

附件 7

淡水生物水质基准技术报告—铈

（征求意见稿）

2025 年 11 月

声 明

国家环境基准是基于环境因子与特定对象之间的剂量—效应（反应）关系，结合我国生态环境特点，不考虑社会、经济及技术等方面因素，做出的科学判断，不具有法律强制力，可作为制修订生态环境质量标准、评估生态环境风险以及进行生态环境管理的科学依据。随着科学研究的不断发展和深入，国家环境基准也将适时修订和更新。

国家环境基准由生态环境部负责组织制定。

前 言

党的十八大以来,我国将提高生态环境风险防范和应对能力作为生态文明体制改革的重要内容,要把生态环境风险纳入常态化管理,系统构建全过程、多层次生态环境风险防范体系。环境基准是以环境暴露、毒理效应与风险评估为核心,揭示环境因素对人群健康和生态安全影响的客观规律。建立国家环境基准体系,研究制定符合我国生态环境特征的环境基准,是提升生态安全风险研判、评估、应对和处置能力的科学基础,可为建立实施分区域、差异化、精准管控的生态环境管理制度提供科学依据。

环境保护法等法律政策和生态环境部“三定”职责,明确鼓励开展环境基准研究、制定环境基准。2017年以来,生态环境部印发了《国家环境基准管理办法(试行)》,成立了国家生态环境基准专家委员会,制定了环境基准工作方案。在充分吸收国内外最新研究成果的基础上,结合我国区域特征和生态环境管理需要,生态环境部从制定水质环境基准入手进行探索和实践,陆续发布国家环境基准推导技术指南,规范基准推导程序、技术和方法。

根据《国家环境基准管理办法(试行)》第九条,“为阐述生态环境基准制定的具体方法和过程,生态环境基准发布时需编制技术报告作为附件”。《淡水生物水质基准技术报告—镉》分为7章和3个附录:第1章概述了镉基准制定的基本情况;第2章介绍了国内外镉基准的研究进展;第3章介绍了镉化合物的环境问题;第4章介绍了基准制定所依据的文献和数据的筛选方法与评价;第5章介绍了基准推导的方法和结果;第6章为基准推导质量评价;第7章为不确定性分析;附录A和B分别为镉对淡水水生生物的急性、慢性毒性数据;附录C提供了实验室自测毒性数据实验报告。

《淡水生物水质基准—镉》由生态环境部法规与标准司组织中国环境科学研究院、贵州大学、甘肃省生态环境科学设计研究院和中国人民大学,依据《淡水生物水质基准推导技术指南》(HJ 831—2022)进行推导并编制技术报告。

缩略语说明

序号	缩略语	中文名称	英文名称	单位
1	AF	评估因子	assessment factor	—
2	ASTM	美国材料试验协会	American Society for Testing and Materials	—
3	ATV	急性毒性值	acute toxicity value	μg/L
4	AVE	同效应急性值	acute value for the same effect	μg/L
5	CAS	美国化学文摘服务社	Chemical Abstracts Service	—
6	CTV	慢性毒性值	chronic toxicity value	μg/L
7	CVE	同效应慢性值	chronic value for the same effect	μg/L
8	EC ₅₀	半数效应浓度	50% effect concentration	μg/L
9	ECOTOX	生态毒性数据库	ECOTOXicology Knowledgebase	—
10	EINECS	欧洲现存商业化学物品目录	European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances	—
11	GLP	良好实验室规范	good laboratory practice	—
12	HC _x	x%物种危害浓度	hazardous concentration for x% of species	μg/L
13	ISO	国际标准化组织	International Organization for Standardization	—
14	LAF	水生生物长期水质基准的评估因子	long-term assessment factor	—
15	LC ₅₀	半数致死浓度	50% of lethal concentration	μg/L
16	LOEC	最低观察效应浓度	lowest observed effect concentration	μg/L
17	LWQC	长期水质基准	long-term water quality criteria	μg/L
18	MATC	最大容许毒物浓度	maximum acceptable toxicant concentration	μg/L
19	NOEC	无观察效应浓度	no observed effect concentration	μg/L

序号	缩略语	中文名称	英文名称	单位
20	OECD	经济合作与发展组织	Organization for Economic Cooperation and Development	—
21	SAF	水生生物短期水质基准的评估因子	short-term assessment factor	—
22	SSD	物种敏感度分布	species sensitivity distribution	—
23	SWQC	短期水质基准	short-term water quality criteria	μg/L
24	US EPA	美国国家环境保护局	United States Environmental Protection Agency	—
25	WOS	科学引文索引数据库	Web of Science	—

目 录

1 概述	1
2 国内外研究进展	1
3 铈的环境问题	3
3.1 理化性质	3
3.2 我国淡水环境中铈的浓度水平	4
3.3 铈对淡水生物的毒性	5
3.4 水质参数对铈毒性的影响	6
4 毒性数据筛选与评价	6
4.1 数据需求	6
4.2 资料检索	7
4.3 数据筛选	8
4.3.1 筛选方法	8
4.3.2 筛选结果	11
4.4 数据评价	11
4.4.1 评价方法	11
4.4.2 评价结果	12
4.5 实验室自测铈毒性数据	13
5 基准推导	14
5.1 毒性数据预处理	14
5.1.1 毒性数据使用	14
5.1.2 同效应急性值计算	15
5.1.3 同效应慢性值计算	16
5.2 模型拟合与评价	17
5.3 物种危害浓度确定	20
5.4 基准定值和表述	21
5.4.1 基准定值	21

5.4.2 基准确定与表述	21
6 质量评价	22
7 不确定性分析	23
参考文献	24
附录 A 镉对中国淡水水生生物的急性毒性数据	29
附录 B 镉对中国淡水水生生物的慢性毒性数据	31
附录 C 实验室自测毒性数据实验报告	33

1 概述

锑 (Sb) 具有较强的毒性及潜在的致癌性, 达到一定浓度后会对水生生物及生态系统产生有害影响。许多国家以及国际标准化组织 (ISO) 将其纳入水体基本监测指标, 也是我国地表水环境质量标准等水质标准的控制项目。《淡水生物水质基准—锑》依据《淡水生物水质基准推导技术指南》(HJ 831—2022) 制定, 反映现阶段地表水环境中锑 95% 的中国淡水生物及其生态功能不产生有害效应的最大浓度。

基准推导过程中, 共纳入 3000 篇中英文文献、223 条毒理数据库数据和 3 条实验室自测数据, 经质量评价后 38 条数据为无限制可靠数据和限制性可靠数据, 可用于基准推导, 涉及 24 种淡水生物, 基本涵盖了鲫、鲤等我国淡水生物优势种。基于物种敏感度分布 (SSD) 法, 推导得到锑的短期水质基准 (SQWC) 和长期水质基准 (LQWC), 用总锑浓度表示, 分别为 215.7 $\mu\text{g/L}$ 和 23.05 $\mu\text{g/L}$ 。

2 国内外研究进展

表 1 对比了国内外锑水质基准研究进展状况。美国是较早开始水质基准研究的国家, 1978 年^[1], 美国发布了保护淡水生物锑基准, 基于当时有限的数据采用评价因子法推导了淡水生物锑基准, 所用的锑的化合物均为三氯化锑, 推导的基准作为总锑基准。1980 年^[2]根据最新科学进展进行了修订, 用于推导的数据增加了新的锑化合物, 其中包括三氯化锑、三氧化二锑和酒石酸锑钾, 均为三价锑化合物, 推导的基准依然作为总锑基准。1988 年^[3] 美国基于新增的文献发布了三价锑基准取代了 1980 年版本基准, 并假设三价锑化合物在测试过程中始终保持三价形态。

2000 年, 澳大利亚和新西兰^[4]发布了锑的淡水生物水质基准, 根据鱼类数据采用 1000 倍评估因子, 推导出三价锑的淡水低可靠性触发值为 9 $\mu\text{g/L}$, 该数值仅作为指示性临时工作水平使用, 可认为是长期基准。

在 2023 年, 加拿大不列颠哥伦比亚省^[5] 发布了锑的保护淡水生物水质基准, 该基准基于三价锑毒性大于或不低于五价锑毒性的研究结论, 认为采用三价锑的毒理数据推导锑水质基准可以有效保护两种不同价态对淡水生物的影响。因此,

采用三价锑化合物的毒性实验数据推导总锑的淡水生物基准。

我国锑水质基准起步较晚，在借鉴、引用发达国家水质基准理论方法的基础上，有所创新和突破。由于水质基准推导方法、使用物种的差异，不同国家甚至同一国家在不同时期制定的锑水质基准也存在较大差异（表 2）。因此，在条件允许的情况下，各国、各地区应根据本国或本地区生态环境特点开展水质基准研究，制定水质基准。

表 1 国内外淡水生物水质基准研究进展

内容	国 外	中 国
基准推导方法	主要包括评价因子法、SSD 法、毒性百分数排序法	对评价因子法、SSD 法、毒性百分数排序法均进行了研究，并在 HJ 831—2022 中确定使用 SSD 法
物种来源	本土物种、引进物种、国际通用物种	中国自然水域中分布较为广泛的物种
物种选择	基于各个国家生物区系的差异，各个国家物种选择与数据要求不同。例如，加拿大 ^[5] 要求 3 种及以上鱼类、3 种及以上水生或半水生无脊椎动物；美国 ^[2] 要求不少于 3 门 8 科；澳大利亚和新西兰 ^[4] 要求不少于 4 个类群 5 种水生生物	按照 HJ 831—2022 规定，基准推导至少需要 10 个淡水生物物种，至少涵盖 6 类物种，并涵盖包括生产者在内的 3 个不同营养级
毒性测试方法	参照采用国际标准化组织（ISO）、经济合作与发展组织（OECD）等规定的水生生物毒性测试方法；部分发达国家采用本国制定的水生生物毒性测试方法	参照 ISO、OECD 等规定的水生生物毒性测试方法；采用国家标准方法
相关毒性数据库	美国生态毒理数据库（ECOTOX） （ http://cfpub.epa.gov/ecotox/ ） PAN 农药行动网络 （ http://www.pesticideinfo.org/ ）	中国知识基础设施工程、万方知识服务平台、维普网等文献数据库。无生态毒性数据库

表 2 淡水生物锑水质基准

国家	制修订时间	形态	基准值（μg/L）		物种数（个）		推导方法	发布部门
			SWQC	LWQC	SWQC	LWQC		
美国	1978	总锑	1000	120	2	2	评价因子法	US EPA
	1980	总锑	9000	1600	2	2		
	1988	三价锑	87.5	29.81	11	2		

澳大利亚和新西兰	2000	三价锑	-	9	-	5	评价因子法	澳大利亚与新西兰环境保护委员会和农业与资源管理委员会
加拿大	2023	总锑	250	74	12	12	SSD 法	加拿大不列颠哥伦比亚省水、土地和资源管理部
中国	2025	总锑	215.7	23.05	15	12	SSD 法	中华人民共和国生态环境部

3 锑的环境问题

3.1 理化性质

锑是一种银白色、易碎的金属，锑及其化合物广泛用于半导体、电池、阻燃材料等工业领域。锑通常不会以游离金属形式存在，而是与其他元素形成化合物，如三氯化锑（ SbCl_3 ）、三氧化二锑（ Sb_2O_3 ）等。

在自然水中发现了两种形式的锑，在适度氧化条件下存在锑（III），而在高度氧化环境中锑（V）占主导地位。锑的水溶性因化合物类型不同而变化，某些化合物（如 Sb_2O_3 ）难溶于水，而某些有机锑化合物（如酒石酸锑钾）水溶性较高。本报告中锑的化合物主要为三价锑的化合物，主要涉及氯氧化锑、三氯化锑、酒石酸锑钾和三氧化二锑。

表 3 锑及其化合物的理化性质^[6]

物质名称	锑	氯氧化锑	三氯化锑	酒石酸锑钾	三氧化二锑
分子式	Sb	SbOCl	SbCl_3	$\text{C}_8 \text{H}_4 \text{K}_2 \text{O}_{12}$ $\text{Sb}_2 \cdot 3\text{H}_2 \text{O}$	$\text{Sb}_2 \text{O}_3$
CAS 号	7440-36-0	7791-08-4	10025-91-9	28300-74-5	1309-64-4
EINECS 号	231-146-5	232-238-8	233-047-2	234-293-3	215-175-0
物理形态	固体	固体	固体	固体	固体
分子量 (g/mol)	121.75	173.21	228.11	333.93	291.5
密度 (g/cm ³)	6.688	5.7	3.14	2.6	5.2

物质名称	铈	氯化铈	三氯化铈	酒石酸铈钾	三氧化二铈
熔点(℃)	630.5	170	73.4	100	656
沸点(℃)	1325-1750	-	283	-	1550
水溶性	几乎不溶	难溶解	6016 g/L	83 g/L	极难溶解
用途	-	主要用途包括作为阻燃剂、制药工业和铈盐的制造	用作检测维生素A和相关类胰岛素的试剂	用于治疗血吸虫病和利什曼病	在电器、纺织品、皮革和涂料中用作阻燃剂

3.2 我国淡水环境中铈的浓度水平

我国地表水环境监测基本项目不包括铈，铈被列为集中式生活饮用水地表水源地特定项目。根据近 10 年中国生态环境状态公报，我国县级城镇和地级城市及以上城市的地表水水源监测断面（点位）达标率均在 99%以上，且超标点位的主要超标指标不包括铈。

从文献报道看（表 4），我国地表水中铈的浓度水平差异明显，近铈矿区的地表水铈浓度较高。

表 4 中国地表水中铈含量（ $\mu\text{g/L}$ ）

流域名称	水系名称	采样时间		采样位置	采样数量	检测方法	最小值	最大值	均值	来源
远离铈矿流域	锦江河	2018	11 月	锦江成都段	56	电感耦合等离子体质谱法	0.08	0.26	0.14	[7]
	巢湖	2018	4 月、7 月、10 月、12 月	安徽	332	电感耦合等离子体质谱法	0.04	3.53	0.41	[8]
	西江	2015	7 月	主河道下游	129	电感耦合等离子体质谱法	0.34	1.27	0.65	[9]
	赣江	2015	7 月	上中下游	74	电感耦合等离子体质谱法	0.042	4.393	0.278	[10]
			1 月				0.071	0.808	0.277	[10]
	太浦河	2021	4 月、7 月	上中下游	60	电感耦合等离子体质谱法	ND	3	3.325	[11]
			1 月、10 月				5	20		[11]
近铈矿流域	都柳江	2017	5 月	受铈矿区影响河段及上游背景点	68	电感耦合等离子体质谱法	0.17	13350	791.6	[12]
	裕溪河	2017	1 月、4 月	中游	88	电感耦合等离子体质谱法	2	2504	964.6	[13]
			7 月、10 月	下游	60		2	165.5	90.7	

流域名称	水系名称	采样时间		采样位置	采样数量	检测方法	最小值	最大值	均值	来源
	涟溪河	2008	12 月	冷水江市区段	-	氢化物发生-原子荧光光谱法	224	2099	1163	[14]
	青丰河	2008	12 月	冷水江市区段	-	氢化物发生-原子荧光光谱法	2	6384	1151.2	[14]
	资江	2008	12 月	冷水江市区段	-	氢化物发生-原子荧光光谱法	6	240	28.4	[14]

3.3 铈对淡水生物的毒性

铈不是生物必需元素，可能对生物的生长、繁殖、运动、发育及呼吸等生命活动产生不同程度的毒害效应^[15]。三价铈表现出较强的毒性，不仅具有致畸性，还可能增加致癌风险。三价铈主要通过被动扩散的方式穿透细胞膜的脂质双分子层，进入细胞内部，在作用部位引发一系列生物毒性反应，最终可能导致遗传毒性^[16]。多项研究评估了三价铈和五价铈对藻类、大型水生植物、无脊椎动物、鱼类、两栖类等不同生物的潜在毒性，其中大部分研究表明三价铈比五价铈毒性更高^[17, 18]。目前尚未有对三价铈和五价铈协同毒性的研究报道。因此，本报告采用三价铈化合物的毒性实验数据推导的基准值，能够有效防范水体中铈对淡水生物造成的毒害效应。

基于急性毒性效应测试终点不同，急性毒性数据（ATV）分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）和存活（存活率、死亡率）两类，效应指标主要包括半数致死浓度（ LC_{50} ）、半数效应浓度（ EC_{50} ）。对铈的淡水生物 ATV 数据分析表明，ATV 数据类型包含生长和存活两类，本报告推导同效应急性值（AVE）时，以 LC_{50} 和 EC_{50} 作为 ATV 计算 AVE。铈对淡水水生生物急性毒性数据检索需求见表 5。

基于慢性毒性效应测试终点不同，慢性毒性数据（CTV）分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）和存活（存活率、死亡率）三类，效应指标包括 20%效应浓度（ EC_{20} ）、10%效应浓度（ EC_{10} ）、最大容许毒物浓度（MATC）、无观察效应浓度（NOEC）、最低观察效应浓度（LOEC）、 EC_{50} 和 LC_{50} 等。MATC 是 NOEC 和 LOEC 的几何平均值。对铈的淡水生物 CTV 数据分析表明，CTV 数据类型包含生长、繁殖和存活三类，本基准以 NOEC、LOEC、MATC、 LC_{50} 、 EC_{50} 作为 CTV 进行同效应慢性值（CVE）

的计算。针对生命周期较短的水生生物，将暴露时间小于 21 天但超过一个世代的 EC₅₀ 值作为慢性毒性值，用于长期基准制定。镉对淡水水生生物慢性毒性数据检索需求见表 5。

3.4 水质参数对镉毒性的影响

水质参数包括硬度、酸碱度、温度、天然有机物等。目前水质参数对镉毒性影响的研究非常有限。大分子天然有机物（如腐殖质）与镉的络合会影响镉的迁移性和生物利用性，但典型地表水环境的 pH 和浓度条件下腐殖质与镉的结合作用不显著^[19, 20]。水环境中的铁锰羟基氧化物对镉有吸附作用，会降低镉的溶解度和迁移性，然而现有的研究仍无法对其吸附作用与 pH、硬度等水质参数的影响建立定量关系^[21, 22]。不同 pH（5.5，7 和 8.5）未显著影响镉对大型溞的存活和繁殖毒性效应值^[23]。基于现有的文献资料尚不足以建立起镉对淡水生物毒性效应与 pH、硬度、温度、天然有机质等水质参数的定量相关关系，因此本次基准推导未进行相关校正。

4 毒性数据筛选与评价

4.1 数据需求

依据 HJ 831—2022 附录 A，本次基准推导所需数据类别包括污染物基本信息、污染物毒性数据和受试生物等信息，见表 5。

表 5 毒性数据检索要求

数据类别		具体指标
污染物基本信息	化合物名称	三氯化镉、三氧化二镉、酒石酸镉钾、氯氧化镉
	分子式	化学分子式
	编号	CAS 编号、EINECS 编号
污染物毒性数据	试验条件	试验类型
		急性毒性试验、慢性毒性试验（单一生命阶段试验、部分生命周期试验、全生命周期试验、多世代试验等）
		试验方法
		标准毒性测试方法名称及方法编号、非标准毒性测试方法
		暴露方式
		流水式、半静态、静态

数据类别			具体指标
		暴露浓度	暴露浓度值（实测/理论）和单位
		试验设计	对照组的设置、平行试验的数量等
		暴露时间	以天或小时计
	试验结果	毒性终点	生长（体重、体长、生长率、生物量等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）、存活（存活率、死亡率）等
		效应指标	急性：LC ₅₀ 和 EC ₅₀ 等
			慢性：NOEC、LOEC、MATC、EC ₅₀ 和 LC ₅₀ 等
		效应浓度	效应浓度值和单位
毒性数据来源		国内外毒性数据库、公开发表的文献或报告等	
受试生物	受试生物名称		受试生物的中文学名、常用名和拉丁名
	生物分类信息		门、科等
	暴露初始生命阶段		胚胎、幼体或成体等

4.2 资料检索

本次基准制定使用的数据来自英文毒性数据库和中英文文献数据库。毒性数据库和文献数据库纳入和剔除原则见表 6。完成毒性数据库和文献数据库筛选后，进行镉毒性数据检索，检索方案见表 7，检索结果见表 8。

表 6 数据库纳入和剔除原则

数据库类型	纳入条件	剔除原则	符合条件的数据库名称
毒性数据库	1) 包含表 5 列出的数据类别和关注指标； 2) 数据条目可溯源，包括题目、作者、期刊名、期刊号等信息	1) 剔除不包含毒性测试方法的数据； 2) 剔除不包含毒性实验暴露时间的数据；	ECOTOX
文献数据库	1) 包含表 5 列出的数据类别和关注指标； 2) 包含中文核心期刊或科学引文索引核心期刊； 3) 包含属于原创性的研究报告	1) 剔除综述性论文数据； 2) 剔除理论方法学论文数据；	1) 中国知识基础设施工程； 2) 万方知识服务平台； 3) 维普网； 4) WOS

表 7 毒理数据和文献检索方案

数据类别	数据库名称	检索时间	检索式	
			急性毒性	慢性毒性
毒性数据	ECOTOX	截至 2025 年 2 月 28 日之前数据库覆盖年限	化合物名称: Antimony; 暴露介质: Freshwater; 毒性效应测试终点: EC ₅₀ 或 LC ₅₀	化合物名称: Antimony; 暴露介质: Freshwater; 毒性效应测试终点: EC ₅₀ 或 EC ₂₀ 或 EC ₁₀ 或 LC ₅₀ 或 NOEC 或 LOEC 或 MATC
文献检索	中国知识基础设施工程; 万方知识服务平台; 维普网	截至 2025 年 2 月 28 日之前数据库覆盖年限	主题: (锑+Sb)*毒性; 期刊来源类别: 核心期刊	主题: (锑+Sb)*毒性; 期刊来源类别: 核心期刊
	WOS	截至 2025 年 2 月 28 日之前数据库覆盖年限	题名: Antimony; 主题: toxicity 或 ecotoxicity 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀	题名: Antimony; 主题: EC ₅₀ 或 EC ₂₀ 或 EC ₁₀ 或 LC ₅₀ 或 NOEC 或 LOEC 或 MATC

表 8 毒理数据和文献检索结果

数据库类型	数据类型	数据和文献量	合计
毒性数据库	急性毒性	145 条	223 条
	慢性毒性	78 条	
文献数据库	急性毒性	2335 篇	3000 篇
	慢性毒性	665 篇	

4.3 数据筛选

4.3.1 筛选方法

依据 HJ 831—2022 对检索获得的数据（表 8）进行筛选，筛选方法见表 9。数据筛选时，采用两组研究人员独立完成，筛选过程中若两组研究人员对数据存在歧义，则提交编制组统一讨论或组织专家咨询后决策。

表 9 数据筛选方法

项目	筛选原则	
物种筛选	a) 受试物种应能反映我国淡水生物区系特征，能充分代表水体中不同生态营养级别及其关联性，或具有重要经济价值或娱乐用途，以分布于我国境内的淡水生物为优选对象； b) 受试物种能够被驯养、繁殖并获得足够的数量，可优先考虑从国家级种质资源库、权威学术科研机构或具有相关资质的机构获取；或在某一地域范围内有充足的资源，确保有个体均匀的群体可供试验； c) 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； d) 污染物对受试物种的毒性效应有标准的测试方法或测试方法较为成熟； e) 受试物种在人工驯养、繁殖时能保持遗传性状稳定； f) 当采用野外捕获物种进行毒性测试时，应通过专业的物种鉴定准确识别物种，并确保采用的生物个体未曾接触过目标污染物； g) 外来入侵物种不应作为受试物种（参见《淡水生物水质基准推导技术指南》附录 C），除附录 C 中所列物种外，其他对我国自然生态系统有明确危害的淡水生物也不应作为受试物种； h) 对于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律法规选择性使用作为受试物种； i) 单细胞动物和微生物（微藻除外）不应作为受试物种。	
毒性数据筛选	毒性数据分类	a) 急性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）和存活（存活率、死亡率）两类，效应指标包括 EC_{50} 和 LC_{50} 等； b) 慢性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）和存活（存活率、死亡率）三类，效应指标包括 MATC、EC_{10}、EC_{20}、NOEC、LOEC、EC_{50} 和 LC_{50} 等。
	试验设计	a) 试验设计应依据国家或国际标准毒性测试方法（GB/T13266、GB/T13267、GB/T21805、GB/T 21806、GB/T 21807、GB/T 21828、GB/T 21830、GB/T 21854、GB/T 27861、GB/T 29763、GB/T 29764、GB/T 31270.18、GB/T 31270.21、GB/T 35524、ISO 20666 等），其次可参考其他标准组织或国家的相关文献，否则应对试验设计进行详细说明； b) 试验应设置空白对照组，必要时需设置阳性对照组。应尽量避免使用助溶剂或分散剂。如需使用，则应设置溶剂对照组，其浓度一般不超过 0.1mL/L，且在所有容器中浓度保持一致，同时助溶剂或分散剂不能对试验结果有显著影响； c) 试验组浓度应按照国家或国际标准毒性测试方法的要求进行设定，急性毒性试验浓度间隔系数一般不超过 2.2，慢性毒性试验浓度间隔系数一般不超过 3.2； d) 急、慢性毒性试验应设置一定数量的平行，平行数量一般按照受试生物毒性测试标准方法的相关规定执行。

项目	筛选原则
受试物	a) 应明确受试物的准确名称及 CAS 号。当受试物为无机盐时，应说明试验结果的受试物化学形态或名称； b) 受试物纯度一般大于 95%，否则应进行专家判断，并根据受试物纯度对试验数据进行校正或采用以受试物表征的实测浓度。
受试生物	a). 应说明受试生物的拉丁名、开展暴露试验的生命阶段、来源（实验室、养殖基地、野外），野外获取的应说明获取物种的具体地理位置； b). 试验开始前，应将受试生物在试验条件下进行驯养，标准受试生物在驯养期间的死亡率应符合测试方法要求，非标准受试生物的驯养死亡率应≤10%。
暴露条件	a) 对于高挥发性、易于水解或降解的受试物，应使用实测浓度毒性数据；对于其他物质可以使用实测浓度或理论浓度数据，但在未使用助溶剂或使用理论浓度的情况下，受试物的暴露浓度应低于其水中溶解度； b) 试验系统应符合受试生物的生存特点，水质条件应根据受试生物的生存要求稳定在一定范围内，溶解氧饱和度应大于 60%； c) 试验稀释用水应依据标准毒性测试方法配制或使用经曝气 24h 以上的自来水，不能以蒸馏水或去离子水直接作为试验稀释用水； d) 毒性试验系统的生物负荷应符合或接近标准毒性测试方法的规定； e) 一般在急性试验期间不能喂食，除非有证据表明喂食不会影响最终的试验结果； f) 急性毒性试验可采用流水式、半静态或静态暴露方式，慢性毒性试验一般采用流水式或半静态暴露方式，微藻一般适合静态或半静态暴露方式； g) 对于急性毒性数据： 动物适宜的暴露时间：轮虫为 24h 左右，溞类和摇蚊为 48h 左右，其他物种为 96h 左右； 植物适宜的暴露时间：96h 左右； h) 对于慢性毒性数据： 动物适宜的暴露时间：轮虫为大于等于 48h，其他动物为大于等于 21d 或覆盖一个敏感生命阶段； 植物适宜的暴露时间：大于等于 21d 或至少跨越一个世代。
数据分析	a) 对照组的生长率（藻类）、死亡率或活动受抑制率（动物）等变化范围应符合标准毒性测试方法的规定，对照组微藻的 72h 生长率通常不应低于 16 倍，动物存活率通常不应低于 90%； b) 应选用与生物存活、生长、繁殖等重要终点相关的试验数据，针对不同的测试终点选择相应的统计分析方法，并详述统计学参数，试验结果应具有统计学意义； c) 当同一物种的同一毒性终点试验数据之间相差 10 倍以上时，结合专业判断剔除离群值，当无法判断离群值时，弃用全部相关数据；必要时也可使用适用的统计方法判断离群值。

项目		筛选原则
	数据优先性	a) 效应指标：急性毒性数据通常为 LC_{50} 或 EC_{50} ，不区分优先性；慢性毒性数据的优先性为 $MATC > EC_{20} > EC_{10} = NOEC > LOEC > EC_{50} > LC_{50}$ ； b) 生命阶段：相对敏感生命阶段毒性数据 > 相对不敏感生命阶段毒性数据，全生命周期数据 > 部分生命周期数据 > 单一生命阶段数据； c) 受试物溶液化学分析情况：实测浓度毒性数据 > 理论浓度毒性数据； d) 暴露方式：流水式暴露毒性数据 > 半静态暴露毒性数据 > 静态暴露毒性数据。

4.3.2 筛选结果

依据表 9 所示数据筛选方法对检索所得数据进行筛选，共获得数据 1445 条，其中急性数据 19 条，慢性数据 16 条，筛选结果见表 10。

表 10 数据筛选结果

数据库	毒性数据	总数据量 (条)	剔除数据 (条)						剩余数据 (条)
			重复	无关	暴露时间不符	化合物不符	物种不符	数据优先性筛选	
毒性数据库	ATV	145	26	21	40	0	26	17	15
	CTV	78	16	5	36	0	0	10	11
中文文献数据库	ATV	344	0	341	0	0	0	2	1
	CTV	0	0	0	0	0	0	0	0
英文文献数据库	ATV	817	10	774	4	1	12	13	3
	CTV	61	0	0	2	9	15	30	5
合计 (条)		1445	52	1141	82	10	53	72	35

4.4 数据评价

4.4.1 评价方法

4.4.1.1 评价内容

对筛选后的毒性数据进行评价，每条数据分别由 2 人评价，当 2 人评价结果不一致时，另由第 3 人进行评价。评价内容包括：

- 一般使用国际标准、国家标准或行业标准毒性测试方法开展测试；
- 对于使用非标准毒性测试方法的测试，所用试验方法应科学合理；

- c) 试验过程和试验结果的描述应详细;
- d) 毒性数据一般应包括幼体等相对敏感生命阶段。

4.4.1.2 最少毒性数据需求

用于淡水生物水质基准推导的淡水受试物种应至少涵盖生产者在内的 3 个营养级, 以及至少包括 10 个物种且涵盖以下生物类群:

- a) 1 种硬骨鱼纲鲤科鱼;
- b) 1 种硬骨鱼纲非鲤科鱼;
- c) 1 种浮游动物;
- d) 1 种非鱼类的底栖动物 (如贝类、底栖甲壳类等);
- e) 1 种两栖类或与上述动物分属于不同门的其他水生动物;
- f) 1 种浮游植物或水生维管束植物。

4.4.1.3 数据可靠性评价

依据数据可靠性评价, 将毒性数据分为 4 类:

- a) 无限制可靠数据: 数据产生过程完全符合标准毒性测试方法;
- b) 限制性可靠数据: 数据产生过程不完全符合 a) 中试验准则, 但试验程序翔实、可靠, 有充足的证据证明数据可用;
- c) 不可靠数据: 数据产生过程与 a) 中试验准则有冲突或矛盾, 试验设计不科学, 没有充足的证据证明数据可用, 试验过程不能令人信服或不为专家所接受;
- d) 不确定数据: 没有提供足够的试验细节, 无法判断数据可靠性。

4.4.1.4 可靠性数据不足时处理方式

无限制可靠数据和限制性可靠数据可用于推导基准, 当可靠数据不满足 4.4.1.3 时, 应开展相应的生态毒理学试验补充毒性数据, 可以使用但不限于 HJ 831—2022 推荐的受试物种 (参见 HJ 831—2022 的附录 B)。一般使用生物幼体等相对敏感生命阶段的受试物种开展试验, 试验方法参见国际标准、国家标准或行业标准毒性测试方法或文献。

4.4.2 评价结果

对表 9 中筛选得到的 19 条急性毒性数据和 16 条慢性毒性数据进行可靠性评

价。经可靠性评价，共有 35 条数据可用于基准推导（见表 11），其中：

急性毒性数据 19 条（见附录 A），涉及 14 个物种（见表 12）；慢性数据 16 条（见附录 B），涉及 11 个物种（见表 13）。

锑的化合物对水生植物的毒性数据相对较少，本报告筛选获得了 8 条用于基准推导的水生植物毒性数据，包括 8 条藻类毒性数据（附录 B）。附录 B 中藻类毒性数据终点为 LOEC、NOEC、EC₅₀，暴露时间为 2~107 天，跨越了至少一个世代，纳入长期基准计算。

鉴于这些数据无法满足 HJ 831—2022 中“6.4.2 最少毒性数据需求”（见表 22），本次基准推导需要额外开展毒性试验。

表 11 数据可靠性评价及分布

数据可靠性	评价原则	毒性数据（条）		合计（条）
		急性	慢性	
无限制可靠	数据来自良好实验室规范（GLP）体系，或数据产生过程符合实验准则（参照 HJ 831—2022）相关要求	6	2	8
限制性可靠	数据产生过程不完全符合实验准则，但实验程序翔实、可靠，有充足的证据证明数据可用；	13	14	27
不可靠	数据产生过程与相关标准中实验准则有冲突或矛盾，实验设计不科学，没有充足的证据证明数据可用，实验过程不能令人信服或不为专家所接受	0	0	0
不确定	没有提供足够的实验细节，无法判断数据可靠性	0	0	0
合计（条）		19	16	35

4.5 实验室自测锑毒性数据

由于筛选获得的相关毒性数据较少，急慢性毒性数据均缺乏，因此本报告参考《化学品测试方法》（第二版），利用本土代表性物种开展了锑急性、慢性毒性测试。在急性毒性数据方面，获取了锑对紫萍的 48 h-LC₅₀（附录 A 第 20 条）。在慢性毒性数据方面，获取了锑对中华圆田螺 28 d 慢性实验的 NOEC 和 LOEC（附录 B 第 17-18 条），测试实验报告见附录 C。

表 12 短期水质基准推导涉及的物种及毒性数据分布

序号	物种名称	毒性数据（条）	序号	物种名称	毒性数据（条）
1	鲤	1	9	多刺裸腹蚤	2
2	高体鳊	1	10	紫萍	1
3	斑点叉尾鮰	2	11	绿水螳	1
4	泥鳅	1	12	褐水螳	1
5	虹鳟	1	13	正颤蚓	1
6	莫桑比克罗非鱼	1	14	青虾	1
7	模糊网纹蚤	1	15	近球形金星介	1
8	大型蚤	4			

表 13 长期水质基准推导涉及的物种及毒性数据分布

序号	物种名称	毒性数据（条）	序号	物种名称	毒性数据（条）
1	鲫	1	7	近头状尖胞藻	4
2	鲤	1	8	普通小球藻	2
3	虹鳟	2	9	水藓	1
4	红大麻哈鱼	1	10	水溪绿球藻	1
5	日本青鳉	1	11	中华圆田螺	2
6	大型蚤	1	12	东方狭口蟾	1

5 基准推导

5.1 毒性数据预处理

5.1.1 毒性数据使用

（1）急性毒性数据。本报告获得的急性毒性数据包括 LC_{50} 和 EC_{50} ，分物种将 EC_{50} （不包括致死效应）作为生长类 ATV，将 LC_{50} 和致死类 EC_{50} 作为存活类 ATV。

（2）慢性毒性数据。本报告获得的慢性毒性数据包括 NOEC、LOEC、MATC、 EC_{50} 、 LC_{50} ，对于从同一暴露实验中获得的某物种某个毒性效应的 NOEC 和 LOEC，将 NOEC 和 LOEC 代入公式（1）计算获得该物种该效应的 MATC。

$$\text{MATC}_{i,z} = \sqrt{\text{NOEC}_{i,z} \times \text{LOEC}_{i,z}} \quad (1)$$

式中：MATC—最大容许毒物浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

NOEC—无观察效应浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

LOEC—最低观察效应浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

i—某一物种，无量纲。

z—某一毒性效应，无量纲。

5.1.2 同效应急性值计算

分物种将 EC_{50} 作为生长类 ATV，将 LC_{50} 作为存活类 ATV，分别代入公式(2) 计算各物种的生长类 AVE 和存活类 AVE。

$$\text{AVE}_{i,k} = \sqrt[m]{(\text{ATV})_{i,k,1} \times (\text{ATV})_{i,k,2} \times \cdots \times (\text{ATV})_{i,k,m}} \quad (2)$$

式中：AVE——同效应急性值， $\mu\text{g/L}$ ；

i——某一物种，无量纲；

k——急性毒性效应种类，一般分为生长类和存活类，无量纲；

m——ATV 数量，个；

ATV——急性毒性值， $\mu\text{g/L}$ 。

取生长类 AVE 和存活类 AVE 中数值较小的 AVE 纳入后续计算，如果只获得 1 个 AVE，则直接纳入后续计算。针对急性毒性数据涉及的 15 个物种，其中青虾等 14 个物种只获得存活类 AVE，紫萍只获得存活类 AVE，直接纳入后续模型拟合计算中（见表 14）。

表 14 不同淡水生物的同效应急性值

序号	物种名称	同效应急性值（AVE）（ $\mu\text{g/L}$ ）		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
1	青虾	-	1635	1635
2	绿水螳	-	1770	1770
3	褐水螳	-	1950	1950
4	模糊网纹溞	-	3470	3470
5	高体鳊鲂	-	3800	3800

序号	物种名称	同效应急性值（AVE）（μg/L）		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
6	多刺裸腹蚤	-	8950	8950
7	大型蚤	-	10000	10000
8	紫萍	13150	-	13150
9	鲤	-	14050	14050
10	斑点叉尾鮰	-	24349	24349
11	莫桑比克罗非鱼	-	35500	35500
12	虹鳟	-	37000	37000
13	泥鳅	-	60954	60954
14	近球形金星介	-	560000	560000
15	正颤蚓	-	678000	678000

5.1.3 同效应慢性值计算

分物种按不同效应类别（生长或繁殖）将慢性毒性数据（MATC、NOEC、LOEC、EC₅₀等，其优先序见表9的规定）作为生长类或繁殖类CTV，将LC₅₀作为存活类CTV，分别代入公式（3）计算各物种的生长类CVE、繁殖类CVE和存活类CVE。

$$CVE_{ij} = \sqrt[n]{CTV_{ij,1} \times CTV_{ij,2} \times \dots \times CTV_{ij,n}} \quad (3)$$

式中：CVE——同效应慢性值，μg/L；

i——某一物种，无量纲；

j——慢性毒性效应种类，一般分为生长类、存活类和繁殖类，无量纲；

n——CTV数量，个；

CTV——慢性毒性值，μg/L。

如果获得多个CVE，则取最小的CVE纳入后续计算，如果只获得1个CVE，则直接纳入后续计算。针对慢性毒性数据涉及的12个物种，虹鳟同时获得生长类CVE和存活类CVE，取数值较小的生长类CVE（即最敏感CVE）纳入后续模型拟合计算中；其余11个物种中，普通小球藻等5个物种只获得生长类CVE，近头状尖胞藻等2个物种只获得繁殖类CVE，东方狭口蟾等4个物种只获得存活类CVE，直接纳入后续模型计算中（见表15）。

表 15 不同淡水生物的同效应慢性值

序号	物种名称	同效应慢性值 CVE (μg/L)			
		生长类	繁殖类	存活类	最敏感 CVE
1	普通小球藻	45.3	-	-	45.3
2	中华圆田螺	275.8	-	-	275.8
3	东方狭口蟾	-	-	300	300
4	近头状尖胞藻	-	742.4	-	742.4
5	虹鳟	3200	-	3200	3200
6	水藓	4935	-	-	4935
7	大型蚤	-	5420	-	5420
8	水溪绿球藻	7787	-	-	7787
9	鲤	8000	-	-	8000
10	鲫	-	-	11300	11300
11	红大麻哈鱼	-	-	18100	18100
12	日本青鳉	-	-	300000	300000

5.2 模型拟合与评价

将纳入计算的 AVE 和 CVE 分别取常用对数，得到 lgAVE 和 lgCVE。lgAVE 和 lgCVE 须全部为正值，否则进行单位换算后再分别取常用对数。

将所有物种 lgAVE 和 lgCVE 分别从小到大进行排序，确定其秩次 R（最小毒性值的秩次为 1，次之秩次为 2，依次排列，如果有两个或两个以上物种的毒性值相同，则将其任意排成连续秩次），依据公式（4）分别计算物种的累积频率 F_R 。

$$F_R = \frac{\sum_{i=1}^R f}{N+1} \times 100\% \quad (4)$$

式中： F_R ——累积频率；

R——毒性值的秩次，无量纲；

f——频数，指毒性值秩次 R 对应的物种数，个；

N——所有频数之和，个。

各物种的急性累积频率和慢性累积频率见表 16 和表 17。

表 16 同效应急性值及累积频率 (F_R)

序号	物种名称	最敏感 AVE ($\mu\text{g/L}$)	$\lg\text{AVE}$ ($\mu\text{g/L}$)	R	f (个)	F_R (%)
1	青虾	1635	3.214	1	1	6.250
2	绿水螳	1770	3.248	2	1	12.50
3	褐水螳	1950	3.290	3	1	18.75
4	模糊网纹溞	3470	3.540	4	1	25.00
5	高体鳊鲂	3800	3.580	5	1	31.25
6	多刺裸腹溞	8950	3.952	6	1	37.50
7	大型溞	10000	4.000	7	1	43.75
8	紫萍	13150	4.119	8	1	50.00
9	鲤	14050	4.148	9	1	56.25
10	斑点叉尾鮰	24349	4.386	10	1	62.50
11	莫桑比克罗非鱼	35500	4.550	11	1	68.75
12	虹鳟	37000	4.568	12	1	75.00
13	泥鳅	60954	4.785	13	1	81.25
14	近球形金星介	560000	5.748	14	1	87.50
15	正颤蚓	678000	5.831	15	1	93.75

表 17 同效应慢性值及累积频率 (F_R)

序号	物种名称	最敏感 CVE ($\mu\text{g/L}$)	$\lg\text{CVE}(\mu\text{g/L})$	R	f (个)	F_R (%)
1	普通小球藻	45.3	1.656	1	1	7.692
2	中华圆田螺	275.8	2.441	2	1	15.38
3	东方狭口蟾	300	2.477	3	1	23.08
4	近头状尖胞藻	742.4	2.871	4	1	30.77
5	虹鳟	3200	3.505	5	1	38.46
6	水藓	4935	3.693	6	1	46.15
7	大型溞	5420	3.734	7	1	53.85
8	水溪绿球藻	7787	3.891	8	1	61.54
9	鲤	8000	3.903	9	1	69.23
10	鲫	11300	4.053	10	1	76.92
11	红大麻哈鱼	18100	4.258	11	1	84.62
12	日本青鳉	300000	5.477	12	1	92.31

分别以 lgAVE 和 lgCVE 作为模型拟合时的自变量 x ，以对应的累积频率 F_R 为因变量 y ，进行 SSD 模型拟合（包括：正态分布模型、对数正态分布模型、逻辑斯蒂分布模型、对数逻辑斯蒂分布模型）。

根据模型拟合优度评价参数评价模型的拟合度，评价参数包括：

- a) 均方根误差 (RMSE)。RMSE 越接近于 0，表明模型拟合的精确度越高；
- b) 概率 P 值 (A-D 检验)。 $P > 0.05$ ，表明拟合通过 A-D 检验，模型符合理论分布。

根据拟合优度评价结果，结合专业判断，在 $P > 0.05$ 的拟合模型中，选择 RMSE 最小的模型作为最优拟合模型。最优拟合模型得出的曲线应与参与拟合的数据点吻合良好，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和可靠性。

急性毒性数据的模型拟合结果如表 18 所示。通过 RMSE、 P 值 (A-D 检验) 的比较，逻辑斯蒂分布模型 SSD 曲线拟合最优，拟合结果见图 1。

表 18 短期水质基准模型拟合结果

模型拟合	RMSE	P 值 (A-D 检验)
正态分布模型	0.05496	>0.05
逻辑斯蒂分布模型	0.04562	>0.05
对数正态分布模型	0.04594	>0.05
对数逻辑斯蒂分布模型	0.04651	>0.05

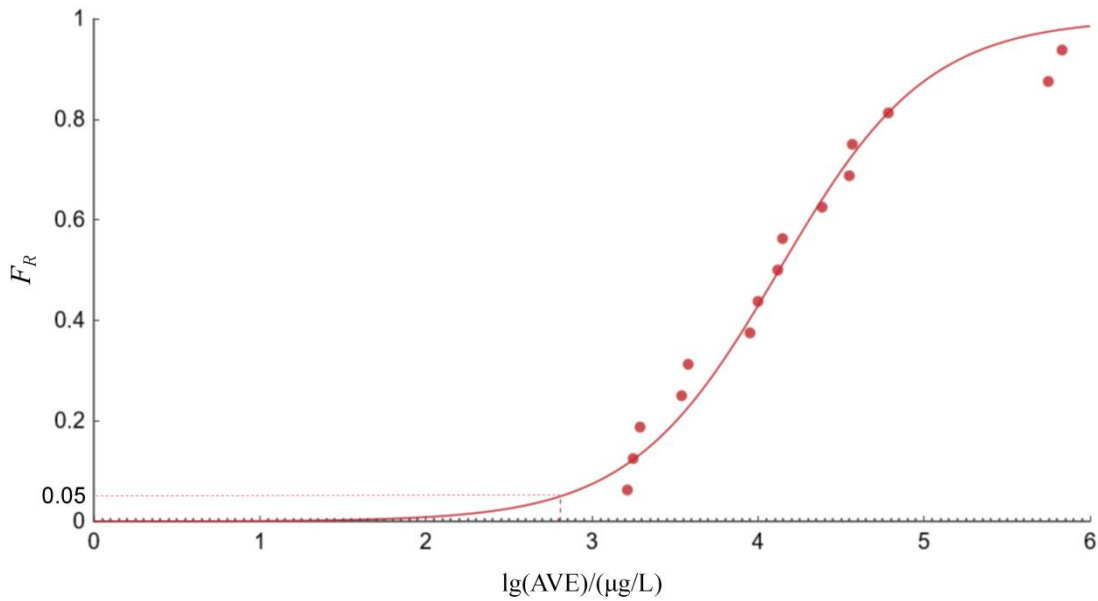


图 1 对数急性毒性—累积频率逻辑斯蒂模型拟合曲线

慢性毒性数据的模型拟合结果如表 19 所示。通过 RMSE、 P 值（A-D 检验）的比较，正态分布模型 SSD 曲线拟合最优，拟合结果见图 2。

表 19 长期水质基准模型拟合结果

模型拟合	RMSE	P 值（A-D 检验）
正态分布模型	0.06688	>0.05
逻辑斯谛分布模型	0.6936	>0.05
对数正态分布模型	0.08326	>0.05
对数逻辑斯谛分布模型	0.07856	>0.05

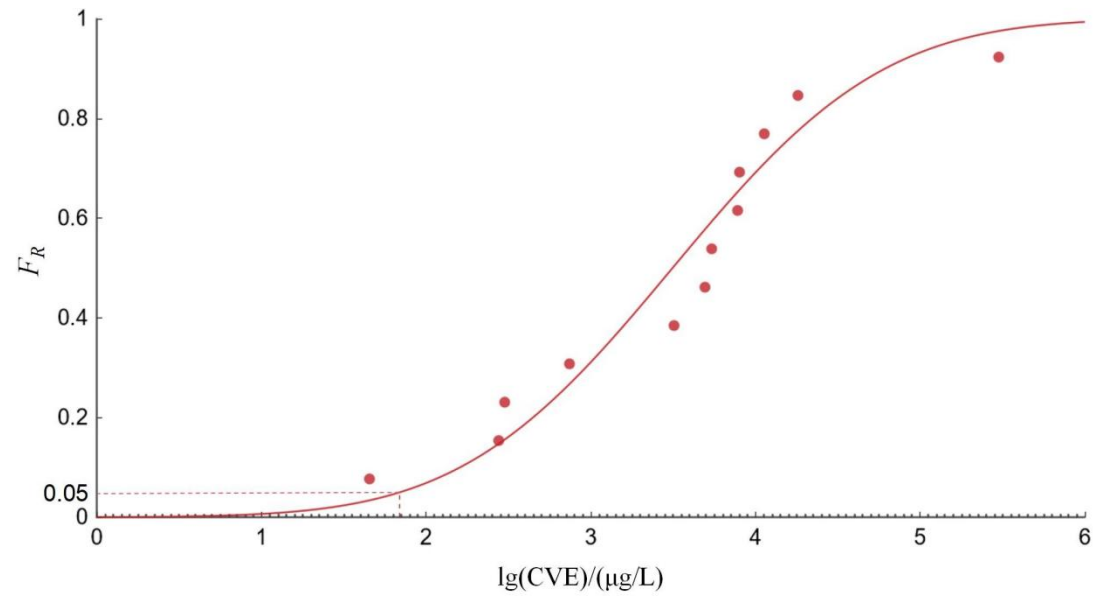


图 2 对数慢性毒性—累积频率的正态模型拟合曲线

5.3 物种危害浓度确定

根据“5.2 模型拟合与评价”中确定的最优拟合模型，分别确定累积频率 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95%所对应的物种危害浓度 HC_5 、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 和 HC_{95} 。

根据逻辑斯谛分布模型获得的短期物种危害浓度和根据正态分布模型获得的长期物种危害浓度见表 20。

表 20 镉对淡水生物的短期和长期物种危害浓度

受影响物种的累积频率 (F_R)	5%	10%	25%	50%	75%	90%	95%
短期物种危害浓度 (SHC_x , $\mu\text{g/L}$)	647.1	1397	4331	13430	41641	129111	278749
长期物种危害浓度 (LHC_x , $\mu\text{g/L}$)	69.15	160.6	656.4	3138	15000	61320	142397

5.4 基准定值和表述

5.4.1 基准定值

利用公式 (5) 和公式 (6) 进行基准外推, 分别计算获得短期和长期水质基准。

$$SWQC = \frac{SHC_5}{SAF} \quad (5)$$

式中: $SWQC$ ——水生生物短期水质基准, $\mu\text{g/L}$;

SHC_5 ——基于急性毒性数据推导的 5%物种危害浓度, $\mu\text{g/L}$;

SAF ——水生生物短期水质基准的评估因子, 无量纲。

$$LWQC = \frac{LHC_5}{LAF} \quad (6)$$

式中: $LWQC$ ——水生生物长期水质基准, $\mu\text{g/L}$ 或;

LHC_5 ——基于慢性毒性数据推导的 5%物种危害浓度, $\mu\text{g/L}$;

LAF ——水生生物长期水质基准的评估因子, 无量纲。

AF 的数值根据推导基准所用数据的数量、受试生物涵盖范围和数据拟合分布等情况综合确定, 一般取值为 2~5; 当有效毒性数据包括的物种数量大于 15 时, AF 取值为 2; 有效毒性数据包括的物种数量小于等于 15 时, 由专家判断确定 AF 取值, 一般取值为 3。

对于短期水质基准, 由于基准推导所用毒性数据物种数 (15) 等于 15, 且 SSD 曲线尾部拟合良好 (见图 1), 因此 SAF 取值为 3; 将 SHC_5 ($647.1 \mu\text{g/L}$) 除以 SAF (3), 得到淡水 $SWQC$ 为 $215.7 \mu\text{g/L}$ 。

对于长期水质基准, 由于基准推导所用毒性数据物种数 (12) 小于 15, 且 SSD 曲线尾部拟合良好 (见图 2), 因此 LAF 取值为 3; 将 LHC_5 ($69.15 \mu\text{g/L}$) 除以 LAF (3), 得到淡水 $LWQC$ 为 $23.05 \mu\text{g/L}$ 。

5.4.2 基准确定与表述

本次推导确定镉的淡水 $SWQC$ 为 $215.7 \mu\text{g/L}$, 淡水 $LWQC$ 为 $23.05 \mu\text{g/L}$ (见表 21), 基于重要淡水物种和仪器检出限等考虑最终确定基准。

表 21 淡水生物水质基准—锑

基准类型	HC ₅ (μg/L)	评估因子	基准值 (μg/L)
短期水质基准	647.1	3	215.7
长期水质基准	69.15	3	23.05

(1) 关于重要淡水物种

本报告在推导锑的淡水 SWOC 和 LWOC 时，均使用了经济价值高和生态学意义突出的重要淡水物种。

在推导锑的淡水基准时，依据《国家重点保护经济水生动植物资源名录（第一批）（修订）》^[24]判断经济价值高的物种。依据国家重点保护野生动物名录^[25]判断濒危物种。其中短期基准推导中使用了经济价值高的鲤和青虾，未使用濒危物种；长期基准推导中使用了经济价值高的鲤和鲫，未使用濒危物种，本报告推导的锑的淡水基准均小于经济价值高的物种的最小 AVE 和最小 CVE。

(2) 关于仪器检出限

根据《水质汞、砷、硒、铋和锑的测定原子荧光法》（HJ 694-2014）^[26]，淡水中锑的方法检出限为 0.2 μg/L。

因此，本报告中锑的淡水基准分别小于所有重要淡水物种（经济价值高或生态学意义突出）的最小 AVE 和最小 CVE，锑的淡水基准取值依据污染物毒性和仪器检出限等信息综合确定，详见表 22，保留四位有效数字。

6 质量评价

《淡水生物水质基准—锑》推导采用的方法和模型、纳入物种的营养级别与物种类群均满足标准技术要求（表 22）。所使用的毒性数据中有 11 条采用国际、国家标准测试方法，为无限制可靠数据，其余 27 条采用非标准测试方法，但所用实验方法科学合理，为限制性可靠数据。最终所得 SWQC 和 LWQC 低于我国淡水中重要物种的 AVE 和 CVE，证明该基准对重要物种可以起到有效的保护作用。

表 22 基准推导涉及物种和数据质量情况

内容	HJ 831—2022 有关要求	本基准纳入	
		SWQC	LWQC
营养级别	生产者	1.紫萍；	1.水藓；2.普通小球藻；3. 水溪绿球藻；4. 近头状尖胞藻；

内容	HJ 831—2022 有关要求	本基准纳入	
		SWQC	LWQC
	初级消费者	1.模糊网纹溞；2.绿水螳；3.鲤；4.近球形金星介；5.大型溞；6.褐水螳；7.青虾；8.泥鳅；9.多刺裸腹溞 10.正颤蚓；11.高体鳊；12.莫桑比克罗非鱼；	1.鲤；2.大型溞；3.鲫；4.中华圆田螺；
	次级消费者	1.斑点叉尾鮰；2.虹鳟；	1.日本青鳉；2.虹鳟；3.红大麻哈鱼；4.东方狭口鳅；
物种要求	至少包括10个物种	15个物种	12个物种
	1种硬骨鲤科鱼类	1.鲤；2.高体鳊；	1.鲤；2.鲫；
	1种硬骨非鲤科鱼类	1.斑点叉尾鮰；2.泥鳅；3.虹鳟；4.莫桑比克罗非鱼；	1.日本青鳉；2.虹鳟；3.红大麻哈鱼；
	1种浮游动物	1.模糊网纹溞；2.大型溞；3.多刺裸腹溞；	1.大型溞；
物种要求	1种（非鱼类）底栖动物（贝类、底栖甲壳类等）	1.近球形金星介；2.青虾；3.正颤蚓；	1.中华圆田螺；
	1种浮游植物或水生维管束植物	1.紫萍；	1.水藓；2.普通小球藻；3.水溪绿球藻；4.近头状尖胞藻；
	1种两栖类或上述未涉及的其他门类动物	1.褐水螳；2.绿水螳；	1.东方狭口鳅；
毒性数据	无限制可靠数据	7条	4条
	限制性可靠数据	13条	14条

7 不确定性分析

（1）在数据来源方面，本报告的毒性数据来源仅使用中文和英文检索了ECOTOX、WOS数据库、CNKI数据库、万方数据库和维普数据库，可能有部分符合HJ831-2022要求的文献和毒性数据未收录，导致在基准推导过程中未考虑这些数据以及相关物种；

（2）在受试物种的代表性方面，本报告纳入的物种数量和涵盖范围等满足HJ831-2022关于最少毒性数据(3个营养级、6类群、10物种)要求，不能覆盖所有的淡水生物物种。

参考文献

- [1] US EPA. Ambient Water Quality Criteria [R]. Washington, D.C.: Criteria and Standards Division Office of Water Planning and Standards U.S. Environmental Protection Agency, 1978.
- [2] US EPA. Ambient Water Quality Criteria for Antimony [R]. Washington, D.C.: Criteria and standards Division Office of Water Planning and Standards U.S. Environmental Protection Agency 1980.
- [3] US EPA. Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Antimony (III) [R]. The Criteria and Standards Division Office of Water Regulations and Standards: U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Environmental Research Laboratories, 1988.
- [4] ANZECC ARMCANZ. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality [R]. Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2000.
- [5] B.C. MWLRS. Antimony Water Quality Guidelines for the Protection of Freshwater Aquatic Life [R]. Victoria B.C.: B.C. Ministry of Water, Land and Resource Stewardship, 2023.
- [6] ATSDR. Toxicological Profile for Antimony and Compounds [R]. Washington (DC): US Department of Health and Human Services, 2019.
- [7] LIU X, JIANG J, YAN Y, et al. Distribution and risk assessment of metals in water, sediments, and wild fish from Jinjiang River in Chengdu, China [J]. Chemosphere, 2018, 196: 45-52.
- [8] WU Z, MA T, LAI X, et al. Concentration, distribution, and assessment of dissolved heavy metals in rivers of Lake Chaohu Basin, China [J]. J Environ Manage, 2021, 300.
- [9] HUANG X, LUO D, ZHAO D, et al. Distribution, Source and Risk Assessment of Heavy Metal(oid)s in Water, Sediments, and Corbicula Fluminea of Xijiang River, China [J]. International Journal of Environmental

- Research and Public Health, 2019, 16(10).
- [10] 李传琼, 王鹏, 陈波, 等. 鄱阳湖流域赣江水系溶解态金属元素空间分布特征及污染来源 [J]. 湖泊科学, 2018, 30(01): 139-49.
- [11] 罗鹏程, 涂耀仁, 孙婷婷, 等. 太浦河水体与沉积物中重金属的季节变化特征与污染评价 [J]. 环境科学, 2023, 44(06): 3184-97.
- [12] LI L, TU H, ZHANG S, et al. Geochemical behaviors of antimony in mining-affected water environment (Southwest China) [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2019, 41(6): 2397-411.
- [13] FEI J C, MIN X B, WANG Z X, et al. Health and ecological risk assessment of heavy metals pollution in an antimony mining region: a case study from South China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(35): 27573-86.
- [14] WANG X, HE M, XI J, et al. Antimony distribution and mobility in rivers around the world's largest antimony mine of Xikuangshan, Hunan Province, China [J]. Microchemical Journal, 2011, 97(1): 4-11.
- [15] 客绍英, 石洪凌, 刘冬莲. 锑的污染及其毒性效应和生物有效性 [J]. 化学世界, 2005, (06): 382-4.
- [16] GEBEL T. Arsenic and antimony: comparative approach on mechanistic toxicology [J]. Chem-Biol Interact, 1997, 107(3): 131-44.
- [17] 李双双, 戴友芝, 罗春香, 等. 锑在水中的形态变化及除锑技术现状 [J]. 化工环保, 2009, 29(02): 131-4.
- [18] FILELLA M, BELZILE N, CHEN Y W. Human Exposure to Antimony. II. Contents in Some Human Tissues Often Used in Biomonitoring (Hair, Nails, Teeth) [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2012, 42(10): 1058-115.
- [19] FILELLA M, WILLIAMS P A. Antimony interactions with heterogeneous complexants in waters, sediments and soils: A review of binding data for homologous compounds [J]. Geochemistry, 2012, 72: 49-65.
- [20] CHEN L H, YANG J L. Acute toxicity of antimony chloride and its effects on oxygen consumption of common carp [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2007, 78(6): 459-62.
- [21] ASHLEY P M, CRAW D, TIGHE M K, et al. Magnitudes, spatial scales and

- processes of environmental antimony mobility from orogenic gold-antimony mineral deposits, Australasia [J]. *Environ Geol*, 2006, 51(4): 499-507.
- [22] WILSON N J, CRAW D, HUNTER K. Antimony distribution and environmental mobility at an historic antimony smelter site, New Zealand [J]. *Environ Pollut*, 2004, 129(2): 257-66.
- [23] KENNEDY, C. Determining the toxicity of antimony (III) chloride and antimony (V) chloride to freshwater fish, algae, and invertebrates under varying pH conditions [J]. *BioWest Environmental Research Consultants*, 2023.
- [24] 中华人民共和国生态环境部. 国家重点保护经济水生动植物资源名录（第一批）（修订） [R]. 北京, 2024.
- [25] 国家林业和草原局, 中华人民共和国农业农村部. 国家重点保护野生动物名录 [R]. 北京, 2021.
- [26] 南京市环境监测中心站. 水质汞、砷、硒、铋和锑的测定原子荧光法（HJ 694-2014） : [S]. 北京: 中华人民共和国生态环境部, 2014:
- [27] R.L.SPEHAR. Criteria Document Data on Antimony [J]. 1987.
- [28] TES. I. Results of Acute Toxicity Testing of Antimony Trichloride Using the Freshwater Species *Chironomus tentans*, *Physa heterostropha*, *Ictalurus punctatus*, *Hyalella azteca*, *Hydra oligactis* and *Chlorohydra viridissima* [J]. 1990.
- [29] KHANGAROT B S, DAS S. Acute toxicity of metals and reference toxicants to a freshwater ostracod, *Cypris subglobosa* Sowerby, 1840 and correlation to EC50 values of other test models [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 172(2-3): 641-9.
- [30] CHEN L H, YANG J L. Acute Toxicity of Antimony Chloride and its Effects on Oxygen Consumption of Common Carp (*Cyprinus carpio*) [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2007, 78(6): 459-62.
- [31] WAAIJERS S L, HARTMANN J, SOETER A M, et al. Toxicity of new generation flame retardants to *Daphnia magna* [J]. *Sci Total Environ*, 2013, 463-464: 1042-8.
- [32] KIMBALL G. The effects of lesser known metals and one organic to fathead minnows (*Pimephales promelas*) and *Daphnia magna* [J]. 1978.

- [33] 熊旭, 刘燕群, 叶超, 等. 环境与健康杂志 [J]. 环境与健康杂志, 2014, 31(6): 534-5.
- [34] JEN-LEE Y, TUNG-JER H, HONG-YUAN L J J O W R, et al. Sublethal antimony (III) exposure of freshwater swamp shrimp (*Macrobrachium nipponense*): effects on oxygen consumption and hepatopancreatic histology [J]. 2010, 2(1): 42-7.
- [35] NAM S-H, YANG C-Y, AN Y-J. Effects of antimony on aquatic organisms (Larva and embryo of *Oryzias latipes*, *Moina macrocopa*, *Simocephalus mixtus*, and *Pseudokirchneriella subcapitata*) [J]. Chemosphere, 2009, 75(7): 889-93.
- [36] DOE K, PARKER W, PONSFORD S, et al. The acute and chronic toxicity of antimony to *Daphnia magna* and Rainbow Trout [J]. 1987, 45: 532-3.
- [37] H.C. LIN P P H. Acute and chronic effects of antimony chloride (SbCl_3) on tilapia (*Oreochromis mossambicus*) larvae [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1998, 61: 129-34.
- [38] YANG J L, YANG J L, CHEN L H. Toxicity of antimony, gallium, and indium toward a teleost model and a native fish species of semiconductor manufacturing districts of Taiwan [J]. Journal of Elementology, 2017, (1/2018).
- [39] KHANGAROT B S. Toxicity of metals to a freshwater tubificid worm *Tubifex tubifex* (Muller) [J]. Environmental Contamination and Toxicology, 1991, 46(6).
- [40] BIRGE W J. Aquatic Toxicology of Trace Elements of Coal and Fly Ash [J]. 1978.
- [41] DEN DOOREN DE JONG L E, ROMAN W B. Tolerance of *Chlorella vulgaris* for metallic and non-metallic ions [J]. Antonie van Leeuwenhoek, 1965, 31: 301-13.
- [42] HAMMEL W, STEUBING L, DEBUS R. Assessment of the ecotoxic potential of soil contaminants by using a soil-algae test [J]. Ecotoxicology Environmental Safety, 1998, 40(1-2): 173-6.
- [43] DÍAZ S, VILLARES R, VÁZQUEZ M D, et al. Physiological Effects of Exposure to Arsenic, Mercury, Antimony and Selenium in the Aquatic Moss

- Fontinalis antipyretica* Hedw [J]. 2013, 224: 1-14.
- [44] KENNEDY C. Determining the toxicity of antimony (III) chloride to fish and invertebrates [J]. BioWest Environmental Research Consultants, Burnaby, BC, Canada, 2020.
- [45] US EPA. In-depth studies on health and environmental impacts of selected water pollutants [J]. 1978, (68-01): 4646.

附录 A 锑对中国淡水水生生物的急性毒性数据

序号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	ATV	暴露方式	暴露时间	溶液化学分析 情况	毒性效 应终点	效应指 标	毒性测试方法	可靠性	来源
					(mg/L)		(天)						
1	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	-	三氯化锑	3.47	静态	2	实测浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA ASTM	无限制可靠	[27]
2	绿水螳	<i>Chlorohydra viridissima</i>	-	三氯化锑	1.77	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[28]
3	近球形金星介	<i>Cypris subglobosa</i>	-	三氧化锑	560	半静态	2	理论浓度	存活	EC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[29]
4	鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	幼体	三氯化锑	14.05	半静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[30]
5	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	幼体	三氯化锑	3.01	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD	无限制可靠	[31]
6	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	幼体	三氯化锑	23.5	静态	2	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[32]
7	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	幼体	三氯化锑	14	静态	2	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[32]
8	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	幼体	三氯化锑	10.1	静态	2	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[32]
9	褐水螳	<i>Hydra oligactis</i>	-	三氯化锑	1.95	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[28]
10	斑点叉尾鮰	<i>Ictalurus punctatus</i>	-	三氯化锑	24.1	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[28]
11	斑点叉尾鮰	<i>Ictalurus punctatus</i>	-	三氯化锑	24.6	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[28]
12	泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	成体	三氯化锑	60.954	流水式	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[33]
13	青虾	<i>Macrobrachium nipponense</i>	幼体	三氯化锑	1.635	半静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[34]
14	多刺裸腹溞	<i>Moina macrocopa</i>	幼体	酒石酸锑钾	8.95	未报道	2	理论浓度	存活	EC ₅₀	OECD	无限制可靠	[35]
15	多刺裸腹溞	<i>Moina macrocopa</i>	幼体	酒石酸锑钾	8.95	未报道	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	OECD	无限制可靠	[35]
16	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	酒石酸锑钾	37	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[36]
17	莫桑比克罗非鱼	<i>Oreochromis mossambicus</i>	幼体	三氯化锑	35.5	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[37]

序号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	ATV	暴露方式	暴露时间	溶液化学分析 情况	毒性效 应终点	效应指 标	毒性测试方法	可靠性	来源
					(mg/L)		(天)						
18	高体鳊鲂	<i>Rhodeus ocellatus</i>	-	三氯化铈	3.8	流水式	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	OECD	无限制可靠	[38]
19	正颤蚓	<i>Tubifex tubifex</i>	-	三氯化铈	678	半静态	4	理论浓度	存活	EC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[39]
20	紫萍	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	-	三氯化铈	13.15	半静态	2	理论浓度	生长	EC ₅₀	GB/T	无限制可靠	自测

附录 B 镉对中国淡水水生生物的慢性毒性数据

序号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	CTV	暴露方式	暴露时间	溶液浓度化学分析情况	毒性效应终点	效应指标	毒性测试方法	可靠性	来源
					(mg/L)		(天)						
1	鲫	<i>Carassius auratus</i>	卵-幼体	三氯化镉	11.3	半静态	7	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[40]
2	普通小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	群体	氯化镉	0.064	未报道	107	理论浓度	生长	LOEC	非标方法	限制性可靠	[41]
3	普通小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	群体	氯化镉	0.032	未报道	107	理论浓度	生长	NOEC	非标方法	限制性可靠	[41]
4	水溪绿球藻	<i>Chlorococcum infusionum</i>	-	-	7.787	-	3	-	生长	EC ₅₀	-	限制性可靠	[42]
5	鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	幼体	三氯化镉	8	静态	28	理论浓度	生长	EC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[30]
6	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	三氯化镉	5.42	半静态	28	实测浓度	繁殖	MATC	非标方法	限制性可靠	[32]
7	水藓	<i>Fontinalis antipyretica</i>	-	三氯化镉	4.935	未报道	22	理论浓度	生长	MATC	非标方法	限制性可靠	[43]
8	东方狭口蟾	<i>Gastrophryne carolinensis</i>	卵-幼体	三氯化镉	0.3	半静态	7	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[40]
9	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼年	三氯化镉	3.2	-	30	-	生长	NOEC	-	限制性可靠	[44]
10	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼年	三氯化镉	3.2	-	30	-	存活	NOEC	-	限制性可靠	[44]
11	红大麻哈鱼	<i>Oncorhynchus nerka</i>	幼年	三氯化镉	18.1	-	30	-	存活	MATC	-	限制性可靠	[23]
12	日本青鳉	<i>Oryzias latipes</i>	卵-幼体	酒石酸镉钾	300	静态	14	理论浓度	死亡	NOEC	OECD	无限制可靠	[35]
13	近头状尖胞藻	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	群体	三氧化镉	0.74	静态	2	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[45]
14	近头状尖胞藻	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	群体	三氧化镉	0.73	静态	3	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[45]
15	近头状尖胞藻	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	群体	三氧化镉	0.76	静态	4	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[45]
16	近头状尖胞藻	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	群体	三氧化镉	0.74	静态	4	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[45]

序号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	CTV	暴露方式	暴露时间	溶液浓度化学分析情况	毒性效应终点	效应指标	毒性测试方法	可靠性	来源
					(mg/L)		(天)						
17	中华圆田螺	<i>Cipangopaludina cahayensis</i>	-	三氯化铋	0.338	半静态	28	理论浓度	死亡	LOEC	GB/T	无限制可靠	自测
18	中华圆田螺	<i>Cipangopaludina cahayensis</i>	-	三氯化铋	0.225	半静态	28	理论浓度	死亡	NOEC	GB/T	无限制可靠	自测

附录 C 实验室自测毒性数据实验报告

C.1 铈对紫背浮萍的 48 h 急性毒性实验

C.1.1 材料与方法

C.1.1.1 实验方法

参考 GB/T 35524 化学品浮萍生长抑制试验。

C.1.1.2 化学试剂

三氯化铈（分析纯）

C.1.1.3 受试生物

紫萍（*Spirodela polyrrhiza*）

C.1.1.4 预实验设计

实验开始前将紫背浮萍植株在实验用 Swedish Standard 浮萍生长培养基中培养至少 8 周，培养期间空白对照组叶状体数量的倍增时间约为 60 h。

采用静态实验方法，以 120℃ 灭菌 15 min 的 Swedish Standard 培养基为实验用水，设定 6 个实验组（1 个空白对照组，5 个浓度组），空白对照组铈浓度均为 0.0 mg/L，5 个浓度组铈浓度分别为 10.0 mg/L、20.0 mg/L、30.0 mg/L、40.0 mg/L 和 50.0 mg/L，不设重复组。备 6 个容器，每个容积 250 mL，分别放入 150 mL 溶液，在无菌条件下，接入叶状体 12 片（3 个克隆体），保持溶液温度为 $23 \pm 1^\circ\text{C}$ ，暴露时间为 48 h，以紫背浮萍叶面积作为效应指标，利用计算机软件（Image J）通过图形分析并计算叶面积大小，实验开始和结束时观察并记录叶面积，及时清理枯死叶状体。

C.1.1.5 正式实验设计

以 120℃ 灭菌 15min 的 Swedish Standard 培养基为实验用水，根据预实验结果设定 6 个实验组（1 个空白对照组，5 个浓度组），铈溶度分别为 10.0 mg/L、15.0 mg/L、20.0 mg/L、25.0 mg/L 和 30.0 mg/L。每个实验组设置 3 个重复组，随机编号#1、#2 和#3，相同编号的重复组组成 1 个平行组，共 3 个平行组，依次编号为平行组 A、平行组 B 和平行组 C。备 18 个容器，每个容积 250 mL，分别放入 150mL 溶液，在无菌条件下，接入叶状体 12 片（3 个克隆体），实验容器在培养箱中随机摆放。

采用静态实验方法，实验过程中每 24h 分别测定各浓度组的溶解氧、pH 值、温度以及铈浓度，保持溶液温度为 $24 \pm 1^\circ\text{C}$ ，pH 值为 7.1 ± 0.3 ，溶解氧超过饱和溶解度的 80%，铈浓度波动不超过 20%。实验暴露周期为 48h，实验开始和结束时

观察并记录叶面积，及时清理枯死叶状体。

C.1.1.6 受试生物的生长率、生长率抑制率和平均生长率抑制率

利用公式 1 计算各实验容器内的受试生物的生长率。

$$U_z = \frac{\ln M_{z,2} - \ln M_{z,1}}{t_z} \quad (1)$$

式中， U_z —实验容器 z 内的受试生物的生长率， d^{-1} ；

$M_{z,1}$ —实验容器 z 内实验开始时受试生物的计算生长率的效应指标；

$M_{z,2}$ —实验容器 z 内实验结束时受试生物的计算生长率的效应指标；

t_z —实验容器 z 实验开始与结束的间隔时间， d ；

z —进行毒性实验的某一实验容器，无量纲。

利用公式 2 计算各实验容器内的受试生物的生长率抑制率。

$$V_z = \frac{U_0 - U_z}{U_0} \times 100\% \quad (2)$$

式中： V_z —实验容器 z 内的受试生物的生长率抑制率，%；

U_0 —空白对照组受试生物的生长率的算术平均值， d^{-1} ；

U_z —实验容器 z 内的受试生物的生长率， d^{-1} ；

z —进行毒性实验的某一实验容器，无量纲。

利用公式 3 计算各实验容器内的受试生物的平均生长率抑制率。

$$V_j^{h'} = \frac{U_0 - U_j}{U_0} \times 100\% \quad (3)$$

式中： V —实验组 j' 受试生物的平均生长率抑制率，%；

U_0 —空白对照组受试生物的生长率的算术平均值， d^{-1} ；

U_j —实验组 j' 受试生物的生长率的算术平均值， d^{-1} ；

j' —非空白对照组的某一实验组，无量纲；

h' —实验组 j' 的个数，个。

C.1.1.7 数据分布检验

(1) 正态性检验。对每个平行组紫背浮萍的 48 h 生长率分别进行正态分布检验（S-W 检验）；

(2) 单因素方差分析。对 3 个平行组紫背浮萍的 48 h 生长率进行组间方差齐性检验（Levene 检验）和均值差异分析（Tukey 检验）。

C.1.1.8 模型拟合

对于符合正态分布、满足方差齐性且 3 个平行组间紫背浮萍的 48 h 生长率均值无显著性差异的数据，利用公式 3 计算各实验组平均生长率抑制率，以各实验组镉浓度的常用对数值为（浓度对数）自变量 X，以相应的各实验组的平均生长率抑制率为因变量 Y 进行线性拟合分析，得到镉对紫背浮萍 48 h 急性毒性实验的线性回归方程。

C.1.1.9 镉对紫背浮萍的 48 h 急性毒性值 EC₅₀ 推导

利用线性回归方程，推导镉对紫背浮萍的 48 h 急性毒性值 EC₅₀，具体步骤为：

- 1) 将 Y = 50（对应的平均生长率抑制率为 50%）代入线性回归方程，计算获得 X 值；
- 2) 将 X 取反对数即得到以镉浓度表示的 EC₅₀ 值；
- 3) 计算获得 EC₅₀ 的 95%置信区间。

C.1.1.10 数据分析软件

本实验数据分析采用的软件为 IBM SPSS Statistics 23。

C.1.2 实验结果

C.1.2.1 预实验

镉溶液浓度低于 20.0 mg/L 时紫背浮萍生长叶面积没有出现抑制，溶液浓度为 20.0mg/L 时，紫背浮萍生长叶面积生长率抑制率超过 100%。

C.1.2.2 正式实验

镉对紫背浮萍 48 h 急性毒性结果见表 C-1。

数据分布检验结果显示（表 C-2），3 个平行组紫背浮萍 48 h 的生长率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间紫背浮萍的 48 h 生长率均值无显著性差异，满足对紫背浮萍 48 h 的镉急性毒性数据进行线性拟合的条件。

镉对紫背浮萍 48 h 急性毒性实验的线性回归方程及镉对紫背浮萍 48 h 的急性毒性值 EC₅₀ 见表 C-3。

表 C-1 镉对紫背浮萍 48 h 急性毒性结果

实验组	重复	初始叶面积（mm ² ）	结束叶面积（mm ² ）	生长率（d ⁻¹ ）	平均生长率抑制率（%）
空白对照	#1	65.8	90.6	0.16	-
	#2	53.3	66.7	0.11	
	#3	60.8	79.0	0.13	

实验组	重复	初始叶面积 (mm ²)	结束叶面积 (mm ²)	生长率 (d ⁻¹)	平均生长率抑制率 (%)
10mg/L	#1	70.9	94.8	0.15	0.051
	#2	56.0	69.2	0.11	
	#3	63.3	82.3	0.13	
15mg/L	#1	69.0	78.5	0.06	0.5592
	#2	86.4	96.2	0.05	
	#3	75.3	84.8	0.06	
20mg/L	#1	52.2	43.4	-0.09	1.417
	#2	98.3	95.2	-0.02	
	#3	78.2	69.4	-0.06	
25mg/L	#1	59.0	48.7	-0.10	1.707
	#2	103.0	86.5	-0.09	
	#3	79.3	64.7	-0.10	
30mg/L	#1	65.2	53.1	-0.10	1.867
	#2	79.6	62.8	-0.12	
	#3	71.2	55.1	-0.13	

表 C-2 数据分布检验结果

内容		检验结果
正态性检验	平行组 A	$P=0.056$
	平行组 B	$P=0.349$
	平行组 C	$P=0.214$
平行组间方差齐性检验		$F=0.009, p>0.05$
平行组间均值差异分析	平行组 A/B	$q=0.143, p>0.05$
	平行组 A/C	$q=0.179, p>0.05$
	平行组 B/C	$q=0.036, p>0.05$

表 C-3 镉对紫背浮萍 48 h 的急性毒性线性拟合结果

拟合方程	R ²	P	48h-EC ₅₀ (95%置信区间) (三氯化镉, mg/L)	水体温度 (°C)	水体 pH 值
$y=-4.0729+4.088x$	0.9691	<0.01	13.15 (9.247~18.66)	24	6.5

C.2 镉对中华圆田螺的 28 d 慢性毒性实验

C.2.1 材料与方法

C.2.1.1 实验方法

参考 GB/T 31270.21 化学农药环境安全评价试验准则 第 21 部分：大型甲壳类生物毒性试验。

C.2.1.2 化学试剂

三氯化镉（分析纯）

C.2.1.3 受试生物

中华圆田螺(*Cipangopaludina cahayensis*): 壳高 2.0 ± 0.2 cm, 体重 2.4 ± 0.3 g。实验开始前在室内驯养至少一周, 驯养期间死亡率低于 5%。

C.2.1.4 实验设计

以室温条件下强制曝气至少 48 h 的自来水作为实验用水, 根据急性毒性实验结果设定 7 个实验组(1 个空白对照组, 6 个浓度组), 镉溶液浓度分别为 0.0 mg/L、0.150 mg/L、0.225 mg/L、0.338 mg/L、0.506 mg/L、0.760 mg/L、1.140 mg/L。每个实验组设置 3 个重复组, 备 21 个容器, 每个容积 2000 mL, 分别放入 1200 mL 溶液, 随机选取 10 个中华圆田螺放入每个容器中。

采用半静态实验方法, 每 4 天定量给每只田螺喂食 10 mg 螺旋藻, 暴露过程中持续曝气, 每 4 d 更换相应浓度的溶液, 每天分别测定各溶液溶解氧、pH 值、温度和镉浓度(从每个浓度梯度的 3 个重复组中等量取样混合后测定镉浓度)。保持溶液温度为 $20 \pm 1^\circ\text{C}$, pH 值为 7.0 ± 0.2 , 溶解氧超过饱和溶解度的 80%, 镉浓度波动不超过 20%。以死亡率作为效应指标, 每天观察并记录螺的附着力、活力及死亡情况, 及时清除死螺。死亡判断标准为用解剖针多次触碰其厣部(螺类介壳口圆片状的盖), 没有反应即认为死亡。

C.2.1.5 数据分布检验

(1) 正态性检验。对每个平行组中华圆田螺的 28 d 死亡率数据分别进行正态分布检验(Shapiro-Wilk 检验);

(2) 单因素方差分析。对每个平行组中华圆田螺的 28 d 死亡率数据进行组间方差齐性检验(Levene 检验)和均值差异分析(One-way ANOVA 分析)。

C.2.1.6 镉对中华圆田螺 28 d 致死的 NOEC 和 LOEC 确定

对于符合正态分布、满足方差齐性且每个平行组间中华圆田螺的 28d 死亡率

均值无显著性差异的数据,进行实验组间中华圆田螺的 28d 死亡率均值差异分析 (Tukey 检验)。与空白对照组相比,中华圆田螺的 28 d 死亡率开始出现显著性差异的实验组浓度为 LOEC,与 NOEC 相邻的更小的实验组镉浓度为 NOEC。

C.2.1.7 数据分析软件

本实验数据分析采用的软件为 IBM SPSS Statistics 23。

C.2.2 实验结果

镉对中华圆田螺 28 d 的慢性毒性实验结果见表 C-4。

数据分布检验结果显示(表 C-5),每个平行组中华圆田螺 28 d 死亡率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间中华圆田螺的 28 d 死亡率均值无显著性差异,满足对实验组间中华圆田螺 28 d 死亡率均值差异分析条件。

实验组间死亡率均值差异分析结果(表 C-6)表明,与空白对照组相比,从 0.225 mg/L 组开始,中华圆田螺 28 d 的死亡率出现显著差异,确定镉对中华圆田螺 28 d 致死的 NOEC 和 LOEC 值分别为 0.225 mg/L 和 0.338 mg/L(表 C-7)。

表 C-4 镉对中华圆田螺 28 d 的慢性毒性实验结果

实验组 (mg/L)	重复组	受试生物数量 (个)	死亡数量 (个)	死亡率 (%)
空白对照	#1	10	0	0
	#2	10	0	0
	#3	10	0	0
0.150	#1	10	1	10
	#2	10	0	0
	#3	10	1	10
0.225	#1	10	2	20
	#2	10	1	10
	#3	10	2	20
0.338	#1	10	3	30
	#2	10	2	20
	#3	10	2	20
0.506	#1	10	3	30
	#2	10	3	30
	#3	10	3	30

实验组 (mg/L)	重复组	受试生物数量 (个)	死亡数量 (个)	死亡率 (%)
0.760	#1	10	2	20
	#2	10	4	40
	#3	10	4	40
1.140	#1	10	4	40
	#2	10	3	30
	#3	10	4	40

表 C-5 镉对中华圆田螺 28 d 的慢性毒性实验数据分布检验结果

内容		检验结果
正态性检验	平行组 A	$P=0.873>0.05$
	平行组 B	$P=0.420>0.05$
	平行组 C	$P=0.591>0.05$
平行组间方差齐性检验		$P=0.777>0.05$
平行组间均值差异分析	平行组 A/B	$P=0.721>0.05$
	平行组 A/C	$P=0.858>0.05$
	平行组 B/C	$P=0.593>0.05$

表 C-6 镉对中华圆田螺 28 d 的慢性毒性实验组间均值差异分析结果

内容		检验结果
实验组间均值差异分析	0.150 mg/L/空白对照	$P=0.831>0.05$
	0.225 mg/L/空白对照	$P=0.060>0.05$
	0.338 mg/L/空白对照	$P=0.006<0.05$
	0.506 mg/L/空白对照	$P=0.001<0.05$
	0.760 mg/L/空白对照	$P=0.000<0.05$
	1.140 mg/L/空白对照	$P=0.000<0.05$

表 C-7 镉对中华圆田螺 28 d 的致死的 NOEC 和 LOEC

暴露时间 (d)	慢性毒性值 (mg/L)		实验水质条件	
	NOEC	LOEC	水体温度 (℃)	水体 pH
28	0.225	0.338	20	7.0