品青鳉鱼早期生命阶段毒性试验

3 术语和定义

下列术语和定义适用于本标准。

3.1 水质基准 water quality criteria

水环境中的污染物质或有害因素对人体健康和水生态系统不产生有害效应的最大剂量或水平。

3.2 淡水水生生物水质基准 freshwater quality criteria for the protection of aquatic organisms

能够保护淡水水生生物及其生态功能的水质基准，包括短期水质基准和长期水质基准。

3.3 短期水质基准 short-term water quality criteria

短期暴露(暴露时间小于等于4天)下能够保护淡水水生生物及其生态功能的水质基准。

3.4 长期水质基准 long-term water quality criteria

长期暴露(暴露时间大于等于21天)下能够保护淡水水生生物及其生态功能的水质基准。

3.5 中国本土物种 Chinese native species

不受人干扰,完全靠自然因素栖息在中国或中国某一特定区域的生物类群。

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

描述不同物种对环境因子敏感性相互关系的数据分布,本标准采用环境因子的效应浓度与受影响物种累积概率之间的关系曲线来表示。

3.7 5%物种危害浓度 hazardous concentration for 5% of species, HC₅

受影响物种的累积概率达到5%时的污染物质浓度,或95%的物种能够得到有效保护的污染物质浓度。

3.8 评价因子 assessment factor, AF

从HC₅外推来获得水质基准所需的调整数值。

3.9 急慢性比 acute-chronic ratio, ACR

污染物质急性毒性与慢性毒性数值的比值。

3.10 半数致死浓度 50% of lethal concentration, LC₅₀

引起一组受试实验生物半数死亡的浓度。

3.11 半数效应浓度 50% of effective concentration, EC₅₀

引起一组受试实验生物半数出现某种生物效应的浓度。

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

在规定的暴露条件下,通过实验和观察,一种外源污染物质不引起生物任何有害作用的最高浓度。

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

在规定的暴露条件下,通过实验和观察,一种外源污染物质引起生物某种有害作用的最低浓度。

3.14 最终毒性值 final toxicity value

某物种对某一污染物质所有急性/慢性毒性值的几何平均值。

4 水质基准的制定程序

水质基准值的推导主要包括5个步骤(图1),具体如下:

- (1) 水质基准污染物质的确定;
- (2) 毒性数据收集和筛选;

- (3) 物种筛选；
- (4) 水质基准的推导；
- (5) 水质基准的审核。

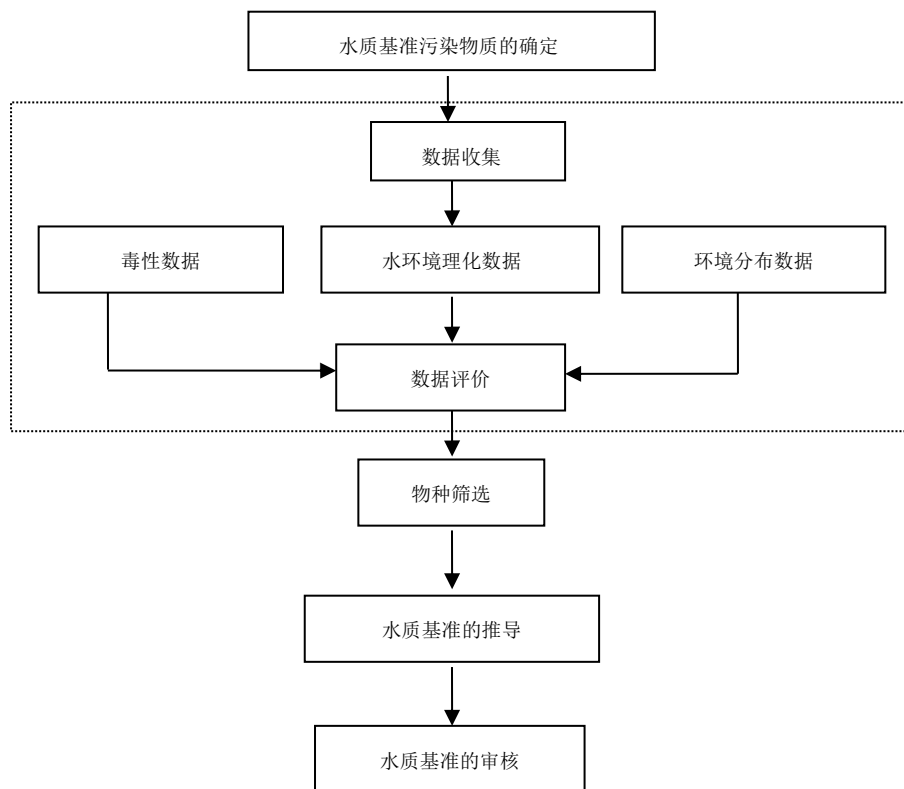


图 1 淡水水生生物水质基准制定流程

5 水质基准污染物质的确定

用于制定淡水水生生物水质基准的污染物质，其筛选确定应满足以下要求：

- (1) 该物质在多数自然水体中能够检出，或通过模型方法预测其可能普遍存在，并具有潜在的生态危害或风险；
- (2) 该物质的化学性质及其环境行为参数具有可得性；
- (3) 该物质具有有效的分析检测方法；
- (4) 当物质在水中以多种离子形式存在时，应视为同一种物质；
- (5) 当污染物质较多时，应进行优先度排序。

6 毒性数据收集和筛选

6.1 数据来源

数据主要包括淡水水生生物毒性数据、水体理化参数数据、物质固有的理化性质数据和环境分布数据等。数据来源主要有：

- (1) 国内外毒性数据库；
- (2) 本土物种实测数据；
- (3) 公开发表的文献或报告。

6.2 数据可靠性判断与分级

为了保证水质基准的科学性，需要对数据的可靠性进行评价。

数据可靠性的判断依据主要包括：

(1) 是否使用国际、国家标准测试方法和行业技术标准，操作过程是否遵循良好实验室规范（Good Laboratory Practice, GLP）；

- (2) 对于非标准测试方法的实验，所用实验方法是否科学合理；
- (3) 实验过程和实验结果的描述是否详细；
- (4) 文献是否提供了原始数据。

可靠性数据分为4个等级：

(1) 无限制可靠数据：数据来自GLP体系，或数据产生过程完全符合实验准则（参照GB/T 13266, GB/T 13267, GB/T 21766, GB/T 21805, GB/T 21806, GB/T 21830, GB/T 21854, GB/T 29763, GB/T 29764）；

(2) 限制性可靠数据：数据产生过程不完全符合实验准则，但有充足的证据证明数据可用；

(3) 不可靠数据：数据产生过程与实验准则有冲突或矛盾，没有充足的证据证明数据可用，实验过程不能令人信服或被判断专家所接受；

(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。

6.3 可靠性数据筛选方法

用于水质基准制定的数据，应采用无限制可靠数据和限制性可靠数据，其筛选应符合以下规定：

(1) 实验过程中应严格控制实验条件，宜维持在受试物种的最适生长范围之内，其中，溶解氧饱和度大于60%，总有机碳或颗粒物的浓度不超过5 mg/L；

(2) 实验用水应采用标准稀释水，不能使用蒸馏水或去离子水；

(3) 实验必须设置对照组（空白对照组、助溶剂对照组等），如果对照组中的物种出现胁迫、疾病和死亡的比例超过10%，不得采用该数据；

(4) 优先采用流水式实验获得的物质毒性数据，其次采用半静态或静态实验数据；

(5) 一般情况下，污染物质的实测浓度与理论浓度的偏差须小于 20%。对于偏差大于 20%的数据，可采用经时间加权平均法（见附录 A）处理的数据；

(6) 以单细胞动物作为受试物种的实验数据不得采用；

(7) 急性毒性效应测试终点（主要包括 LC₅₀ 和 EC₅₀）数据宜使用暴露时间小于等于 4 天的毒性数据；

(8) 慢性毒性效应测试终点（主要包括 NOEC 和 LOEC）数据宜使用暴露时间大于等于 21 天的毒性数据；

(9) 涉及的物种应符合本标准第 7 章的规定；

(10) 当同一物种的同一毒性终点实验数据相差 10 倍以上时，应剔除离群值。

(11) 对于一些重要的污染物质，如果硬度、有机质（主要为富里酸、腐殖酸、有机小分子等）、pH 值等水环境要素对其毒性有显著影响，在基准确定时应充分考虑水环境要素的影响，依据水质条件或建立生物配体等模型进行修正。

7 物种筛选

7.1 物种来源

基准受试物种应包含不同营养级别和生物类别，主要包括三类：

(1) 国际通用物种（见附录 B），并在我国自然水体中有广泛分布；

(2) 本土物种，敏感的本土物种见附录 C；

(3) 引进物种。

针对我国珍稀或濒危物种、特有物种，应根据国家野生动物保护的相关法规选择性使用作为受试物种。

7.2 受试物种筛选原则

受试物种筛选原则包括：

(1) 受试物种在我国地理分布较为广泛，在纯净的养殖条件下能够驯养、繁殖并获得足够的数量，或在某一地域范围内有充足的资源，确保有均匀的群体可供实验；

(2) 受试物种对污染物质应具有较高的敏感性及其毒性反应的一致性；

(3) 受试物种的毒性反应有规范的测试终点和方法；

(4) 受试物种应是生态系统的重要组成部分和生态类群代表，并能充分代表水体中不同生态营养级别及其关联性；

(5) 受试物种应具有相对丰富的生物学资料；

(6) 应考虑受试物种的个体大小和生活史长短；

(7) 受试物种在人工驯养、繁殖时，应保持遗传性状稳定；

(8) 当采用野外捕获物种进行毒性测试时，应确保该物种未曾接触过污染物质。

7.3 推导水质基准的物种和数据要求

在确定水质基准的过程中，应尽可能收集相关数据，用于水质基准推导的毒性数据需要满足以下要求：

(1) 物种应该至少涵盖 3 个营养级：水生植物/初级生产者、无脊椎动物/初级消费者、脊椎动物/次级消费者；

(2) 物种应该至少包括 5 个：1 种硬骨鲤科鱼、1 种硬骨非鲤科鱼、1 种浮游动物、1 种底栖动物、1 种水生植物。

当毒性数据不满足以上最低数据要求时，可采用以下处理：

(1) 进行相应的环境毒理学实验补充相关数据；

(2) 对于模型预测获得的毒性数据，经验证后可作为参照数据；

(3) 当慢性毒性数据不足时，可采用急慢性比推导长期基准值。急慢性比数据的获得至少应包括同样实验条件下 3 个物种（一种鱼类、一种无脊椎动物、一种对急性暴露敏感的淡水物种）的急、慢性毒性数据。

8 水质基准的推导

8.1 水质基准推导方法

推荐采用物种敏感度分布法推导淡水水生生物水质基准。示意图如图 2 所示：

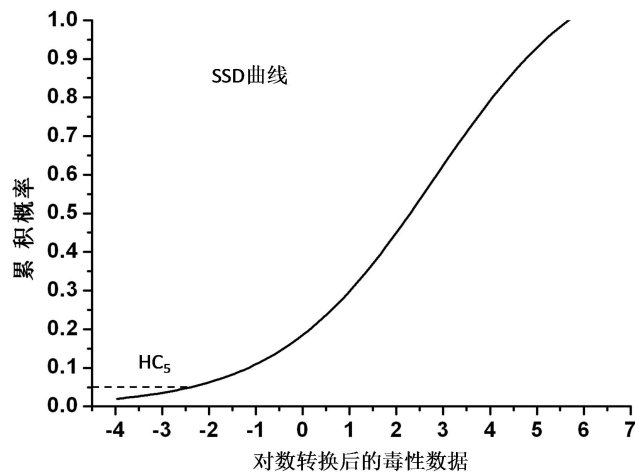


图 2 应用物种敏感度分布法推导 HC₅ 的示意图

具体推导步骤如下：

(1) 毒性数据分布检验

将筛选获得的污染物质的所有毒性数据进行正态分布检验（如 K-S 检验、t 检验）；若不符合正态分布，应进行数据变换（例如对数变换）后重新检验。

(2) 累积概率计算

将所有已筛选物种的最终毒性值按从小到大的顺序进行排列，并且给其分配等级 R ，最小的最终毒性值的等级为 1，最大的最终毒性值等级为 N ，依次排列。如果有两个或者两个以上物种的毒性值是相等的，那么将其任意排成连续的等级，计算每个物种的最终毒性值的累积概率，计算公式如下：

$$P = \frac{R}{N+1} \times 100\% \quad (1)$$

式中：

P — 累积概率，%；

R — 物种排序的等级；

N — 物种的个数。

(3) 模型拟合与评价

推荐使用逻辑斯谛分布、正态分布、极值分布三个模型进行数据拟合，模型方法参见附录 D：

根据模型的拟合优度评价参数分别评价这些模型的拟合度，评价准则见附录 D。最终选择的分布模型应能充分描绘数据分布情况，确保根据拟合的 SSD 曲线外推得出的水质基准在统计学上具有合理性、可靠性。

(4) 水质基准外推

SSD 曲线上累积概率 5% 对应的浓度值 HC_5 ，除以评估因子，即可确定最终的淡水水生生物水质基准。

评估因子根据推导基准的有效数据的数量和质量确定，一般取值为 2-5。当有效的毒性数据数量大于 15 并涵盖足够营养级时，评估因子的取值为 2。

8.2 水质基准的结果表述

按照本标准推导出的水质基准属于数值型基准，包括短期水质基准和长期水质基准。

(1) 基准取值

淡水水生生物水质基准一般保留 4 位有效数字。必要时，可采用科学计数法进行表达，单位用 $\mu\text{g/L}$ 表示。

(2) 水质基准的表述

与淡水水生生物水质基准相关内容包括水质基准、暴露时间、效应终点、 HC_5 、评估因子；

水质基准应附有技术报告（报告大纲见附录 E）。

9 水质基准的审核

9.1 基准的自审核项目

水质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，以确保基准是否合理可靠。自审项目如下：

- (1) 使用的毒性数据是否可被充分证明有效；
- (2) 所有使用的数据是否符合数据质量要求；
- (3) 物种对某一物质急性值的范围是否大于 10 倍；
- (4) 对于任何一种物种，测定物质的流水暴露实验所得急性毒性数据值是否低于短期基准；
- (5) 对于任何一种物种，测定的慢性毒性值是否低于长期基准；
- (6) 急性毒性数据中是否存在可疑数值；
- (7) 慢性毒性数据中是否存在可疑数值；
- (8) 急慢性比的范围是否合理；
- (9) 是否存在明显异常数据；
- (10) 是否遗漏其它重要数据。

9.2 基准的专家审核项目

- (1) 基准推导所用数据是否可靠；
- (2) 物种要求和数据量是否符合水质基准推导要求；
- (3) 基准推导过程是否符合技术指南；
- (4) 基准值的得出是否合理；
- (5) 是否有任何背离技术指南的内容并评估是否可接受。

10 基准的应用

(1) 用于水环境标准的制修订

水质基准是制订水环境标准的基础。依据本标准制定出的水质基准可用于指导水环境标准的制修订。

(2) 用于环境质量评价与环境风险评估

水质基准是环境质量评价和风险评估的重要依据。依据本标准制定出的水质基准可用于水环境质量评价以及污染物质环境风险评估。

(3) 用于应急事故管理和环境损害鉴定评估

水质基准为污染物质的应急事故管理和环境损害鉴定评估提供重要参考。当某一污染物质造成突发性污染事故，而又没有相应的水质标准作为参照时，此时污染物质的处理处置以及损害鉴定评估可以参照其短期水质基准来开展。

附录 A
(规范性附录)
时间加权平均值的算法

毒性实验中，如果污染物质具有很强的挥发性，则其浓度在整个实验过程中是下降的，实验结果会由物质浓度的变化而受到影响，因此，在这种情况下，应以生物学和统计学为基础选择一个合适的浓度作为生物暴露的浓度范围的代表浓度。考虑样品在实验过程中浓度的变化，将时间加权平均浓度（Time-weighted mean concentration, TWMC）作为实验结果更合适。此时，实验期间的最高浓度和最低浓度都应纳入 TWMC 的计算。

时间加权平均浓度的示例见下图 A-1.

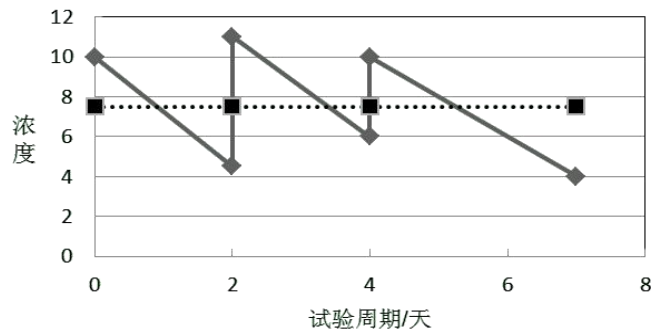


图 A-1 时间-加权平均样本

图 A-1 中，实验持续 7 天，在第 0 天、第 2 天、第 4 天更新溶液。

其中实线代表任意时间点的浓度，假定浓度是沿着指数衰减过程下降的，线上的点代表在每一个更新周期开始与结束时测定的实际浓度，虚线表示加权-平均浓度的位置。

时间-加权平均浓度的计算公式如下：

$$TWMC = \frac{1}{t_n} \sum_{i=1}^{n-1} \left[\frac{c_i - c_{i+1}}{\ln(c_i) - \ln(c_{i+1})} \times (t_{i+1} - t_i) \right]$$

(A.1)

式中：

C_i — 每次更新周期开始时溶液实测浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

C_{i+1} — 每次更新周期结束时溶液实测浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

$t_{i+1}-t_i$ — 更新频率间隔，天；

t_n — 更新周期天数，天。

附录 B

(资料性附录)

国际通用毒性测试淡水水生生物名录

序号	物种名称	物种拉丁名	门	纲	目	科	属	推荐的国际组织
1	斑马鱼	<i>Danio rerio</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲤形目	鲤科	(鱼丹)属	OECD、EU、ISO
2	黑头软口鲮	<i>Pimephales promelas</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲤形目	鲤科	呆鱼属	OECD
3	日本青鳉	<i>Oryzias latipes</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鹤鹑目	异鳉科	青鳉属	OECD
4	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	节肢动物门	甲壳纲	双甲目	溞科	溞属	OECD、ISO
5	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	节肢动物门	甲壳纲	双甲目	溞科	网纹溞属	ISO
6	近头状伪蹄形藻	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	绿藻门	绿藻纲	绿球藻目	小球藻科	伪蹄形藻属	OECD、EU、ISO
7	水华鱼腥藻	<i>Anabeana flosaquae</i>	蓝藻门	蓝藻纲	念珠藻目	念珠藻科	鱼腥藻属	OECD
8	浮萍	<i>Lemna minor</i>	被子植物门	单子叶植物纲	天南星目	浮萍科	浮萍属	OECD、EU、ISO、 ASTM

注：EU，欧盟；OECD，经济合作与发展组织；ISO，国际标准化组织；ASTM，美国材料与实验协会。

附录 C

(资料性附录)

中国本土敏感淡水水生生物推荐名录 (2016 年)

序号	物种名称	物种拉丁名	门	纲	目	科	属
1	鲤鱼	<i>Cyprinus carpio</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲤形目	鲤科	鲤属
2	草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲤形目	鲤科	草鱼属
3	鲢鱼	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲤形目	鲤科	鲢属
4	鳙鱼	<i>Aristichthys nobilis</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲤形目	鲤科	鳙属
5	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲤形目	鲤科	鲫属
6	麦穗鱼	<i>Pseudorasbora parva</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲤形目	鲤科	麦穗鱼属
7	泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲤形目	鳅科	泥鳅属
8	黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲶形目	鲿科	黄颡鱼属
9	黄鳝	<i>Monopterus albus</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	合鳃鱼目	合鳃鱼科	黄鳝属
10	鳊鱼	<i>Siniperca chuatsi</i>	脊索动物门	硬骨鱼纲	鲈形目	真鲈科	鳊属

11	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	节肢动物门	甲壳纲	双甲目	溞科	溞属
12	蚤状溞	<i>Daphnia pulex</i>	节肢动物门	甲壳纲	双甲目	溞科	溞属
13	僧帽溞	<i>Daphnia cucullata</i>	节肢动物门	甲壳纲	双甲目	溞科	溞属
14	透明溞	<i>Daphnia hyaline</i>	节肢动物门	甲壳纲	双甲目	溞科	溞属
15	锯顶低额溞	<i>Simocephalus serrulatus</i>	节肢动物门	甲壳纲	双甲目	溞科	低额溞属
16	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	节肢动物门	甲壳纲	双甲目	溞科	网纹溞属
17	萼花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	轮虫动物门	单巢纲	游泳目	臂尾轮虫科	臂尾轮虫属
18	四齿腔轮虫	<i>Lecane quadridentata</i>	轮虫动物门	单巢纲	单巢目	腔轮科	腔轮属
19	螺形龟甲轮虫	<i>Keratella cochlearis</i>	轮虫动物门	单巢纲	单巢目	臂尾轮科	龟甲轮属
20	褐水螅	<i>Hydra oligactis</i>	刺胞动物门	水螅纲	螅形目	水螅科	水螅属
21	绿水螅	<i>Hydra viridis</i>	刺胞动物门	水螅纲	螅形目	水螅科	水螅属
22	普通水螅	<i>Hydra vulgaris</i>	刺胞动物门	水螅纲	螅形目	水螅科	水螅属
23	蚤状钩虾	<i>Gammarus pulex</i>	节肢动物门	甲壳纲	端足目	钩虾科	钩虾属
24	淡水钩虾	<i>Gammarus lacustrid</i>	节肢动物门	甲壳纲	端足目	钩虾科	钩虾属

25	日本沼虾	<i>Macrobrachium nipponense</i>	节肢动物门	软甲纲	十足目	长臂虾科	沼虾属
26	中华绒螯蟹	<i>Eriocheir sinensis</i>	节肢动物门	软甲纲	十足目	弓蟹科	绒螯蟹属
27	正颤蚓	<i>Tubifex tubifex</i>	环节动物门	寡毛纲	颤蚓目	颤蚓科	颤蚓属
28	苏氏尾鳃蚓	<i>Branchiura sowerbyi</i>	环节动物门	寡毛纲	单向蚓目	颤蚓科	尾鳃蚓属
29	尾盘虫	<i>Dero</i> sp.	环节动物门	寡毛纲	颤蚓目	仙女虫科	尾盘虫属
30	仙女虫	<i>Nais</i> sp.	环节动物门	寡毛纲	颤蚓目	仙女虫科	仙女虫属
31	放逸短沟蜷	<i>Semisulcospira libertina</i>	软体动物门	腹足纲	中腹足目	锥蜷科	短沟蜷属
32	静水椎实螺	<i>Lymnaea stagnalis</i>	软体动物门	腹足纲	有肺目	椎实螺科	椎实螺属
33	河蚬	<i>Corbicula fluminea</i>	软体动物门	瓣鳃纲	真瓣鳃目	蚬科	蚬属
34	日本三角涡虫	<i>Dugesia japonica</i>	扁形动物门	涡虫纲	三肠目	三角涡虫科	三角涡虫属
35	槐叶苹	<i>Salvinia natans</i>	蕨类植物门	薄囊蕨纲	槐叶苹目	槐叶苹科	槐叶苹属
36	浮萍	<i>Lemna minor</i>	被子植物门	单子叶植物纲	天南星目	浮萍科	浮萍属
37	紫萍	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	被子植物门	单子叶植物纲	天南星目	浮萍科	紫萍属
38	菹草	<i>Potamogeton crispus</i>	被子植物门	单子叶植物纲	沼生目	眼子菜科	眼子菜属

39	黑藻	<i>Hydrilla verticillata</i>	被子植物门	单子叶植物纲	沼生目	水鳖科	黑藻属
40	金鱼藻	<i>Ceratophyllum demersum</i>	被子植物门	双子叶植物纲	毛茛目	金鱼藻科	金鱼藻属
41	莱茵衣藻	<i>Chlamydomona sreinhardtii</i>	绿藻门	绿藻纲	团藻目	衣藻科	衣藻属
42	近头状伪蹄形藻	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	绿藻门	绿藻纲	绿球藻目	小球藻科	伪蹄形藻属
43	尖头栅藻	<i>Scenedesmus acutus</i>	绿藻门	绿藻纲	绿球藻目	栅藻科	栅藻属
44	舟型藻	<i>Navicula pelliculosa</i>	硅藻门	羽纹纲	舟形藻目	舟形藻科	舟形藻属
45	黄翅蜻	<i>Brachythemis contaminata</i>	节肢动物门	昆虫纲	蜻蜓目	蜻科	黄翅蜻属
46	四节蜉	<i>Baetis rhodani</i>	节肢动物门	昆虫纲	蜉蝣目	四节蜉科	四节蜉属
47	扁蜉	<i>Heptagenia sulphurea</i>	节肢动物门	昆虫纲	蜉蝣目	扁蜉科	扁蜉属
48	棘胸蛙	<i>Quasipaa spinosa</i>	脊椎动物门	两栖纲	无尾目	蛙科	蛙属
注：本推荐名录基于物种敏感度分析得出。其他中国代表性物种，目前由于毒性数据不足，无法对其敏感性做出准确评估，因此没有列入。							

附录 D

(规范性附录)

SSD 模型与拟合优度评价准则

D.1 SSD 模型

本标准推荐使用三类模型：

(1) 逻辑斯谛分布模型

$$y = \frac{e^{\frac{x-\mu}{\sigma}}}{\sigma(1 + e^{\frac{x-\mu}{\sigma}})^2}$$

(D.1)

式中：

y — 累积概率，%；

x — 毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

μ — 毒性值的平均值， $\mu\text{g/L}$ ；

σ — 毒性值的标准差， $\mu\text{g/L}$ 。

(2) 对数逻辑斯谛分布模型

$$y = \frac{e^{\frac{\log(x)-\mu}{\sigma}}}{\sigma x \left(1 + e^{\frac{\log(x)-\mu}{\sigma}} \right)^2}$$

(D.2)

式中，各符号意义同 D.1。

(3) 正态分布模型

$$y = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}$$

(D.3)

式中，各符号意义同 D.1。

(4) 对数正态分布模型

$$y = \frac{1}{x\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\ln x - \mu)^2}{2\sigma^2}}$$

(D.4)

式中，各符号意义同 D.1。

(5) 极值分布模型

$$y = \frac{1}{\sigma} e^{-\frac{x-\mu}{\sigma}} e^{-\frac{x-\mu}{\sigma}}$$

(D.5)

式中，各符号意义同 D.1。

本标准规定的模型拟合软件可在网站 (<http://www.sklecra.cn/>) 下载。

D.2 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参数包括：

(1) 决定系数 (coefficient of determination, R^2)

通常认为， R^2 大于 0.6 具有统计学意义， R^2 越接近 1，说明毒性数据的拟合优度越大，模型拟合越精准。

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$$

(D.6)

式中：

R^2 — 决定系数，取值范围是 [0, 1]；

y_i — 第 i 种物种的实测毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

\hat{y}_i — 第 i 种物种的预测毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

n — 毒性数据数量。

(2) 均方根 (room mean square errors, RMSE)

RMSE 是观测值与真值偏差的平方与观测次数比值的平方根，该统计参数也叫回归系统的拟合标准差。RMSE 在统计学意义上可反映出模型的精密度，RMSE 越接近于 0，说明模型

拟合的精确度越高。计算公式如下：

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}}$$

(D.7)

式中：

$RMSE$ —均方根；

y_i — 第*i*种物种的实测毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

\hat{y}_i — 第*i*种物种的预测毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

n — 毒性数据数量。

(3) 残差平方和 (sum of squares for error, SSE)

SSE是实测值和预测值之差的平方和，反映每个样本各预测值的离散状况，又称误差项平方和。SSE越接近于0，说明模型拟合的随机误差效应越低。计算公式如下：

$$SSE = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2$$

(D.8)

式中：

SSE — 残差平方和；

y_i — 第*i*种物种的实测毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

\hat{y}_i — 第*i*种物种的预测毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

n — 毒性数据数量。

(4) K-S检验 (Kolmogorov-Smirnov test)

是基于累积分布函数，用于检验一个经验分布是否符合某种理论分布，它是一种拟合优度检验。通过K-S检验来验证分布与理论分布的差异时，若*P*值（即概率，反映两组差异有无统计学意义， $P > 0.05$ 即差异无显著性意义， $P < 0.05$ 即差异有显著性意义）大于0.05，证明实际分布曲线与理论分布曲线不具有显著性差异，通过K-S检验，可反映模型符合理论分布。

附录 E

(资料性附录)

淡水水生生物水质基准技术报告编制大纲

1. 前言
 - 1.1 水质基准制定的重要性和必要性
 - 1.2 水质基准的国内外研究现状
 - 1.3 我国水质基准制定的特异性
2. 污染物质的环境问题概述
 - 2.1 理化性质与用途
 - 2.2 来源与分布
 - 2.3 存在形式与环境行为
 - 2.4 毒性及毒性作用方式
 - 2.5 水质参数的影响
3. 污染物质的毒性
 - 3.1 急性毒性
 - 3.2 慢性毒性
 - 3.3 其他毒性效应
4. 水质基准的推导
 - 4.1 短期水质基准
 - 4.2 长期水质基准
5. 水质基准的审核
 - 5.1 不同国家水质基准的比较与分析
 - 5.2 不确定性分析
 - 5.3 其他需要说明的问题
6. 参考文献