

附件 4

淡水生物水质基准技术报告—铅

（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,“为阐述环境基准制定的具体方法和过程,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—铅》分为7章和2附录:第1章概述了基准推导的基本情况;第2章介绍了国内外淡水生物水质基准的研究进展;第3章介绍了铅的淡水生态环境问题;第4章介绍了淡水生物基准推导所依据的文献和数据的筛选方法和评价结果;第5章介绍了基准的推导方法和推导结果;第6章为基准质量评价情况;第7章为不确定性分析;附录A和B为铅的淡水水质基准推导所用急、慢性毒性数据。

《淡水生物水质基准—铅》由生态环境部法规与标准司组织中国环境科学研究院,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	APHA	美国公共卫生协会	American Public Health Association	—
3	ASTM	美国材料试验协会	American Society for Testing and Materials	—
4	ATV	急性毒性值	acute toxicity value	μg/L
5	AVE	同效应急性值	acute value for the same effect	μg/L
6	BLM	生物配体模型	biotic ligand model	—
7	CAS	美国化学文摘服务社	Chemical Abstracts Service	—
8	CTV	慢性毒性值	chronic toxicity value	μg/L
9	CVE	同效应慢性值	chronic value for the same effect	μg/L
10	EC _x	x%效应浓度	x% effect concentration	μg/L
11	ECOTOX	生态毒性数据库	ECOTOXicology Knowledgebase	—
12	EINECS	欧洲现存商业化学物品目录	European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances	—
13	GLP	良好实验室规范	Good Laboratory Practice	—
14	HC _x	X%物种危害浓度	hazardous concentration for x% of species	μg/L
15	ISO	国际标准化组织	International Organization for Standardization	—
16	LAF	水生生物长期水质基准的评估因子	long-term assessment factor	—
17	LC ₅₀	半数致死浓度	50% of lethal concentration	μg/L
18	LOEC	最低观察效应浓度	lowest observed effect concentration	μg/L
19	LWQC	长期水质基准	long-term water quality criteria	μg/L
20	MATC	最大容许毒物浓度	Maximum Acceptable Toxicant Concentration	μg/L
21	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
22	OECD	经济合作与发展组织	Organization for Economic Cooperation and Development	—
23	SAF	水生生物短期水质基准的评估因子	short-term assessment factor	—
24	SSD	物种敏感度分布	species sensitivity distribution	—
25	SWQC	短期水质基准	short-term water quality criteria	µg/L
26	US EPA	美国国家环境保护局	United States Environmental Protection Agency	—
27	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 铅的环境问题	3
3.1 理化性质	3
3.2 我国淡水环境中铅的浓度水平	4
3.3 铅对淡水生物的毒性	5
3.4 淡水水质参数对铅毒性的影响	6
3.4.1 淡水水质参数对铅毒性的影响规律	6
3.4.2 基于淡水水质参数对铅毒性的校正模型	7
4 资料检索和数据筛选	8
4.1 数据需求	8
4.2 资料检索	9
4.3 数据筛选	10
4.3.1 筛选方法	10
4.3.2 筛选结果	12
4.4 数据评价	13
4.4.1 评价方法	13
4.4.2 评价结果	14
5 基准推导	16
5.1 推导方法	16
5.1.1 毒性数据预处理	16
5.1.2 模型拟合与评价	19
5.1.3 物种危害浓度确定	20
5.1.4 基准定值	20

5.1.5 基准确定与表述	21
5.2 推导结果	21
5.2.1 短期水质基准	21
5.2.2 长期水质基准	28
6 质量评价	34
7 不确定性分析	35
参考文献	37
附录 A 铅对淡水生物的急性毒性数据	44
附录 B 铅对淡水生物的慢性毒性数据	47

1 概述

作为自然界中普遍存在的一类重金属元素，铅具有蓄积性、沿食物链转移富集、污染后不易被发现并难以恢复等特点，是我国地表水环境质量标准（GB 3838—2002）的基本监测项目，同时，铅及其化合物也被列入我国水环境优先控制污染物黑名单。《淡水生物水质基准—铅》依据《淡水生物水质基准推导技术指南》（HJ 831—2022）推导，反映现阶段地表水环境中铅对 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。

本次基准推导过程中，共纳入 2274 篇中英文文献和 2512 条毒性数据库数据，经质量评价后 80 条数据为可靠数据，涉及 43 种淡水生物，基本代表了我国淡水生物区系特征，涵盖了草鱼、鲢等我国淡水生物优势种。在对急性毒性值（ATV）和慢性毒性值（CTV）进行水体硬度校正后，基于物种敏感度分布（SSD）法，推导出铅的短期水质基准（SWQC）和长期水质基准（LWQC），用总铅浓度表示，单位为 $\mu\text{g/L}$ 。

2 国内外研究进展

国内外铅的水质基准研究进展对比见表 1，在一定程度上反映各自国家的国情和区域特征（污染特征、生物区系、环境要素等）。由于水质基准推导方法、物种使用和表达形式的差异，不同国家甚至同一国家在不同时期制定的铅的水质基准也存在一定差异（表 2）。

美国国家环境保护局（US EPA）于 1980 年首次发布基准文件后^[1]，分别于 1984 年和 1993 年进行了 2 次修订更新^[2, 3]。1984 年文件中 US EPA 对短期基准的物种进行了更新，长期基准推导改用急性-慢性比的方法，同时，更新了水质基准的硬度校正方法，即采用协方差分析法获取毒性数据的硬度校正斜率^[2]。加拿大环境部长理事会^[4]、澳大利亚和新西兰环境保护委员会和农业与资源管理委员会^[5]均采用物种敏感度分布法作为水质基准推导的标准方法。

在铅的基准表述方面，不同国家或采用总铅浓度，或采用溶解态铅浓度进行表述。目前：

美国、澳大利亚和新西兰等国家采用溶解态铅浓度进行表述，我国和加拿大采用总铅浓度进行表述，主要理由是：美国对铅基准的表述历经从总铅浓度（1980年）到酸溶性铅浓度（1984年）再到溶解态铅浓度（1993年）的转变，主要考虑到溶解态浓度比总浓度更接近于生物可利用的部分^[6]。

我国和加拿大使用总铅浓度进行表述，主要理由是：总铅不仅包含溶解态铅，还包含当pH、光照、微生物作用等环境条件改变时从颗粒态再度释放为潜在溶解态的铅，虽然颗粒态铅相比于溶解态铅的生物可利用性和毒性较低，但对生物仍构成潜在威胁，故在风险评估中需予以适当考量。尽管这种方法在某些情况下可能导致“过保护”（因其未区分生物可利用性问题），但通常认为优于“欠保护”。因此，采用总铅是推导保守性环境基准的更优选择，以实现最大限度保护水生生物的目的。

我国地表水分布跨越寒温带、中温带、暖温带、北亚热带、中亚热带、南亚热带、热带以及高原气候带，淡水生态系统复杂多样，根据我国淡水环境和生物区系特点，紧密围绕管理需求推导我国淡水生物水质基准，可为我国地表水环境质量标准制修订以及地表水环境风险防控提供技术支撑。

表 1 国内外铅水质基准研究进展

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 ^[4] 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 ^[3] 要求不少于 3 门 8 科；澳大利亚和新西兰 ^[5] 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 淡水生物铅水质基准

国家	制修订时间	形态	水质基准（μg/L）		水体硬度（以CaCO ₃ 计，mg/L）	物种数（个）		推导方法	发布部门
			SWQC	LWQC		SWQC	LWQC		
美国	1980	总铅	74	0.75	50	10	8	毒性百分数排序法	US EPA
			170	3.8	100				
			400	20	200				
	1984	酸溶态铅	34	1.3	50	10	4		
			82	3.2	100				
			197	7.7	200				
	1993	溶解态铅	65	2.5	100				
加拿大	1987	总铅	-	1	50	-	4	毒性百分数排序法	加拿大环境部长理事会
			-	3.18	100				
			-	7	200				
澳大利亚和新西兰	2000	溶解态铅	-	3.4	30	-	9	SSD 法	澳大利亚和新西兰环境保护委员会和农业与资源管理委员会
中国	2025	总铅	91.86	3.156	50	31	16	SSD 法	中华人民共和国生态环境部
			207.5	7.205	100				
			334.3	11.68	150				
			469.0	16.45	200				
			609.7	21.46	250				
			755.5	26.67	300				
			905.6	32.04	350				
			1217	43.22	450				

3 铅的环境问题

3.1 理化性质

铅，元素符号 Pb，为银灰色有光泽的重金属，原子序数为 82，位于元素周期表中第六周期 IVA 族。铅及其化合物的理化性质见表 3。

环境中铅的来源有自然源和人为活动源两类，以人为活动源为主。地壳中天然存在的铅，可随火山飞灰、地面扬尘、森林火灾烟尘及海盐气溶胶等自然现象

而释放到环境中，但自然水平较低。人为活动源主要包括铅矿山的开采，含铅化合物冶炼和生产工厂企业的“三废”排放等。

淡水中的铅通常以溶解态和颗粒态两大类形态存在。其中，溶解态铅包括自由离子形态（如 Pb^{2+} ）以及与配体形成的络合态，络合态又可进一步分为无机络合态和有机络合态。铅的溶解度及其在不同形态间的分配受多种环境因子调控，主要包括 pH、溶解性有机碳（DOC）含量以及水体的离子组成等^[7]。

表 3 铅及其化合物的理化性质

铅及其化合物	铅	硝酸铅	氯化铅	醋酸铅
分子式	Pb	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$	PbCl_2	$\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2$
CAS 号	7439-92-1	10099-74-8	7758-95-4	301-04-2
EINECS 号	231-100-4	233-245-9	231-845-5	206-104-4
物理形态	固态	固态	固态	固态
分子量 (g/mol)	207	331.2	278.1	325.29
密度 (g/cm ³)	11.34	4.53	5.85	3.25
熔点 (°C)	327.4	470	501	75
沸点 (°C)	1740	83	950	280
溶解性	不溶于水	易溶于水	微溶于水	易溶于水
用途	化合物半导体、制冷原件、蓄电池、电缆等	黄色素、媒染剂、收敛剂、增感剂等	用作分析试剂、助剂及焊料等	抗污涂料、水质防护剂、颜料填充剂等

注：资料来源于美国化学文摘数据库（CAS SciFinder[®]）
<https://www.cas.org/zh-hans/solutions/cas-scifinder-discovery-platform/cas-scifinder>.

3.2 我国淡水环境中铅的浓度水平

中国环境监测总站在线公布的全国地表水生态环境监测月度数据显示，近五年（2020 年至 2024 年）以来全国 1940~3641 个地表水国考断面（点位），除个别站位会有浓度波动现象外，铅的浓度总体稳定，符合《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）对五类水的监管要求。

文献检索表明，近年来我国部分地表水中铅的浓度水平具有明显的空间异质性，在一些监测点位上显示出局部铅浓度偏高，详见表 4。

表 4 近年来我国部分地表水中铅含量 (μg/L)

流域名称	采样时间	采样位置	采样数量	检测方法	最小值	最大值	算术平均值	来源
长江流域	2023 年 3 月和 4 月	上中下游	84 个	电感耦合等离子体质谱法	0.01	3.12	0.32	[8]
长江流域	2022 年 4 月	鄱阳湖入长江口	10 个	电感耦合等离子体质谱法	6.1	27.25	14.07	[9]
珠江流域	2021 年 1 月 5 日至 12 日	珠江口	23 个	电感耦合等离子体质谱法	2.43	9.64	4.66	[10]
汾河流域	2020 年 5 月	上中下游	39 个	电感耦合等离子体质谱法	0.14	8.07	2.67	[11]
乌鲁木齐河流域	2020 年 10 月 27 日至 30 日	上中下游	68 个	电感耦合等离子体质谱法	0	6.7	1.92	[12]
渭河流域	2020 年 10 月 21 日至 31 日	关中段上中下游	35 个	电感耦合等离子体质谱法	2.84	3.28	2.93	[13]
清江流域	2019 年 4 月至 10 月	上中下游	33 个	电感耦合等离子体质谱法	2.5	23	6.5	[14]
长江流域	2019 年 10 月中旬	东洞庭湖	10 个	电感耦合等离子体质谱法	2.52	11.25	4.97	[15]
湘江流域	2018 年 10 月下旬	衡阳段上中下游	21 个	电感耦合等离子体质谱法	0.74	13.45	3.64	[16]
沱江流域	2018 年 1 月至 12 月	上中下游	24 个	电感耦合等离子体质谱法	0.04	1.25	0.6	[17]

3.3 铅对淡水生物的毒性

铅对淡水生物的急性毒性主要表现为高浓度短期暴露下的快速生理损伤。例如,鱼类在短期内暴露高浓度铅时,铅离子通过鳃和体表进入体内,干扰酶系统活性并破坏细胞膜结构,可能造成鳃组织损伤、呼吸抑制、神经功能障碍,甚至急性死亡^[18]。此外,短期铅暴露可能改变水生植物细胞的细微结构,抑制光合作用、呼吸作用和酶的活性,使核酸组成发生改变、细胞体积缩小或生长受到抑制^[19]。长期低浓度的铅暴露可导致淡水生物生长迟缓、生殖抑制及免疫系统功能削弱^[20]。铅还能在生物体内累积,通过氧化应激诱导突触损伤和神经递质功能障碍,产生神经毒性^[21]。

基于急性毒性效应测试终点不同,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 50%效应浓

度 (EC_{50}) 和半数致死浓度 (LC_{50}) 等。对铅的淡水生物 ATV 数据分析表明, ATV 数据类型包含生长和存活两类, 本基准以 LC_{50} 和 EC_{50} 作为 ATV 进行水体硬度的校正和同效应急性值 (AVE) 的计算。

基于慢性毒性效应测试终点不同, 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 10% 效应浓度 (EC_{10})、20% 效应浓度 (EC_{20})、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。对铅的淡水生物 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 和 EC_{50} 作为 CTV 进行水体硬度的校正和同效应慢性值 (CVE) 的计算。

3.4 淡水水质参数对铅毒性的影响

3.4.1 淡水水质参数对铅毒性的影响规律

以毒性数据为基础的基准值推导应体现污染物本身与环境因素相互作用的生物有效性。因此, 在进行铅的淡水水质基准推导前, 应对可能影响铅的毒性和水质基准推导的水质参数进行考虑, 如硬度、pH 和溶解有机碳等。这些环境因素可能通过改变水体中铅的形态或物理化学形式来影响其迁移和毒性。硬度、pH 和溶解有机碳等水质参数对铅的毒性影响规律具体分析如下。

水体硬度对铅的生物毒性影响研究最具广泛性, 一般研究认为在较高的水体硬度条件下, 碳酸根、重碳酸根离子与铅离子形成络合态离子或者沉淀, 从而降低其生物有效性, 也有研究表明, 二价铅离子和钙镁离子可以作用于相似的靶点, 产生拮抗作用, 在细胞膜上的竞争吸附可以降低生物对铅离子的吸收^[22, 23]。针对本报告中所收集的不同硬度条件下铅对多种水生生物的急性和慢性毒性数据 (见附录 A 和 B) 进行分析, 结果表明, 总体上, 随着水体硬度的增加, 铅的化合物的生物毒性作用显著降低, 鱼类和甲壳类等不同类群的淡水生物对硬度变化表现出相似的响应规律。例如, 短期暴露下, 大型蚤在水体硬度 4.6 mg/L 水平下的 LC_{50} 为 1880 $\mu\text{g/L}$, 而在硬度 250.5 mg/L 水平下的 LC_{50} 升高至 167000 $\mu\text{g/L}$; 鲫在硬度 10 mg/L 水平下的 LC_{50} 为 11590 $\mu\text{g/L}$, 而在硬度 250.5 mg/L 水平下的

LC₅₀ 升高至 166600 µg/L, 毒性均大幅度降低。在长期暴露下, 当硬度从 52 mg/L 升至 151 mg/L 时, 大型蚤的 MATC 从 12.26 µg/L 升至 128.1 µg/L, 毒性降低, 相较而言, 铅对藻类如近头状伪蹄形藻的慢性效应则未表现出显著的硬度依赖性, 当硬度从 24 mg/L 升至 112 mg/L 时, EC₅₀ 仅从 26.6 mg/L 升高至 39.7 mg/L, 提示其慢性毒性可能更多受到其他理化参数 (如 pH、营养盐浓度等) 调节。

除硬度之外, DOC 和 pH 也被证明是影响铅毒性和水质基准的可能因素。低 pH 值 (酸化环境) 下, 水中铅主要以游离 Pb²⁺ 形式存在, 毒性增强; 而中高 pH 值条件下, 铅易与碳酸根、氢氧根形成沉淀或络合物, 溶解 Pb²⁺ 减少, 毒性降低^[24]。在针对模糊网纹蚤的 7 天慢性毒性试验表明, 在 pH=7.2 时铅的 EC₂₀ 约为 45 mg/L, 而当 pH 降低至 6.4 时, EC₂₀ 降至 3.9 mg/L, 酸化条件显著增强了铅毒性^[25]。也有研究表明 pH 是影响绿藻和水蚤对铅的生物利用度的重要因素^[26, 27]。此外, DOC 含量增加可显著降低铅的生物可利用性, 淡水中的腐殖酸、富里酸等有机配体可与 Pb²⁺ 形成配合物, 束缚游离 Pb²⁺, 降低其毒性^[28]。在上述针对模糊网纹蚤的慢性毒性试验中, 当水体 DOC 提高至约 35 mg/L 时, 铅的 7 天 EC₂₀ 由数十 mg/L 上升到 523 mg/L, 表明 DOC 丰度的升高能显著提高毒性阈值, 缓解铅毒性^[25]。然而由于获取的毒性数据有限, 无法具体判断溶解性有机碳、温度和 pH 等水质参数对铅毒性的影响规律。

3.4.2 基于淡水水质参数对铅毒性的校正模型

目前, 欧美等国在制定淡水水质基准时, 已广泛采用生物配体模型 (BLM) 或回归分析方法, 实现对重金属等污染物毒性的水质参数修正, 包括 pH、硬度和 DOC 等因子的调节作用。例如, 美国 2007 年发布的铜的淡水水质基准和欧盟 2011 年发布的镍的淡水水质基准中均使用 BLM 模型进行了水质参数毒性校正^[29, 30]。美国 2016 年发布的镉的淡水水质基准使用协方差分析模型实现了基于硬度的毒性校正^[31], 2018 年发布的铝的淡水水质基准使用多元线性回归模型实现了针对不同类群生物的水质参数毒性校正^[32]。我国近年来也相继开展了氨氮、镉等污染物的水质基准研究, 并初步实现了水质参数的校正建模^[33, 34]。

本研究收集整理了多种淡水物种在不同硬度条件下的铅毒性数据, 涵盖急性和慢性毒性终点, 包括 LC₅₀、EC₅₀、NOEC、LOEC、MATC 等指标。数据分析

结果显示，硬度通常对铅的毒性具有负调节作用，即随着水体硬度的升高，铅的毒性显著下降。该规律在鱼类和甲壳类等代表性淡水生物中表现一致。基于上述数据特征与毒性趋势，本研究选择一元线性回归模型作为硬度对铅毒性校正的建模方法。具体做法为：以水体硬度为自变量，以对应生物毒性终点的对数值为因变量，建立线性关系模型。结果表明，无论在急性毒性数据还是慢性毒性数据中，铅毒性均随硬度呈现出清晰的正向变化趋势，线性回归模型拟合度良好，具备应用于实际水质基准校正的可行性和科学性。

地表水水体硬度未纳入我国地表水水体监测。参考第三次全国地表水水质评价结果，我国地表水水体硬度< 150 mg/L、150 ~ 300 mg/L、300 ~ 450 mg/L、> 450 mg/L 的水面积占我国地表水总面积的比例分别为 42%、34%、11%、13%^[35]。本次基准推导将水体硬度（以 CaCO₃ 计）分为 50 mg/L、100 mg/L、150 mg/L、200 mg/L、250 mg/L、300 mg/L、350 mg/L、450 mg/L 八个等级，分别计算铅对淡水生物的 SWQC 及 LWQC。

4 资料检索和数据筛选

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等污染物基本信息、污染物毒性数据和受试生物等信息，详见表 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		硝酸铅、氯化铅、醋酸铅
	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
		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

数据类别			具体指标
污染物毒性数据	试验条件	暴露时间	以天或小时计
		水体硬度	硬度值；钙、镁离子浓度
	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 、EC ₅₀ 等
			慢性：NOEC、LOEC、NOEL、LOEL、MATC、EC ₁₀ 、EC ₂₀ 、EC ₅₀ 、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

本次基准推导使用的数据主要来自英文毒性数据库和中英文文献数据库。英文毒性数据库和中英文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，进行铅毒性数据检索，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库； 2) 剔除不包含毒性实验暴露时间的数据库； 3) 剔除不包含实验用水硬度值，且无法根据给定条件计算出水体硬度值的数据库	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库； 2) 剔除理论方法学论文数据库	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 毒性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: Lead; 暴露介质: Freshwater; 毒性效应测试终点: EC ₅₀ 或 LC ₅₀	化合物名称: Lead; 暴露介质: Freshwater; 毒性效应测试终点: NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC 或 EC ₁₀ 或 EC ₂₀ 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀
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	题名: 铅或 lead 或 Pb 或 Pb ²⁺ 或 Pb(II); 主题: 毒性; 期刊来源类别: 核心期刊	题名: 铅或 lead 或 Pb 或 Pb ²⁺ 或 Pb(II); 主题: 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: Lead 或 Pb 或 Pb ²⁺ 或 Pb(II); 主题: Toxicity 或 Ecotoxicity 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀	题名: Lead 或 Pb 或 Pb ²⁺ 或 Pb(II); 主题: Toxicity 或 Ecotoxicity 或 NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC 或 EC ₁₀ 或 EC ₂₀ 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀

表 8 毒性数据和文献检索结果

数据库类型	数据类型	数据合文献量	合计
毒性数据库	急性毒性	922 条	2512 条
	慢性毒性	1590 条	
文献数据库	急性毒性	1937 篇	2274 篇
	慢性毒性	337 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上述毒性数据库的数据筛选及中英文文献数据的提取和筛选，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) 物种依据《中国动物志》^[36]、《中国大百科全书》^[37]、《中国生物物种名录》^[38]和《中国外来入侵生物》^[39]等进行筛选； b) 受试物种能够反映我国淡水生物区系特征，能够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； c) 受试物种能够被驯养、繁殖并获得足够的数量，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实验； d) 受试物种对污染物质具有较高的敏感性及其毒性反应的一致性； e) 污染物对受试物种的毒性效应具有标准的测试方法或测试方法较为成熟； f) 受试物种在人工驯养、繁殖时能够保持遗传性状稳定； g) 当采用野外捕获物种进行毒性测试时，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； h) 有害的外来入侵物种不作为受试物种，其他对我国自然生态系统有明确危害的淡水生物也不作为受试物种； i) 对于我国珍稀或濒危物种、特有物种，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； j) 单细胞动物和微生物（微藻除外）不作为受试生物。
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 EC₅₀ 和 LC₅₀ 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、EC₁₀、EC₂₀、NOEC、LOEC、EC₅₀ 和 LC₅₀ 等。
	实验设计	a) 实验设计依据国家或国际标准毒性测试方法（GB/T 13266、GB/T 13267、GB/T 21805、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、OECD 235 等），其次参考其他标准组织或国家的相关文献，否则对实验设计进行详细说明； b) 实验设置空白对照组，必要时需设置阳性对照组。尽量避免使用助溶剂或分散剂。如需使用，则设置溶剂对照组，其浓度不能超过 0.1 mL/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实验结果有显著影响； c) 实验组浓度按照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、慢性毒性实验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。
	受试物	a) 明确铅的准确名称及 CAS 号。当铅为无机盐时，说明实验结果的受试物化学形态或名称； b) 铅纯度一般大于 95%，否则应进行专家判断，并根据受试物纯度对实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) 说明受试生物的拉丁名、开展暴露实验的生命阶段、来源（实验室、养殖基地、野外），野外获取的说明获取物种的具体地理位置； b) 实验开始前，将受试生物在实验条件下进行驯养，标准受试生物在驯养期间的死亡率符合测试方法要求，非标准受试生物的驯养死亡率≤10%。

项目	筛 选 原 则
暴露条件	a) 对于高挥发性、易水解或降解的受试物，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) 实验系统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) 实验稀释用水应依据标准毒性测试方法配制或使用经曝气 24 h 以上的自来水，不能以蒸馏水或去离子水直接作为实验稀释用水； d) 毒性实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) 一般在急性实验期间不能喂食，除非有证据表明喂食不会影响最终的实验结果； f) 急性毒性试验可采用流水式、半静态或静态暴露方式，慢性毒性实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： 1) 动物适宜的暴露时间：轮虫为 24 h 左右，溞类和摇蚊为 48 h 左右，其他物种为 96 h 左右； 2) 植物适宜的暴露时间：96 h 左右； h) 对于慢性毒性数据： 1) 动物适宜的暴露时间：轮虫为大于等于 48 h，其他动物为大于等于 21 d 或覆盖一个敏感生命阶段； 2) 植物适宜的暴露时间：大于等于 21 d 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）等变化范围符合标准毒性测试方法的规定，对照组微藻在 72 h 内的生长率通常不应低于 16 倍，动物存活率通常应≥90%； b) 选用与生物存活、生长、繁殖等重要终点相关的实验数据，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，实验结果具有统计学意义； c) 当同一物种的同一毒性终点实验数据之间相差 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。
数据优先性	a) 效应指标：急性毒性数据通常为 LC₅₀ 或 EC₅₀，不区分优先性；慢性毒性数据的优先性为 MATC > EC₂₀ > EC₁₀ = NOEC > LOEC > EC₅₀ > LC₅₀； 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。 e) 对于某组数据，当不同的数据优先性判定原则出现交叉时，一般按照效应指标、生命阶段、溶液浓度实测情况、暴露方式的顺序，结合专家经验综合确定数据优先性，判断为非优先的数据不用于推导基准。

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 188 条，其中急性数据 102 条，慢性数据 86 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	无水体 硬度	暴露时间 不符	化合物 不符	物种 不符	优先性 筛选	
毒性数据库	ATV	922	15	21	537	178	28	74	5	64
	CTV	1590	44	105	1100	261	0	4	22	54
中文文献数据库	ATV	319	31	185	63	10	0	0	6	24
	CTV	271	33	143	77	0	0	0	15	3
英文文献数据库	ATV	1691	16	1450	131	4	0	61	15	14
	CTV	89	0	21	37	2	0	0	0	29
合计		4882	139	1925	1945	455	28	139	63	188

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；
- 试验过程和试验结果的描述应详细；
- 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：

- 1 种硬骨鱼纲鲤科鱼；
- 1 种硬骨鱼纲非鲤科鱼；
- 1 种浮游动物；
- 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 10 中筛选得到的 102 条急性毒性数据和 86 条慢性毒性数据进行可靠性评价。经可靠性评价, 共有 80 条数据可用于基准推导 (见表 11), 其中:

急性毒性数据 44 条 (见附录 A), 涉及 31 个物种 (见表 12); 慢性毒性数据 36 条 (见附录 B), 涉及 16 个物种 (见表 13)。

铅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 11 条用于基准推导的水生植物毒性数据, 包括 3 条青萍毒性数据 (附录 A) 和 8 条藻类毒性数据 (附录 B)。其中青萍毒性数据终点为 EC_{50} , 暴露时间为 7 天, 纳入短期基准计算; 藻类毒性数据终点为 EC_{50} , 暴露时间为 3~4 天, 跨越了至少一个世

代，纳入长期基准计算。

鉴于这些数据满足 HJ 831—2022 中“6.4.2 最少毒性数据需求”（见表 22），本次基准推导不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	数据产生过程完全符合标准毒性测试方法	22	29	51
限制可靠	数据产生过程不完全符合相关标准毒性测试方法，但试验程序翔实、可靠，有充足的证据证明数据可用	22	7	29
不可靠	数据产生过程与相关标准毒性测试方法有冲突或矛盾，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	73	25	98
不确定	没有提供足够的试验细节，无法判断数据可靠性	6	4	10
合 计		123	65	188

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	中华倒刺鲃	2	17	隆线鲻	1
2	鲫	2	18	模糊网纹鲻	1
3	鲢	2	19	蚤状钩虾	1
4	露斯塔野鲮	2	20	罗氏沼虾	1
5	鲤	1	21	夹杂带蚯蚓	1
6	草鱼	1	22	瘤拟黑螺	1
7	银鲫	1	23	无褶螺	1
8	麦瑞加拉鲮	1	24	伸展双叶摇蚊	1
9	虹鳟	4	25	爪哇摇蚊	1
10	大口鲈	2	26	大形狭长介虫	1
11	黄颡鱼	2	27	三角涡虫	1
12	胭脂鱼	2	28	哑口仙女虫	1

序号	物种名称	毒性数据 (条)	序号	物种名称	毒性数据 (条)
13	高体鳊	1	29	水栉水虱	1
14	孔雀胎鳉	1	30	黑眶蟾蜍	1
15	大型蚤	2	31	青萍	3
16	蚤状蚤	1			

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	中华倒刺鲃	2	9	伸展双叶摇蚊	2
2	虹鳟	9	10	月形腔轮虫	1
3	斑点叉尾鮰	2	11	尖角腔轮虫	1
4	亚东鱥	1	12	黑斑侧褶蛙	1
5	大型蚤	3	13	近头状伪蹄形藻	2
6	萼花臂尾轮虫	2	14	普通小球藻	2
7	四齿腔轮虫	2	15	铜绿微囊藻	2
8	静水椎实螺	2	16	梅尼小环藻	2

5 基准推导

5.1 推导方法

5.1.1 毒性数据预处理

5.1.1.1 水体硬度校正

水体硬度校正分为毒性—水体硬度斜率拟合和水体硬度校正毒性值计算两个步骤，其中：毒性—水体硬度斜率拟合见公式（1）和公式（2）；水体硬度校正毒性值计算见公式（3）和公式（4）。

$$\lg(ATV) = K_A \lg(H_A) + C_A \quad (1)$$

$$\lg(CTV) = K_C \lg(H_C) + C_C \quad (2)$$

$$ATV_H = 10^{K_A \times \lg(H) + \lg(ATV) - K_A \times \lg(H_A)} \quad (3)$$

$$CTV_H = 10^{K_C \times \lg(H) + \lg(CTV) - K_C \times \lg(H_C)} \quad (4)$$

式中：ATV—水体硬度校正前急性毒性值，计算时不区分 LC₅₀ 和 EC₅₀，见附录 A，μg/L；

CTV—水体硬度校正前慢性毒性值，计算时不区分 NOEC、LOEC、MATC 和 EC₅₀，见附录 B，μg/L；

ATV_H—水体硬度校正后急性毒性值，μg/L；

CTV_H—水体硬度校正后慢性毒性值，μg/L；

K_A—急性毒性—水体硬度斜率，无量纲；

K_C—慢性毒性—水体硬度斜率，无量纲；

H_A—水体硬度校正前 ATV 对应水体硬度值，见附录 A，mg/L；

H_C—水体硬度校正前 CTV 对应水体硬度值，见附录 B，mg/L；

C_A—急性毒性常数，为截距，无量纲；

C_C—慢性毒性常数，为截距，无量纲；

H—水体硬度值(以 CaCO₃ 计)，取值分别为 50 mg/L, 100 mg/L, 150 mg/L, 200 mg/L, 250 mg/L, 300 mg/L, 350 mg/L, 450 mg/L。

5.1.1.2 同效应急/慢性值计算

5.1.1.2.1 同效应急急性值计算

本报告获得的急性毒性数据包括 LC₅₀ 和 EC₅₀，分物种将 EC₅₀（不包括致死效应）作为生长类 ATV，将 LC₅₀ 和致死类 EC₅₀ 作为存活类 ATV，分别代入公式（5）计算在指定水体硬度条件下，各物种的生长类 AVE 和存活类 AVE。

$$AVE_{H,i,k} = \sqrt[m]{(ATV_H)_{i,k,1} \times (ATV_H)_{i,k,2} \times \dots \times (ATV_H)_{i,k,m}} \quad (5)$$

式中：AVE—指定水体硬度 H 下的同效应急急性值，μg/L 或 mg/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_H —水体硬度校正后的急性毒性值， $\mu\text{g/L}$ 或 mg/L ；

H —水体硬度值(以 CaCO_3 计)，取值分别为 50 mg/L , 100 mg/L , 150 mg/L , 200 mg/L , 250 mg/L , 300 mg/L , 350 mg/L , 450 mg/L 。

取生长类 AVE 和存活类 AVE 中数值较小的 AVE 纳入后续计算。

5.1.1.2.2 同效应慢性值计算

本报告获得的慢性毒性数据包括 NOEC、LOEC、MATC 和 EC_{50} 四种形式，计算 CVE 时，用公式 (6) 分物种计算获得 MATC，再统一将 MATC 作为 CTV 纳入计算。获得的动物慢性毒性数据中，亚东鱧和黑斑侧褶蛙的毒性数据只有 LOEC，尖角腔轮虫和月形腔轮虫的毒性数据只有 NOEC，获得的植物慢性毒性数据中，4 种藻类的毒性数据均为 EC_{50} ，计算 CVE 时，直接作为 CTV 纳入计算。

$$\text{MATC}_{i,z} = \sqrt{\text{NOEC}_{i,z} \times \text{LOEC}_{i,z}} \quad (6)$$

式中：MATC—最大允许浓度， $\mu\text{g/L}$ 或 mg/L ；

NOEC—无观察效应浓度， $\mu\text{g/L}$ 或 mg/L ；

LOEC—最低观察效应浓度， $\mu\text{g/L}$ 或 mg/L ；

i —某一物种，无量纲；

z —某一毒性效应，无量纲。

依据公式 (7)，在指定水体硬度条件下，计算该效应的同效应慢性值 CVE。

$$\text{CVE}_{H,i,j} = \sqrt[n]{(\text{CTV}_H)_{i,j,1} \times (\text{CTV}_H)_{i,j,2} \times \dots \times (\text{CTV}_H)_{i,j,n}} \quad (7)$$

式中：CVE—同效应慢性值， $\mu\text{g/L}$ 或 mg/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_H —水体硬度校正后的慢性毒性值， $\mu\text{g/L}$ 或 mg/L ；

H —水体硬度值(以 CaCO_3 计)，取值分别为 50 mg/L , 100 mg/L , 150 mg/L , 200 mg/L , 250 mg/L , 300 mg/L , 350 mg/L , 450 mg/L 。

取生长类 CVE、繁殖类 CVE 和存活类 CVE 中数值最小的 CVE 纳入后续计算。

5.1.4 AVE 和 CVE 的对数转换

将得到的 $AVE_{H,i,k}$ 和 $CVE_{H,i,j}$ 分别取常用对数，得到 $\lg(AVE_{H,i,k})$ 和 $\lg(CVE_{H,i,j})$ 。

5.1.2 模型拟合与评价

将 $\lg(AVE_{H,i,k})$ 和 $\lg(CVE_{H,i,j})$ 从小到大进行排序，确定其秩次 R (数值最小的秩次为 1，次之秩次为 2，依次排列，如果有两个或两个以上物种的数值相同，将其任意排成连续秩次)，依据公式 (8) 分别计算物种的急性和慢性累积频率 F_R 。

$$F_R = \frac{\sum_{i=1}^R f}{N+1} \times 100\% \quad (8)$$

式中： F_R —累积频率；

R —毒性值得秩次，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。

分别以 $\lg(AVE_{H,i,k})$ 和 $\lg(CVE_{H,i,j})$ 作为自变量 x ，以对应的累积频率 F_R 为因变量 y ，利用正态分布模型、对数正态分布模型、逻辑斯谛模型、对数逻辑斯谛模型进行 SSD 模型拟合，拟合时使用软件为“国家生态环境基准计算软件 物种敏感度分布法 (1.0 版)”。

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) A-D 检验的概率 P 值。 $P > 0.05$, 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。

5.1.3 物种危害浓度确定

根据确定的最优拟合模型, 取 y 值为 5%、10%、25%、50%、75%、90% 和 95%, 计算获得对应的 x 值, 则 x 的反常用对数 (10^x) 即为对应的长期和短期物种危害浓度 HC_5 、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 和 HC_{95} 。

5.1.4 基准定值

利用公式 (9) 和公式 (10) 进行基准外推, 分别计算获得短期和长期的水生生物水质基准。

$$SWQC = \frac{SHC_5}{SAF} \quad (9)$$

式中: SWQC—淡水生物短期水质基准, $\mu\text{g/L}$;

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—短期基准的评估因子, 无量纲。

$$LWQC = \frac{LHC_5}{LAF} \quad (10)$$

式中: LWQC—淡水生物长期水质基准, $\mu\text{g/L}$;

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—长期基准的评估因子, 无量纲。

AF 的数值根据推导基准所用数据的数量、受试物种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，一般取值为 3。特殊情况下（如藻类所占比例超过 50%、SSD 曲线尾部拟合较差等）由专家判断确定。

5.1.5 基准确定与表述

- a) 按照本标准推导出的水质基准包括短期水质基准和长期水质基准；
- b) 结合专业判断，确保短期水质基准和长期水质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）的最小的 AVE 和 CVE，否则，应以最敏感重要淡水物种的最小的 AVE 或 CVE 作为短期水质基准或长期水质基准；
- c) 淡水生物水质基准取值依据污染物毒性和仪器检出限等信息综合确定，一般保留 2~4 位有效数字，单位为 $\mu\text{g/L}$ 或 mg/L ，特殊情况下根据实际情况处理，必要时，可采用科学计数法进行表达；
- d) 淡水生物水质基准表述内容包括水质基准、 HC_5 和评估因子，如污染物毒性受水质参数影响，表述内容还应包括与基准对应的水质参数信息。

5.2 推导结果

5.2.1 短期水质基准

5.2.1.1 水体硬度校正

对附录 A 中每条数据的 ATV 和对应水体硬度值分别取常用对数，利用公式（1）进行线性拟合，得到公式 $\lg(\text{ATV})=1.176 \times \lg(H_A)+1.705$ ，急性毒性—水体硬度斜率 K_A 为 1.176，决定系数 R^2 为 0.2588，统计上显著相关（ $P<0.05$ ），见图 1。

依据公式（3），对每条毒性数据进行水体硬度校正，分别获得水体硬度 H 为 50 mg/L ，100 mg/L ，150 mg/L ，200 mg/L ，250 mg/L ，300 mg/L ，350 mg/L 和 450 mg/L 时的 ATV_H ，见附录 A。

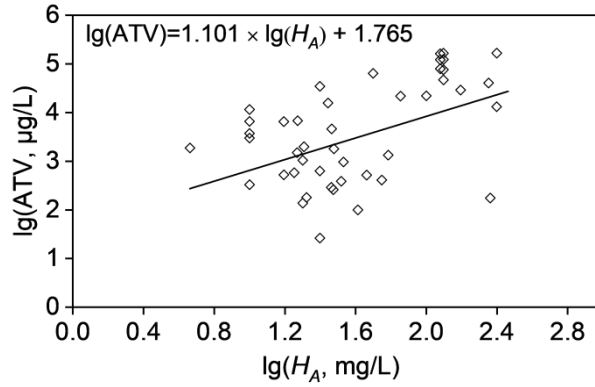


图 1 急性毒性值与水体硬度的线性关系

5.2.1.2 同效应急性值计算

利用公式（5）计算指定水体硬度下的 $AVE_{H,i,k}$ ，将其中数值较小的 $AVE_{H,i,k}$ 纳入后续计算，取常用对数后得到 $\lg(AVE_{H,i,k})$ ，结果见表 14。

5.2.1.3 模型拟合与评价

利用公式（8）计算物种的急性累积频率 F_R ，见表 14。

模型拟合结果如表 15 所示。指定水体硬度条件下，通过 RMSE 和 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 2。

5.2.1.4 短期物种危害浓度

根据逻辑斯蒂分布模型，受短期污染影响物种的累积频率达到 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95% 时对应的物种危害浓度 HC_5 （即 SHC_5 ）、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 、 HC_{95} 值结果见表 16。

5.2.1.5 短期水质基准定值

对于短期水质基准，由于基准推导所用毒性数据物种数（31）大于 15，受试生物涵盖 6 门 21 科，且 SSD 曲线尾部拟合良好（见图 2），因此 SAF 取值为 2；表 16 中不同硬度水质条件下 SHC_5 除以评估因子 SAF（2），得到不同硬度水质条件下的短期水质基准（SWQC），详见表 17，表示对 95% 的中国淡水生物及其生态功能不产生急性有害效应的水体中铅最大浓度（以任何 1 小时的算术平均浓度计）。

5.2.1.6 短期水质基准确定与表述

本次推导确定铅的不同硬度条件下的淡水 SWQC 详见表 17，基于重要淡水物种和仪器检出限等考虑最终确定基准。

(1) 关于重要淡水物种

本报告在推导铅的淡水 SWQC 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）》^[40]判断经济价值高的物种。依据 IUCN 名录^[41]和国家重点保护野生动物名录^[42]判断濒危物种。其中短期基准推导中使用了我国水生经济物种草鱼、鲢、中华倒刺鲃、鲤、鲫、黄颡鱼和大口鲶，我国二级保护野生动物胭脂鱼，以及 IUCN 名录中的近危物种鲢和易危物种鲤。然而，不同硬度条件下的 SWQC 均小于这些物种在不同硬度条件下的最小 AVE。

(2) 关于仪器检出限

根据《水质 65 种元素的测定 电感耦合等离子体质谱法》（HJ 700—2014），淡水中铅的方法检出限为 0.09 $\mu\text{g/L}$ ^[43]。

因此，铅的 SWQC 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）的最小的 AVE，SWQC 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 17，保留 4 位有效数字。

表 14 同效应急性值及累积频率

物种名称	AVE ($\mu\text{g/L}$)								R	f (个)	$F_R(\%)$
	$H_A=50$	$H_A=100$	$H_A=150$	$H_A=200$	$H_A=250$	$H_A=300$	$H_A=350$	$H_A=450$			
蚤状钩虾	29.08	65.71	105.9	148.5	193.0	239.2	286.7	385.3	1	1	3.125
模糊网纹溞	59.65	134.8	217.1	304.5	395.9	490.6	588.1	790.3	2	1	6.250
罗氏沼虾	126.3	285.3	459.7	644.7	838.2	1039	1245	1673	3	1	9.375
青萍	499.3	1128	1817	2549	3314	4106	4923	6615	4	1	12.50
蚤状溞	573.6	1296	2088	2928	3807	4717	5655	7599	5	1	15.63
虹鳟	814.5	1840	2965	4158	5406	6699	8030	10791	6	1	18.75
胭脂鱼	1024	2313	3726	5226	6794	8419	10092	13562	7	1	21.88
无褶螺	1063	2401	3868	5425	7053	8740	10477	14079	8	1	25.00
哑口仙女虫	1942	4389	7070	9917	12892	15975	19151	25736	9	1	28.13
高体鳊鲂	1993	4504	7255	10176	13230	16394	19652	26410	10	1	31.25
大形狭长介虫	2066	4667	7518	10545	13710	16988	20364	27367	11	1	34.38
隆线溞	3071	6939	11178	15678	20382	25256	30276	40686	12	1	37.50
夹杂带丝蚓	3282	7416	11947	16757	21785	26994	32360	43487	13	1	40.63
黑眶蟾蜍	4799	10843	17467	24499	31851	39467	47312	63580	14	1	43.75
孔雀胎鲮	5738	12964	20884	29292	38081	47188	56566	76017	15	1	46.88
银鲫	7608	17190	27693	38841	50497	62572	75008	100800	16	1	50.00
露斯塔野鲮	8225	18585	29939	41992	54592	67647	81092	108976	17	1	53.13

物种名称	AVE (μg/L)								R	f (个)	$F_R(\%)$
	$H_A=50$	$H_A=100$	$H_A=150$	$H_A=200$	$H_A=250$	$H_A=300$	$H_A=350$	$H_A=450$			
麦瑞加拉鲮	14347	32417	52222	73245	95224	117995	141446	190084	18	1	56.25
三角涡虫	15993	36137	58214	81650	106151	131535	157678	211897	19	1	59.38
大口鲈	19544	44160	71139	99779	129719	160739	192686	258943	20	1	62.50
瘤拟黑螺	21654	48927	78820	110551	143724	178093	213490	286900	21	1	65.63
草鱼	24757	55938	90114	126392	164318	203612	244080	328010	22	1	68.75
中华倒刺鲃	25025	56543	91088	127758	166095	205813	246719	331555	23	1	71.88
爪哇摇蚊	25633	57919	93304	130867	170135	210820	252721	339622	24	1	75.00
黄颡鱼	27105	61244	98662	138381	179905	222925	267232	359123	25	1	78.13
大型蚤	27940	63130	101700	142642	185445	229790	275461	370181	26	1	81.25
鲢	42894	96918	156130	218985	284696	352776	422891	568306	27	1	84.38
鲤	57861	130737	210611	295399	384039	475875	570456	766612	28	1	87.50
水栉水虱	64100	144834	233320	327251	425448	527186	631965	849273	29	1	90.63
鲫	66052	149244	240425	337215	438403	543239	651209	875133	30	1	93.75
伸展双叶摇蚊	78337	177001	285141	399933	519941	644275	772326	1037897	31	1	96.88

表 15 短期水质基准模型拟合结果

水体硬度(以 CaCO_3 计, mg/L)	拟合模型	RMSE	P 值(A-D 检验)
50	正态分布模型	0.0555	>0.05
	对数正态分布模型	0.0770	<0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0512	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0561	<0.05
100	正态分布模型	0.0555	>0.05
	对数正态分布模型	0.0740	<0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0512	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0554	<0.05
150	正态分布模型	0.0555	>0.05
	对数正态分布模型	0.0726	<0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0512	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0550	<0.05
200	正态分布模型	0.0555	>0.05
	对数正态分布模型	0.0718	<0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0512	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0548	>0.05
250	正态分布模型	0.0555	>0.05
	对数正态分布模型	0.0712	<0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0512	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0547	>0.05
300	正态分布模型	0.0555	>0.05
	对数正态分布模型	0.0707	<0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0512	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0546	>0.05
350	正态分布模型	0.0555	>0.05
	对数正态分布模型	0.0703	<0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0512	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0545	>0.05
450	正态分布模型	0.0555	>0.05
	对数正态分布模型	0.0698	<0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0512	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0544	>0.05

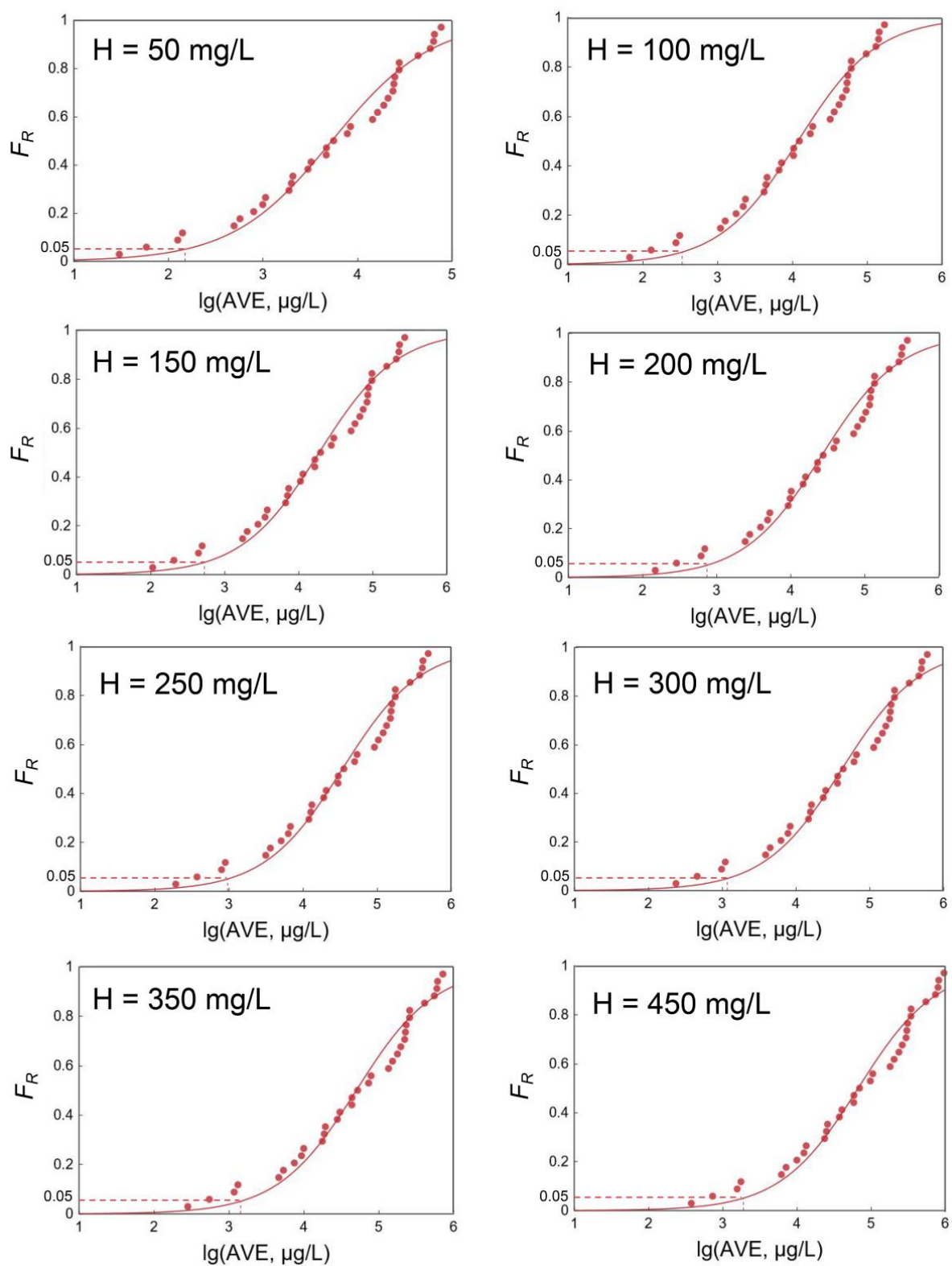


图 2 对数急性毒性—累积频率的逻辑斯谛分布模型拟合曲线 (H 为水体硬度)

表 16 铅对淡水生物的短期物种危害浓度

水体硬度(以 CaCO_3 计, mg/L)	HC_x ($\mu\text{g/L}$)						
	SHC_5	HC_{10}	HC_{25}	HC_{50}	HC_{75}	HC_{90}	HC_{95}
50	183.7	446.9	1651	6102	22546	83309	202655
100	415.1	1010	3731	13787	50943	188236	457898
150	668.7	1627	6011	22210	82066	303240	737652
200	937.9	2282	8430	31151	115104	425319	1034617
250	1219	2966	10960	40498	149644	552944	1345073
300	1511	3675	13581	50183	185428	685169	1666722
350	1811	4406	16280	60156	222282	821348	1997985
450	2434	5921	21878	80842	298716	1103777	2685013

表 17 铅的淡水生物短期水质基准

水体硬度(以 CaCO_3 计, mg/L)	SHC_5 ($\mu\text{g/L}$)	评估因子	SWQC ($\mu\text{g/L}$)
50	183.7	2	91.86
100	415.1	2	207.5
150	668.7	2	334.3
200	937.9	2	469.0
250	1219	2	609.7
300	1511	2	755.5
350	1811	2	905.6
450	2434	2	1217

5.2.2 长期水质基准

5.2.2.1 水体硬度校正

对附录 B 中每条数据的 CTV 和对应水体硬度值分别取常用对数, 利用公式 (2) 进行线性拟合, 得到公式 $\lg(\text{CTV})=1.191 \times \lg(\text{HC})+0.1971$, 慢性毒性—水体硬度斜率 K_C 为 1.191, 决定系数 R^2 为 0.248, 统计上显著相关 ($P<0.05$), 见图 3。

依据公式(4), 对每条毒性数据进行水体硬度校正, 分别获得水体硬度 H 为 50 mg/L, 100 mg/L, 150 mg/L, 200 mg/L, 250 mg/L, 300 mg/L, 350 mg/L, 450 mg/L 时的 CTV_H , 见附录 B。

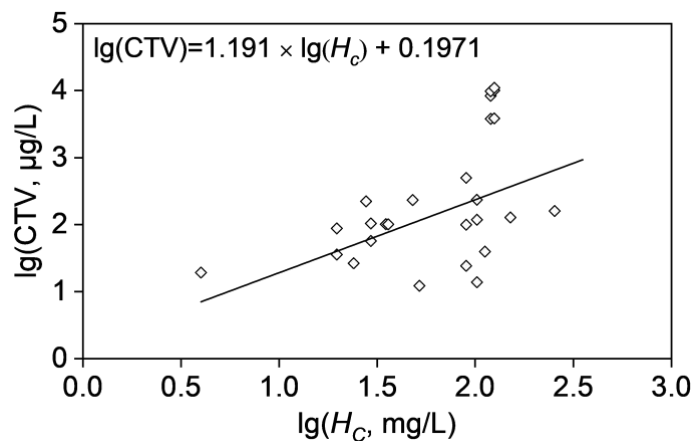


图 3 慢性毒性值与水体硬度的线性关系

5.2.2.2 同效应慢性值计算

利用公式（7）计算指定水体硬度下的 $CVE_{H,ij}$ ，将其中数值较小的 $CVE_{H,ij}$ 纳入后续计算，取常用对数后得到 $lg(CVE_{H,ij})$ ，结果见表 18。

5.2.2.3 模型拟合与评价

利用公式（8）计算物种的慢性累积频率 F_R ，见表 18。

模型拟合结果如表 19 所示。指定水体硬度条件下，通过 RMSE 和 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 4。

5.2.2.4 长期物种危害浓度

根据正态分布模型，受短期污染影响物种的累积频率达到 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95% 时对应的物种危害浓度 HC_5 （即 LHC_5 ）、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 、 HC_{95} 值结果见表 20。

5.2.2.5 长期水质基准

表 20 中不同硬度水质条件下 HC_5 除以评估因子 2，得到铅的长期水质基准 (LWQC)，详见表 21，表示对 95% 的中国淡水生物及其生态功能不产生慢性有害效应的水体中铅最大浓度（以连续 4 个自然日的日均浓度的算术平均浓度计）。

对于长期水质基准，由于基准推导所用毒性数据物种数（16）大于 15，受试生物涵盖 7 门 13 科，且 SSD 曲线尾部拟合良好（见图 4），因此 LAF 取值为 2；表 20 中不同

硬度水质条件下 LHC_5 除以评估因子 LAF (2)，得到不同硬度水质条件下长期水质基准国家推荐值 (LWQC)，详见表 21，表示对 95% 的中国淡水生物及其生态功能不产生慢性有害效应的水体中铅最大浓度 (以任何 1 小时的算术平均浓度计)。

5.2.2.6 长期水质基准确定与表述

本次推导确定铅的不同硬度条件下的淡水 LWQC 详见表 21，基于重要淡水物种和仪器检出限等考虑最终确定基准。

(1) 关于重要淡水物种

本报告在推导铅的淡水 LWQC 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)》^[44] 判断经济价值高的物种。依据 IUCN 名录^[44] 和国家重点保护野生动物名录^[55] 判断濒危物种。其中长期基准推导中使用了我国水生经济物种中华倒刺鲃以及 IUCN 名录近危物种黑斑侧褶蛙，但不同硬度条件下的 LWQC 均小于这些物种在不同硬度条件下的最小 CVE。

(2) 关于仪器检出限

根据《水质 65 种元素的测定 电感耦合等离子体质谱法》(HJ 700—2014)，淡水中铅的方法检出限为 $0.09 \mu\text{g/L}$ ^[43]。

因此，铅的 LWQC 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) 的最小的 CVE，LWQC 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 21，保留 4 位有效数字。

表 18 同效应慢性值及累积频率

物种名称	CVE (μg/L)								R	f (个)	F _R (%)
	H _C =50	H _C =100	H _C =150	H _C =200	H _C =250	H _C =300	H _C =350	H _C =450			
静水椎实螺	5.927	13.53	21.93	30.90	40.31	50.08	60.18	5.927	1	1	5.882
四齿腔轮虫	12.12	27.66	44.84	63.16	82.39	102.4	123.0	12.12	2	1	11.76
黑斑侧褶蛙	23.09	52.71	85.44	120.4	157.0	195.1	234.4	23.09	3	1	17.65
大型蚤	27.33	62.41	101.2	142.5	185.9	231.0	277.5	27.33	4	1	23.53
近头状伪蹄形藻	31.12	71.06	115.2	162.3	211.7	263.0	316.0	31.12	5	1	29.41
月形腔轮虫	49.65	113.4	183.8	258.9	337.7	419.6	504.1	49.65	6	1	35.29
萼花臂尾轮虫	100.4	229.3	371.6	523.4	682.8	848.4	1019	100.4	7	1	41.18
斑点叉尾鮰	149.4	341.0	552.8	778.7	1016	1262	1517	149.4	8	1	47.06
虹鳟	157.0	358.4	580.9	818.3	1067	1326	1594	157.0	9	1	52.94
伸展双叶摇蚊	244.3	557.9	904.3	1274	1662	2065	2481	244.3	10	1	58.82
尖角腔轮虫	248.3	566.9	918.8	1294	1688	2098	2521	248.3	11	1	64.71
亚东鱧	390.9	892.6	1447	2038	2658	3303	3969	390.9	12	1	70.59
中华倒刺鲃	450.5	1029	1667	2349	3064	3807	4574	450.5	13	1	76.47
梅尼小环藻	1315	3002	4865	6853	8940	11108	13347	1315	14	1	82.35
铜绿微囊藻	3161	7216	11697	16477	21493	26706	32089	3161	15	1	88.24
普通小球藻	3577	8168	13239	18650	24328	30229	36321	3577	16	1	94.12

表 19 长期水质基准模型拟合结果

水体硬度(以 CaCO_3 计, mg/L)	拟合模型	RMSE	<i>P</i> 值(A-D 检验)
50	正态分布模型	0.0404	>0.05
	对数正态分布模型	0.0506	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0441	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0495	>0.05
100	正态分布模型	0.0404	>0.05
	对数正态分布模型	0.0473	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0441	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0485	>0.05
150	正态分布模型	0.0404	>0.05
	对数正态分布模型	0.0460	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0441	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0481	>0.05
200	正态分布模型	0.0404	>0.05
	对数正态分布模型	0.0453	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0441	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0479	>0.05
250	正态分布模型	0.0404	>0.05
	对数正态分布模型	0.0448	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0441	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0477	>0.05
300	正态分布模型	0.0404	>0.05
	对数正态分布模型	0.0445	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0441	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0475	>0.05
350	正态分布模型	0.0404	>0.05
	对数正态分布模型	0.0442	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0441	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0474	>0.05
450	正态分布模型	0.0404	>0.05
	对数正态分布模型	0.0438	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0441	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0473	>0.05

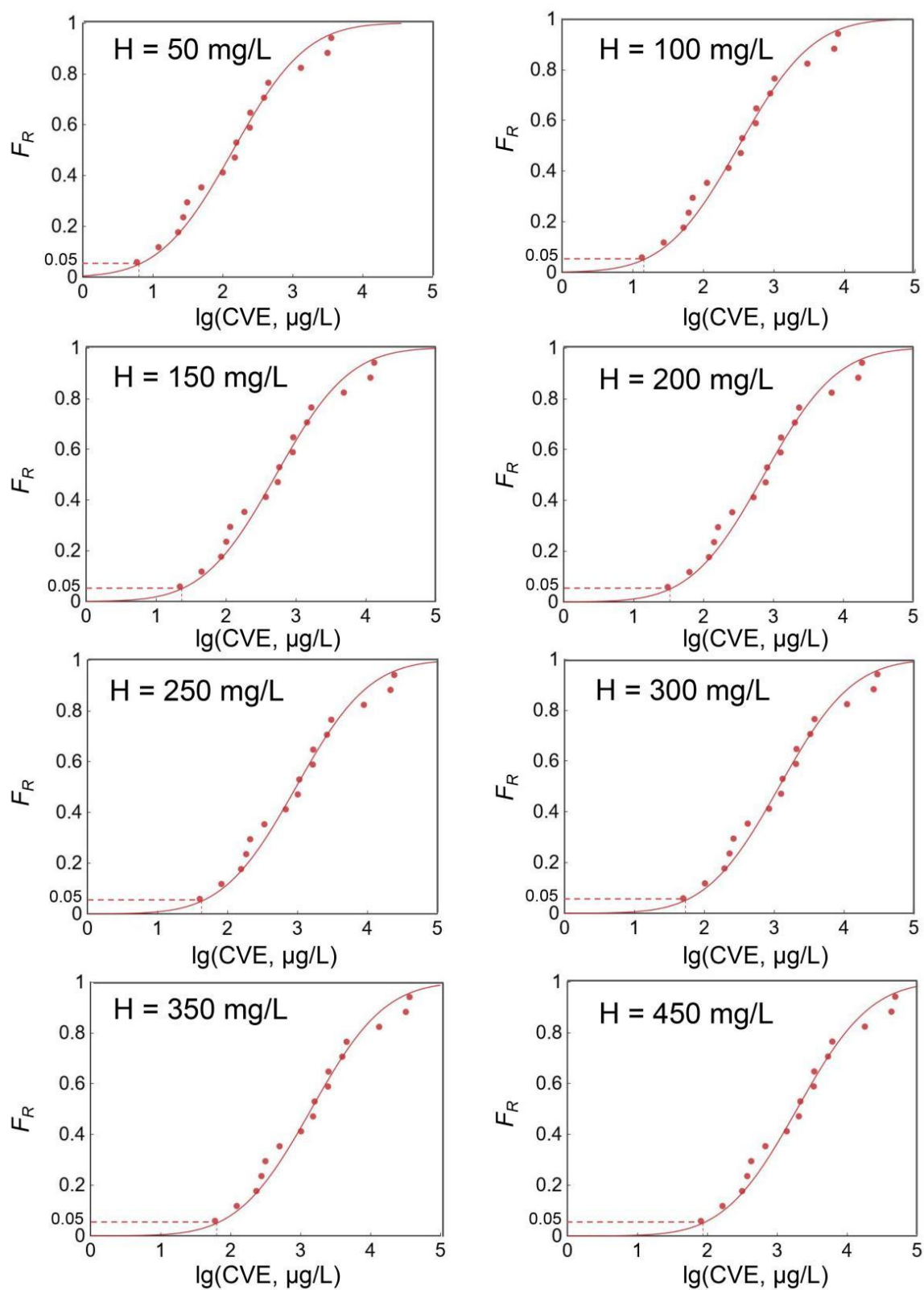


图 4 对数慢性毒性—累积频率的正态分布模型拟合曲线 (H 为水体硬度)

表 20 铅对淡水生物的长期物种危害浓度

水体硬度(以 CaCO ₃ 计, mg/L)	HC _x (μg/L)						
	LHC ₅	HC ₁₀	HC ₂₅	HC ₅₀	HC ₇₅	HC ₉₀	HC ₉₅
50	6.311	12.55	39.55	141.6	507.2	1599	3179
100	14.41	28.64	90.30	323.4	1158	3651	7259
150	23.36	46.43	146.4	524.2	1877	5917	11765
200	32.90	65.42	206.2	738.4	2644	8335	16573
250	42.92	85.3	269.0	963.2	3449	10874	21617
300	53.33	106.0	334.2	1197	4285	13511	26860
350	64.08	127.4	401.5	1438	5150	16233	32278
450	86.44	171.8	541.6	1940	6947	21898	43541

表 21 铅的淡水生物长期水质基准

水体硬度(以 CaCO ₃ 计, mg/L)	LHC ₅ (μg/L)	评估因子	LWQC (μg/L)
50	6.311	2	3.156
100	14.41	2	7.205
150	23.36	2	11.68
200	32.90	2	16.45
250	42.92	2	21.46
300	53.33	2	26.67
350	64.08	2	32.04
450	86.44	2	43.22

6 质量评价

本次基准推导的步骤、方法、使用的模型、纳入物种的营养级别与类群均满足 HJ 831—2022 的要求（表 22）。所使用的毒性数据中有 51 条采用国际、国家标准测试方法，为无限制可靠数据，其余 29 条采用非标准测试方法，但所用试验方法科学合理，为限制性可靠数据（附录 A 和附录 B）。最后所得 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

审核项目	指南要求	本基准使用	
		SWQC	LWQC
营养级别	生产者	1.青萍	1.近头状伪蹄形藻；2.铜绿微囊藻；3.普通小球藻；4.梅尼小环藻
	初级消费者	1.草鱼；2.鲤；3.蚤状蚤；4.蚤状钩虾；5.伸展双叶摇蚊；6.瘤拟黑螺；7.无褶螺；8.夹杂带丝蚓；9.银鲫；10.隆线蚤；11.罗氏沼虾；12.大形狭长介虫；13.哑口仙女虫；14.爪哇摇蚊；15.鲫；16.麦瑞加拉鲮；17.中华倒刺鲃；18.露斯塔野鲮；19.大型蚤；20.模糊网纹蚤；21.水栉水虱；22.胭脂鱼；23.鲢	1.伸展双叶摇蚊；2.蓼花臂尾轮虫；3.大型蚤；4.月形腔轮虫；5.尖角腔轮虫；6.四齿腔轮虫；7.中华倒刺鲃；8.静水椎实螺
	次级消费者	1.虹鳟；2.孔雀胎鲮；3.黑眶蟾蜍；4.高体鲮；5.大口鲶；6.黄颡鱼；7.三角涡虫	1.黑斑侧褶蛙；2.斑点叉尾鲴；3.虹鳟；4.亚东鲮
物种要求	至少包括 10 个物种	31 个物种	16 个物种
	1 种硬骨鱼纲鲤科鱼	1.草鱼；2.鲤；3.银鲫；4.鲫；5.中华倒刺鲃；6.鲢；7.麦瑞加拉鲮；8.露斯塔野鲮；9.高体鲮	1.中华倒刺鲃
	1 种硬骨鱼纲非鲤科鱼	1.孔雀胎鲮；2.大口鲶；3.胭脂鱼；4.黄颡鱼；5.虹鳟	1.斑点叉尾鲴；2.虹鳟；3.亚东鲮
	1 种浮游动物	1.蚤状蚤；2.隆线蚤；3.大型蚤；4.模糊网纹蚤	1.大型蚤；2.蓼花臂尾轮虫；3.四齿腔轮虫；4.月形腔轮虫；5.尖角腔轮虫
	1 种非鱼类的底栖动物	1.夹杂带丝蚓；2.哑口仙女虫；3.罗氏沼虾；4.大形狭长介虫；5.蚤状钩虾；6.伸展双叶摇蚊；7.无褶螺；8.爪哇摇蚊；9.三角涡虫；10.瘤拟黑螺；11.水栉水虱	1.伸展双叶摇蚊；2.静水椎实螺
	1 种两栖类或与上述动物分属于不同门的其他水生动物	1.黑眶蟾蜍	1.黑斑侧褶蛙
	1 种浮游植物或水生维管束植物	1.青萍	1.近头状伪蹄形藻；2.铜绿微囊藻；3.普通小球藻；4.梅尼小环藻
毒性数据	无限制可靠数据	22 条	29 条
	限制性可靠数据	22 条	7 条

7 不确定性分析

本基准在方法、模型、纳入物种及毒性数据质量等方面虽满足技术指南要求，但在

推导过程中仍存在一些不确定性因素，主要包括：

1) 数据来源和检索方案方面。本基准推导所纳入的数据仅涵盖语种为中文和英文的文献，未包含其他语种的文献，可能造成部分可用数据的遗漏；

2) 受试物种代表性方面。本基准纳入的物种类型满足 HJ 831—2022 的要求，但随着相关研究的发展，后续基准更新中需要对物种类型进行补充和更新；

3) 毒性数据校正方面。用于校正毒性数据的斜率是铅基准制定的关键参数，后续随着铅毒性与水体硬度关系的进一步研究，若校正斜率发生较大改变，突破现有科学认知，则需要对铅基准进行更新；除硬度外，铅的水生生物毒性可能不同程度地受 pH、溶解有机质、温度等因素的影响，基于目前的研究成果尚不能对这些因素的影响进行定量校正。

参考文献

- [1] US EPA. Ambient water quality criteria for lead [R]. Washington D.C.: Office of Water, United States Environmental Protection Agency, 1980.
- [2] US EPA. Ambient water quality criteria for lead [R]. Washington D.C.: Office of Water, United States Environmental Protection Agency, 1984.
- [3] US EPA. Office of water policy and technical guidance on interpretation and implementation of aquatic life metals criteria [R]. Washington D.C.: Office of Water, United States Environmental Protection Agency, 1993.
- [4] CCME. Canadian environmental quality guidelines [R]. Ottawa: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2010.
- [5] ANZECC AND ARMCANZ. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marinewater quality [R]. Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2000.
- [6] US EPA. The metals translator: guidance for calculating a total recoverable permit limit from a dissolved criterion [R]. Washington D.C.: Office of Water, United States Environmental Protection Agency, 1996.
- [7] FÖRSTNER U, WITTMANN G T W. Metal pollution in the aquatic environment (2nd edition) [M]. New York: Springer Verlag, 1979.
- [8] CHEN X, FU X, LI G, et al. Source-specific probabilistic health risk assessment of heavy metals in surface water of the Yangtze River Basin [J]. Science of The Total Environment, 2024, 926: 171923.
- [9] 王志刚, 詹华明, 徐力刚, 等. 鄱阳湖入长江口流域水体重金属分布特征及人体健康风险评价 [J]. 长江流域资源与环境, 2023, 32(06): 1281-90.
- [10] MA H, WANG Y, CHEN C, et al. Particulate and dissolved metals in the Pearl River Estuary, China—part 1: spatial distributions and influencing factors [J]. Water, 2025, 17(7): 1019.
- [11] 赵春红, 申豪勇, 赵一, 等. 汾河流域地表水金属元素分布特征与健康风险评价

- [J]. 环境化学, 2024, 43(02): 549-60.
- [12] CHEN Y, YANG H, MAMATTURSUN A, et al. Spatial distribution of Al, Zn, Fe, As, Pb, Mn, Cr, and Cu in surface waters of the Urumqi River Basin, China, and assessment of risks to ecosystems and human health [J]. Water, 2023, 15(17): 3079.
- [13] 任丽江, 张妍, 张鑫, 等. 渭河流域关中段地表水重金属的污染特征与健康风险评估 [J]. 生态环境学报, 2022, 31(01): 131-41.
- [14] 刘昭, 周宏, 曹文佳, 等. 清江流域地表水重金属季节性分布特征及健康风险评估 [J]. 环境科学, 2021, 42(01): 175-83.
- [15] 马如莉. 东洞庭湖地表水与表层沉积物重金属污染特征及风险评价 [D]; 南华大学, 2020.
- [16] 唐振平, 马如莉, 陈亮, 等. 湘江衡阳段地表水体重金属污染及生态风险评价 [J]. 环境科学与技术, 2020, 43(S1): 190-7.
- [17] 陈嘉洛, 魏晓, 汪涛. 沱江流域地表水中重金属含量分布及风险评价 [J]. 湖北农业科学, 2022, 61(05): 76-82+6.
- [18] 洪亚军, 冯承莲, 徐祖信, 等. 重金属对水生生物的毒性效应机制研究进展 [J]. 环境工程, 2019, 37(11): 1-9.
- [19] 褚一丹, 赵淑敏. 铅对水生植物的影响 [J]. 广东化工, 2014, 41(16): 98-9.
- [20] SMALL B C. Effect of isoeugenol sedation on plasma cortisol, glucose, and lactate dynamics in channel catfish *Ictalurus punctatus* exposed to three stressors [J]. Aquaculture, 2004, 238(1): 469-81.
- [21] LEE J-W, CHOI H, HWANG U-K, et al. Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review [J]. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2019, 68: 101-8.
- [22] YIM J H, KIM K W, KIM S D. Effect of hardness on acute toxicity of metal mixtures using *Daphnia magna*: Prediction of acid mine drainage toxicity [J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 138(1): 16-21.
- [23] 吴益春, 赵元凤, 吕景才, 等. 水生生物对重金属吸收和积累研究进展 [J]. 生物技术通报, 2006, (S1): 133-7.
- [24] WALLER P A, AND PICKERING W F. The effect of pH on the lability of lead and cadmium sorbed on humic acid particles [J]. Chemical Speciation & Bioavailability,

- 1993, 5(1): 11-22.
- [25] MAGER E M, BRIK K V, GERDES R M, et al. Effects of water chemistry on the chronic toxicity of lead to the cladoceran, *Ceriodaphnia dubia* [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2011, 74(3): 238-43.
- [26] DE SCHAMPHELAERE K A C, NYS C, JANSSEN C R. Toxicity of lead (Pb) to freshwater green algae: Development and validation of a bioavailability model and inter-species sensitivity comparison [J]. Aquatic Toxicology, 2014, 155: 348-59.
- [27] NYS C, JANSSEN C R, MAGER E M, et al. Development and validation of a biotic ligand model for predicting chronic toxicity of lead to *Ceriodaphnia dubia* [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2014, 33: 394-403.
- [28] BOTELHO C M S, BOAVENTURA R A R, GONÇALVES M L S S. Interactions of lead(II) with natural river water: part I. Soluble organics [J]. Science of The Total Environment, 1994, 149(1): 69-81.
- [29] US EPA. Aquatic life ambient freshwater quality criteria—Copper [R]. Washington D.C.: Office of Water, United States Environmental Protection Agency, 2007.
- [30] EC. Nickel and its compounds [R]. Brussels: European Commission, 2011.
- [31] US EPA. Aquatic life ambient water quality criteria cadmium [R]. Washington D.C.: Office of Water, United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [32] US EPA. Final aquatic life ambient water quality criteria for aluminum [R]. Washington D.C.: Office of Water, United States Environmental Protection Agency, 2018.
- [33] 生态环境部. 淡水水生生物水质基准技术报告—镉（2020 年版） [R]. 北京: 生态环境部, 2020.
- [34] 生态环境部. 淡水水生生物水质基准技术报告—氨氮（2020 年版） [R]. 北京: 生态环境部, 2020.
- [35] 周怀东, 彭文启, 杜霞, 等. 中国地表水水质评价 [J]. 中国水利水电科学研究院学报, 2004, (04): 21-30.
- [36] 中国科学院中国动物志编辑委员会. 中国动物志 [M]. 北京: 科学出版社, 1978.
- [37] 中国大百科全书（第二版）总编辑委员会. 中国大百科全书 [M]. 北京: 中国大百科全书出版社, 2009.
- [38] 中国科学院生物多样性委员会. 中国生物物种名录 [M]. 北京: 科学出版社,

2019.

- [39] 徐海根, 强胜. 中国外来入侵生物 [M]. 北京: 科学出版社, 2011.
- [40] 农业农村部. 中国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.
- [41] IUCN. The IUCN red list of threatened species [Z]. Gland; International Union for Conservation of Nature. 2025
- [42] 国家林业和草原局和农业农村部. 国家重点保护野生动物名录 [R]. 北京, 2021.
- [43] 生态环境部. 水质 65 种元素的测定 电感耦合等离子体质谱法 (HJ 700-2014) : [S]. 北京: 生态环境部, 2014:
- [44] 农业农村部. 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: 农业农村部, 2024.
- [45] BASCOMBE A, ELLIS J B, REVITT D M, et al. The development of ecotoxicological criteria in urban catchments [J]. Water Science and Technology, 1990, 22: 173-9.
- [46] DIAMOND J, KOPLISH D E, MCMAHON J A, et al. Evaluation of the water - effect ratio procedure for metals in a riverine system [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1997, 16.
- [47] SHAZILI M, NOOR A, MOHD A. Acute toxicity of heavy metals to the Malaysian giant prawn, *Macrobrachium rosenbergii* (de man); proceedings of the In: 11th MSMS Annual Seminar, Kuala Lumpur: University of Malaya, F, 1988 [C].
- [48] ANTUNES P M C, KREAGER N J. Lead toxicity to *Lemna minor* predicted using a metal speciation chemistry approach [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2014, 33(10): 2225-33.
- [49] LEE D R. Development of an invertebrate bioassay to screen petroleum refinery effluents discharged into freshwater [D]. Blacksburg: Virginia; Polytechnic Institute and State University, 1976.
- [50] MEBANE C A, DILLON F S, HENNESSY D P. Acute toxicity of cadmium, lead, zinc, and their mixtures to stream-resident fish and invertebrates [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2012, 31(6): 1334-48.
- [51] 潘天扬, 房树林, 闫玉莲, 等. 水体中铅对长江上游 6 种鱼类的急性中毒效应 [J]. 淡水渔业, 2016, 46(03): 34-9.

- [52] 邓冬富. 水体中铅的浓度对胭脂鱼的生理生态学影响 [D]; 西南大学, 2012.
- [53] CALL D J, BROOKE L T, AHMAD N, et al. Aquatic pollutant hazard assessments and development of a hazard prediction technology by quantitative structure-activity relationships [R]. Madison: University of Wisconsin-Superior, Center for Lake Superior Environmental Studies, 1981.
- [54] SHUHAIMI-OTHMAN M, NADZIFAH Y, UMIRAH N S, et al. Toxicity of metals to an aquatic worm, *Nais elinguis* (Oligochaeta, Naididae) [J]. Research Journal of Environmental Toxicology, 2012, 6: 122-32.
- [55] SHUHAIMI-OTHMAN M, YAKUB N, RAMLE N-A, et al. Toxicity of metals to a freshwater ostracod: *Stenocypris major* [J]. Journal of Toxicology, 2011, 2011(1): 136104.
- [56] 陈万光, 屈菊平, 邓平平, 等. Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 对高体鳊幼鱼的急性毒性研究 [J]. 江苏农业科学, 2010, (04): 243-4.
- [57] 石剑波, 吴永贵, 严亮, 等. 贵州喀斯特地区 Pb、Zn 的急性生物毒性效应 [J]. 贵州农业科学, 2009, 37(06): 89-92.
- [58] BAILEY H, LIU D, EATON J, et al. *Lumbriculus variegatus*, a benthic oligochaete, as a bioassay organism [M]. West Conshohocken; ASTM International. 1980.
- [59] SHUHAIMI-OTHMAN M, Y. N, S. U N, et al. Toxicity of metals to tadpoles of the common Sunda toad, *Duttaphrynus melanostictus* [J]. Toxicological & Environmental Chemistry, 2012, 94(2): 364-76.
- [60] GADKARI A S, MARATHE V B. Toxicity of cadmium and lead to a fish and a snail from two different habitats [J]. IAWPC Technical Annual, 1983: 141-8.
- [61] KHAN S A, LIU X, SHAH B R. Impact of acute toxicity of lead acetate on the level of essential trace metals and histopathological changes in Crucian carp (*Carassius auratus gibelio*) [J]. The Journal of Animal & Plant Sciences, 2014, 25(5): 1405-14.
- [62] ABDULLAH S, JAVED M A, YAQUB S, et al. Metal bioaccumulation patterns in major carps during acute toxicity tests [J]. International Journal of Agriculture and Biology, 2011, 13: 756-60.
- [63] BATOOL U, JAVED M. Synergistic effects of metals (cobalt, chromium and lead) in binary and tertiary mixture forms on *Catla catla*, *Cirrhina mrigala* and *Labeo rohita* [J]. Pakistan Journal of Zoology, 2015, 47(3): 617-23.
- [64] BHILAVE M P, MULEY D V, DESHPANDE V Y. Biochemical changes in the fish

- Cirrhinus mrigala after acute and chronic exposure of heavy metals [J]. Applied Animal Ethology, 2008, 7(3): 301-2.
- [65] 孙雪华, 孙成, 刘红玲. 考虑物种权重校验保护太湖水生生物的铅基准 [J]. 环境化学, 2020, 39(06): 1578-89.
- [66] 彭涛. 水体中铅的浓度对南方鲇的生理生态学影响 [D]; 西南大学, 2013.
- [67] SHUHAIMI-OTHMAN M, NUR-AMALINA R, NADZIFAH Y. Toxicity of metals to a freshwater snail, *Melanoides tuberculata* [J]. The Scientific World Journal, 2012, 2012(1): 125785.
- [68] SHUHAIMI-OTHMAN M, YAKUB N, UMIRAH N S, et al. Toxicity of eight metals to Malaysian freshwater midge larvae *Chironomus javanus* (Diptera, Chironomidae) [J]. Toxicology and Industrial Health, 2011, 27(10): 879-86.
- [69] GALE N L, WIXSON B G, ERTEN M. Evaluation of the acute toxicity of lead, zinc, and cadmium in Missouri Ozark groundwater [Z]. Trace Substances in Environmental Health: Proceedings of University of Missouri's Annual Conference on Trace Substances in Environmental Health. 1994: 169-83
- [70] OFFEM B O, AYOTUNDE E O. Toxicity of lead to freshwater invertebrates (water fleas; *Daphnia magna* and *Cyclop* sp) in fish ponds in a tropical floodplain [J]. Water Air Soil Pollution, 2008, 192(1-4): 39-46.
- [71] 王菲, 廖静, 茅丹俊, 等. 中国典型河湖水体铅的水生生物安全基准与生态风险评估 [J]. 生态毒理学报, 2017, 12(03): 434-45.
- [72] DATTA S, AND DAS R C. Influence of some abiotic environmental factors on acute toxicity of inorganic lead to *Cyprinus carpio* var *communis* (Linn.) and *Catla catla* (Ham.) in simulated toxic aquatic environment [J]. Toxicological & Environmental Chemistry, 2003, 85(4-6): 203-19.
- [73] MARTIN T R, HOLDICH D M. The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid crustaceans (with particular reference to fresh-water asellids and gammarids) [J]. Water Research, 1986, 20(9): 1137-47.
- [74] KHANGAROT B S, RAY P K. Sensitivity of midge larvae of *Chironomus tentans* Fabricius (Diptera Chironomidae) to heavy metals [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1989, 42(3): 325-30.
- [75] GROSELL M, GERDES R M, BRIK K V. Chronic toxicity of lead to three freshwater invertebrates—*Brachionus calyciflorus*, *Chironomus tentans*, and *Lymnaea stagnalis*

- [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2006, 25(1): 97-104.
- [76] HERNÁNDEZ-FLORES S, RICO-MARTÍNEZ R. Study of the effects of Pb and Hg toxicity using a chronic toxicity reproductive 5-day test with the freshwater rotifer *Lecane quadridentata* [J]. Environmental Toxicology, 2006, 21(5): 533-40.
- [77] HUANG M-Y, DUAN R-Y, JI X. Chronic effects of environmentally-relevant concentrations of lead in *Pelophylax nigromaculata* tadpoles: Threshold dose and adverse effects [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 104: 310-6.
- [78] PÉREZ-LEGASPI I A, RICO-MARTÍNEZ R. Acute toxicity tests on three species of the genus *Lecane* (Rotifera: Monogononta) [J]. Hydrobiologia, 2001, 446(1): 375-81.
- [79] SAUTER S. Effects of exposure to heavy metals on selected freshwater fish: toxicity of copper, cadmium, chromium and lead to eggs and fry of seven fish species [R]. Duluth, Minnesota: U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, 1976.
- [80] MEBANE C A, HENNESSY D P, DILLON F S. Developing acute-to-chronic toxicity ratios for lead, cadmium, and zinc using rainbow trout, a Mayfly, and a Midge [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2008, 188(1): 41-66.
- [81] SAUTER S. Effects of exposure to heavy metals on selected freshwater fish: Toxicity of copper, cadmium, chromium and lead to eggs and fry of seven fish species [M]. Duluth: United States Environmental Protection Agency, 1976.
- [82] READER J P, EVERALL N C, SAYER M D J, et al. The effects of eight trace metals in acid soft water on survival, mineral uptake and skeletal calcium deposition in yolk-sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L [J]. Journal of Fish Biology, 1989, 35(2): 187-98.
- [83] 岳南南. 水体铅暴露对中华倒刺鲃能量收支的影响 [D]; 西南大学, 2014.

附录 A 铅对淡水生物的急性毒性数据

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物	H_A (mg/L)	效应终点	效应指标	ATV ($\mu\text{g/L}$)	暴露方式	暴露时间	溶液溶度 化学分析 情况	毒性测试方法	可靠性	ATV ₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₁₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₁₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₂₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₂₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₃₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₃₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₄₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	来源
1	蚤状钩虾	<i>Gammarus pulex</i>	—	硝酸铅	230	存活	LC ₅₀	175	流水式	4 天	理论浓度	非标	限制性可靠	29.08	65.71	105.9	148.5	193.0	239.2	286.7	385.3	[45]
2	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	幼体	硝酸铅	25	存活	LC ₅₀	26.4	半静态	2 天	实测浓度	EPA-600/4-79-020	无限制可靠	59.65	134.8	217.1	304.5	395.9	490.6	588.1	790.3	[46]
3	罗氏沼虾	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	幼体	硝酸铅	41	存活	LC ₅₀	100	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	126.3	285.3	459.7	644.7	838.2	1039	1245	1673	[47]
4	青萍	<i>Lemna minor</i>	—	硝酸铅	56	生长	EC ₅₀	410	半静态	7 天	实测浓度	OECD 221	无限制可靠	358.8	810.8	1306	1832	2382	2951	3538	4754	[48]
5	青萍	<i>Lemna minor</i>	—	硝酸铅	29	生长	EC ₅₀	290	半静态	7 天	实测浓度	OECD 221	无限制可靠	550.3	1243	2003	2810	3653	4526	5426	7291	
6	青萍	<i>Lemna minor</i>	—	硝酸铅	33	生长	EC ₅₀	386.67	半静态	7 天	实测浓度	OECD 221	无限制可靠	630.3	1424	2294	3218	4184	5184	6214	8351	
7	蚤状溞	<i>Daphnia pulex</i>	—	氯化铅	46	存活	LC ₅₀	520	静态	2 天	实测浓度	EPA-660/3-75-009	无限制可靠	573.6	1296	2088	2928	3807	4717	5655	7599	[49]
8	虹鳉	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	20	存活	EC ₅₀	138	流水式	4 天	实测浓度	ASTM E729-96	无限制可靠	405.4	915.9	1476	2070	2691	3334	3997	5371	[50]
9	虹鳉	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	25	存活	EC ₅₀	631	流水式	4 天	实测浓度	ASTM E729-96	无限制可靠	1426	3221	5190	7279	9463	11726	14056	18890	
10	虹鳉	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	34	存活	EC ₅₀	969	流水式	4 天	实测浓度	ASTM E729-96	无限制可靠	1525	3446	5551	7786	10122	12543	15036	20206	
11	虹鳉	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	21	存活	EC ₅₀	180	流水式	4 天	实测浓度	ASTM E729-96	无限制可靠	499.3	1128	1817	2549	3314	4106	4922	6615	
12	胭脂鱼	<i>Myxocyprinus asiaticus</i>	幼体	硝酸铅	10	存活	LC ₅₀	330	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	2190	4949	7973	11182	14538	18014	21594	29020	[51]
13	胭脂鱼	<i>Myxocyprinus asiaticus</i>	幼体	硝酸铅	29.77	存活	LC ₅₀	260	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	478.4	1081	1741	2442	3175	3935	4717	6339	[52]
14	无褶螺	<i>Aplexa hypnorum</i>	—	硝酸铅	60.9	存活	LC ₅₀	1340	流水式	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	1063	2401	3868	5425	7053	8740	10477	14079	[53]
15	哑口仙女虫	<i>Nais elinguis</i>	成体	硝酸铅	17.89	存活	LC ₅₀	580	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	1942	4389	7070	9917	12892	15975	19151	25736	[54]
16	大形狭长介虫	<i>Stenocypris major</i>	成体	硝酸铅	15.63	存活	LC ₅₀	526.19	半静态	4 天	实测浓度	APHA	无限制可靠	2066	4667	7518	10545	13710	16988	20364	27367	[55]
17	高体鲫鲃	<i>Rhodeus ocellatus</i>	幼体	硝酸铅	250	存活	LC ₅₀	13230	静态	4 天	理论浓度	非标	限制性可靠	1993	4504	7255	10176	13230	16394	19652	26410	[56]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物	H_A (mg/L)	效应终点	效应指标	ATV ($\mu\text{g/L}$)	暴露方式	暴露时间	溶液溶度 化学分析 情况	毒性测试方法	可靠性	ATV ₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₁₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₁₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₂₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₂₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₃₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₃₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₄₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	来源
18	隆线蚤	<i>Daphnia carinata</i>	幼体	硝酸铅	20	存活	LC ₅₀	1045.4	半静态	2 天	理论浓度	ISO 6341:1989	无限制可靠	3071	6939	11178	15678	20382	25256	30276	40686	[57]
19	夹杂带丝蚓	<i>Lumbriculus variegatus</i>	—	硝酸铅	30	存活	LC ₅₀	1800	静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	3282	7416	11947	16757	21785	26994	32360	43487	[58]
20	黑眶蟾蜍	<i>Duttaphrynus melanostictus</i>	幼体	硝酸铅	18.6	存活	LC ₅₀	1500	半静态	4 天	实测浓度	APHA	无限制可靠	4799	10843	17467	24499	31851	39467	47312	63580	[59]
21	孔雀胎鳞	<i>Poecilia reticulata</i>	成体	硝酸铅	20.32	存活	LC ₅₀	1990	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	5738	12964	20884	29292	38081	47188	56566	76017	[60]
22	银鲫	<i>Carassius gibelio</i>	成体	硝酸铅	156.32	存活	LC ₅₀	29070	半静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	7608	17190	27693	38841	50497	62572	75008	100800	[61]
23	露斯塔野鲮	<i>Labeo rohita</i>	幼体	氯化铅	100	存活	LC ₅₀	22110	静态	4 天	理论浓度	非标	限制性可靠	9785	22110	35618	49957	64948	80479	96475	129648	[62]
24	露斯塔野鲮	<i>Labeo rohita</i>	幼体	氯化铅	225	存活	LC ₅₀	40540	静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	6914	15621	25165	35296	45888	56861	68162	91600	[63]
25	麦瑞加拉鲮	<i>Cirrhinus mrigala</i>	幼体	醋酸铅	71.5	存活	LC ₅₀	21849	半静态	4 天	理论浓度	非标	限制性可靠	14347	32417	52222	73245	95224	117995	141446	190084	[64]
26	三角涡虫	<i>Dugesia japonica</i>	—	硝酸铅	125	存活	LC ₅₀	46980	半静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	15993	36137	58214	81650	106151	131535	157678	211897	[65]
27	大口鲶	<i>Silurus meridionalis</i>	幼体	硝酸铅	10	存活	LC ₅₀	6590	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	43740	98829	159209	223304	290311	359733	431230	579513	[51]
28	大口鲶	<i>Silurus meridionalis</i>	幼体	硝酸铅	29.15	存活	LC ₅₀	4630	半静态	4 天	理论浓度	GB/T 13267-91	无限制可靠	8733	19732	31787	44584	57962	71823	86097	115703	[66]
29	瘤拟黑螺	<i>Melanoides tuberculata</i>	成体	硝酸铅	18.72	存活	LC ₅₀	6820	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	21654	48927	78820	110551	143724	178093	213490	286900	[67]
30	草鱼	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	幼体	硝酸铅	10	存活	LC ₅₀	3730	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	24757	55938	90114	126392	164318	203612	244080	328010	[51]
31	中华倒刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	幼体	硝酸铅	10	存活	LC ₅₀	3000	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	19912	44991	72478	101656	132160	163763	196311	263815	
32	中华倒刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	幼体	硝酸铅	27.77	存活	LC ₅₀	15750	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	31450	71062	114477	160563	208743	258660	310070	416690	
33	爪哇摇蚊	<i>Chironomus javanus</i>	幼体	硝酸铅	15.63	存活	LC ₅₀	6530	半静态	2 天	实测浓度	非标	限制性可靠	25633	57919	93304	130867	170135	210820	252721	339622	[68]
34	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	氯化铅	250.5	存活	LC ₅₀	167000	静态	2 天	实测浓度	非标	限制性可靠	25102	56718	91370	128153	166608	206449	247481	332580	[69]
35	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	硝酸铅	4.6	存活	LC ₅₀	1880	静态	2 天	理论浓度	APHA	无限制可靠	31099	70268	113198	158769	206411	255770	306605	412034	[70]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物	H_A (mg/L)	效应终点	效应指标	ATV ($\mu\text{g/L}$)	暴露方式	暴露时间	溶液溶度 化学分析 情况	毒性测试方法	可靠性	ATV ₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₁₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₁₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₂₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₂₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₃₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₃₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	ATV ₄₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	来源
36	黄颡鱼	<i>Tachysurus fulvidraco</i>	幼体	硝酸铅	120	存活	LC ₅₀	79391	半静态	4 天	实测浓度	GB/T 13267-91	无限制可靠	28356	64070	103214	144766	188205	233211	279562	375692	[71]
37	黄颡鱼	<i>Tachysurus fulvidraco</i>	幼体	硝酸铅	125	存活	LC ₅₀	76110	半静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	25910	58543	94310	132278	171970	213093	255446	343284	[65]
38	鲢	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	幼体	硝酸铅	120	存活	LC ₅₀	122228	半静态	4 天	实测浓度	GB/T 13267-91	无限制可靠	43656	98640	158905	222877	289755	359044	430405	578404	[71]
39	鲢	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	幼体	硝酸铅	125	存活	LC ₅₀	123800	半静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	42145	95226	153404	215162	279725	346616	415507	558383	[65]
40	鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	幼体	硝酸铅	120	存活	LC ₅₀	162000	静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	57861	130737	210611	295399	384039	475875	570456	766612	[72]
41	水栉水虱	<i>Asellus aquaticus</i>	成体	硝酸铅	50	存活	LC ₅₀	64100	半静态	4 天	理论浓度	非标	限制性可靠	64100	144834	233320	327251	425448	527186	631965	849273	[73]
42	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	硝酸铅	10	存活	LC ₅₀	11590	半静态	4 天	实测浓度	非标	限制性可靠	76926	173813	280006	392731	510577	632671	758416	1019205	[51]
43	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	硝酸铅	125	存活	LC ₅₀	166600	半静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	56715	128147	206439	289548	376432	466448	559156	751427	[65]
44	伸展双叶摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	幼体	硝酸铅	25	存活	EC ₅₀	34670	静态	2 天	理论浓度	APHA	无限制可靠	78337	177001	285141	399933	519941	644275	772326	1037897	[74]

附录 B 铅对淡水生物的慢性毒性数据

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物	H_c (mg/L)	效应 终点	效应 指标	毒性值 ($\mu\text{g/L}$)	CTV ($\mu\text{g/L}$)	暴露 方式	暴露 时间	溶液浓度 化学分析 情况	毒性测试方法	可靠性	CTV ₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₁₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₁₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₂₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₂₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₃₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₃₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₄₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	来源
1	静水椎实螺	<i>Lymnaea stagnalis</i>	幼体	硝酸铅	102	生长发育	LOEC	16	13.856 (MATC)	流水式	30 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	6.4	13.6	21.1	28.8	36.7	44.8	52.9	69.6	[75]
2	静水椎实螺	<i>Lymnaea stagnalis</i>	幼体	硝酸铅	102		NOEC	12		流水式	30 天	实测浓度	OECD	无限制可靠									
3	四齿腔轮虫	<i>Lecane quadridentata</i>	幼体	硝酸铅	90	生长发育	LOEC	35	24.4 (MATC)	静态	5 天	实测浓度	US EPA-600/4-85-013	无限制可靠	12.9	27.4	42.5	58.1	74.1	90.3	106.8	140.4	[76]
4	四齿腔轮虫	<i>Lecane quadridentata</i>	幼体	硝酸铅	90		NOEC	17		静态	5 天	实测浓度	US EPA-600/4-85-013	无限制可靠									
5	黑斑侧褶蛙	<i>Pelophylax nigromaculatus</i>	成体	硝酸铅	254	生长发育	LOEC	160	160	半静态	70 天	实测浓度	非标	限制性可靠	27.3	58.1	90.2	123.4	157.3	191.7	226.7	298.0	[77]
6	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	—	—	52	—	MATC	12.26	12.26 (MATC)	—	—	实测浓度	US EPA	无限制可靠	11.7	25.0	38.8	53.0	67.6	82.4	97.4	128.1	[2]
7	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	—	—	102	—	MATC	118.8	118.8 (MATC)	—	—	实测浓度	US EPA	无限制可靠	54.7	116.3	180.7	247.0	314.9	383.9	453.9	596.5	
8	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	—	—	151	—	MATC	128.1	128.1 (MATC)	—	—	实测浓度	US EPA	无限制可靠	38.5	81.8	127.2	173.9	221.6	270.2	319.5	419.9	
9	近头状伪蹄形藻	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	对数生长期	硝酸铅	24	生长发育	EC ₅₀	26.6	26.6	半静态	3 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	35.9	76.2	118.5	162.0	206.5	251.7	297.6	391.2	[26]
10	近头状伪蹄形藻	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	对数生长期	硝酸铅	112	生长发育	EC ₅₀	39.7	39.7	半静态	3 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	59.1	125.5	195.1	266.7	339.9	414.4	490.0	644.0	
11	月形腔轮虫	<i>Lecane luna</i>	幼体	硝酸铅	90	存活	NOEC	100	100	静态	2 天	理论浓度	非标	限制性可靠	49.65	113.4	183.8	258.9	337.7	419.6	504.1	680.1	[78]
12	萼花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	囊胚期	硝酸铅	102	繁殖	LOEC	284	234.725 (MATC)	流水式	2 天	实测浓度	ASTM E1440	无限制可靠	108.1	229.7	357.0	488.1	622.1	758.5	896.9	1178.6	[75]
13	萼花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	囊胚期	硝酸铅	102		NOEC	194		流水式	2 天	实测浓度	ASTM E1440	无限制可靠									
14	斑点叉尾鲷	<i>Ictalurus punctatus</i>	鱼卵期	硝酸铅	36	存活	LOEC	136	101 (MATC)	流水式	67 天	实测浓度	US EPA	无限制可靠	149.4	341.0	552.8	778.7	1016	1262	1517	2046	[79]
15	斑点叉尾鲷	<i>Ictalurus punctatus</i>	鱼卵期	硝酸铅	36	存活	NOEC	75		流水式	67 天	实测浓度	US EPA	无限制可靠									
16	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	19.7	存活	LOEC	54	36 (MATC)	流水式	69 天	实测浓度	ASTM E1241-92	无限制可靠	99.1	210.6	327.2	447.3	570.2	695.2	822.0	1080.3	[80]
17	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	19.7		NOEC	24		流水式	69 天	实测浓度	ASTM E1241-92	无限制可靠									

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物	H_c (mg/L)	效应 终点	效应 指标	毒性值 ($\mu\text{g/L}$)	CTV ($\mu\text{g/L}$)	暴露 方式	暴露 时间	溶液浓度 化学分析 情况	毒性测试方法	可靠性	CTV ₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₁₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₁₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₂₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₂₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₃₀₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₃₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	CTV ₄₅₀ ($\mu\text{g/L}$)	来源
18	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	29.4	生长发育	LOEC	87	57 (MATC)	流水式	62 天	实测浓度	ASTM E1241-92	无限制可靠	101.5	215.7	335.2	458.3	584.2	712.2	842.2	1106.8	
19	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	29.4		NOEC	37		流水式	62 天	实测浓度	ASTM E1241-92	无限制可靠									
20	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	19.7	生长发育	LOEC	143	88 (MATC)	流水式	69 天	实测浓度	ASTM E1241-92	无限制可靠	242.2	514.7	799.8	1093.5	1393.7	1699.3	2009.3	2640.7	
21	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	19.7		NOEC	54		流水式	69 天	实测浓度	ASTM E1241-92	无限制可靠									
22	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	29.4	存活	LOEC	125	104 (MATC)	流水式	62 天	实测浓度	ASTM E1241-92	无限制可靠	185.3	393.6	611.6	836.2	1065.8	1299.5	1536.6	2019.4	
23	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	29.4		NOEC	87		流水式	62 天	实测浓度	ASTM E1241-92	无限制可靠									
24	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	硝酸铅	35	生长发育	MATC	101.8	101.8 (MATC)	流水式	60 天	实测浓度	非标	限制性可靠	150.0	318.7	495.3	677.2	863.1	1052.4	1244.4	1635.3	[81]
25	伸展双叶摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	幼体	硝酸铅	48	存活	LOEC	109	232.751 (MATC)	流水式	27 天	实测浓度	US EPA 600/R-94/024	无限制可靠	243.3	516.9	803.3	1098.3	1399.9	1706.8	2018.2	2652.3	[75]
26	伸展双叶摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	幼体	硝酸铅	48		NOEC	497		流水式	27 天	实测浓度	US EPA 600/R-94/024	无限制可靠									
27	尖角腔轮虫	<i>Lecane hamata</i>	幼体	硝酸铅	90	存活	NOEC	500	500	静态	2 天	理论浓度	非标	限制性可靠	248.3	566.9	918.8	1294	1688	2098	2521	3400	[78]
28	亚东鲌	<i>Salmo trutta</i>	幼体	硝酸铅	4	生长发育	LOEC	19.3	19.3	流水式	30 天	实测浓度	非标	限制性可靠	300.7	638.8	992.8	1357.3	1730.0	2109.2	2494.1	3277.7	[82]
29	中华倒刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	幼体	硝酸铅	27.77	生长发育	NOEC	100	223.6068 (MATC)	半静态	70 天	理论浓度	非标	限制性可靠	423.8	900.4	1399.2	1913.0	2438.2	2972.7	3515.1	4619.6	[83]
30	中华倒刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	幼体	硝酸铅	27.77		LOEC	500		半静态	70 天	理论浓度	非标	限制性可靠									
31	梅尼小环藻	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	对数生长期	硝酸铅	120	生长发育	EC ₅₀	3793	3793	静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	1464.3	3111.0	4834.4	6609.6	8424.4	10271.2	12145.3	15961.4	[71]
32	梅尼小环藻	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	对数生长期	硝酸铅	125	生长发育	EC ₅₀	3850	3850	静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	1421.7	3020.6	4694.0	6417.7	8179.8	9973.0	11792.6	15497.9	[65]
33	铜绿微囊藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>	对数生长期	硝酸铅	120	生长发育	EC ₅₀	8382	8382	静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	3235.8	6874.8	10683.4	14606.3	18616.7	22698.0	26839.4	35272.4	[71]
34	铜绿微囊藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>	对数生长期	硝酸铅	125	生长发育	EC ₅₀	10070	10070	静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	3718.7	7900.8	12277.7	16786.1	21394.9	26085.3	30844.6	40536.1	[65]
35	普通小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	对数生长期	硝酸铅	120	生长发育	EC ₅₀	9822	9822	静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	3791.7	8055.9	12518.7	17115.7	21815.0	26597.5	31450.3	41332.0	[71]
36	普通小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	对数生长期	硝酸铅	125	生长发育	EC ₅₀	11010	11010	静态	4 天	实测浓度	OECD	无限制可靠	4065.8	8638.3	13423.7	18353.0	23392.0	28520.2	33723.9	44320.0	[65]