

附件 3

《海洋生物水质基准推导技术指南（试行） （征求意见稿）》

编制说明

《海洋生物水质基准推导技术指南（试行）》编制组
2021 年 11 月

项目名称	海洋生物水质基准推导技术指南（试行）
项目编制单位	国家海洋环境监测中心、中国环境科学研究院、闽江学院
编制组主要成员	王莹、王菊英、靳非、丛艺、张明兴、李昭川、姚子伟、 闫振广、穆景利、冯承莲
生态环境部环境标准研究所技术管理负责人	杨占红
生态环境部法规与标准司	
标准管理处（环境健康处）项目负责人	宛悦

缩略语说明

序号	缩略语	中文名称	英文名称
1	AA-QS	年平均基准	annual average concentration - quality standards
2	AF	评估因子	assessment factor
3	ANZECC & ARMCANZ	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	Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand
4	ASTM	美国材料实验协会	American Society of Testing Materials
5	ATV	急性毒性值	acute toxicity value
6	AVE	同效应急性值	acute value for the same effect
7	BCF	生物富集因子	bioconcentration factors
8	BLM	生物配体模型	biotic ligand model
9	BOD	生化需氧量	biochemical oxygen demand
10	CCC	持续浓度基准	criterion continuous concentration
11	CCME	加拿大环境部长理事会	Canadian Council of Ministers of the Environment
12	CEN	欧洲标准化委员会	European Committee for Standardization
13	CMC	最大浓度基准	criterion maximum concentration
14	COD	化学需氧量	chemical oxygen demand
15	CRED	报告和评估生态毒性数据的标准	criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data
16	CTV	慢性毒性值	chronic toxicity value
17	CVE	同效应慢性值	chronic value for the same effect
18	ECOTOX	(美国) 生态毒性数据库	ECOTOXicology Knowledgebase
19	EC _x	<i>x</i> % 效应浓度	<i>x</i> % effect concentration
20	EDCs	内分泌干扰物	endocrine disrupting chemicals
21	EU	欧洲联盟	European Union
22	FHI	(德国) 弗劳恩霍夫研究所	Fraunhofer Institut
23	HC _x	<i>x</i> % 物种危害浓度	hazardous concentration for <i>x</i> % of species
24	ICE	种间相关估计	interspecies correlation estimation
25	ISO	国际标准化组织	International Organization for Standardization
26	<i>K</i> _{ow}	辛醇-水分配系数	octanol-water partition coefficient
27	LC ₅₀	半数致死浓度	median lethal concentration
28	LOEC	最低观察效应浓度	lowest observed effect concentration
29	LWQC	水生生物长期水质基准	long-term water quality criteria for aquatic organisms

序号	缩略语	中文名称	英文名称
30	MAC-QS	最大允许基准	maximum acceptable concentration - quality standards
31	MATC	最大容许毒物浓度	maximum acceptable toxicant concentration
32	NOEC	无观察效应浓度	no observed effect concentration
33	OECD	经济合作与发展组织	Organization of Economic Cooperation and Development
34	OPPTS	（美国）预防/农药及有毒物质办公室	Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances
35	PNEC	预测无效应浓度	predicted no effect concentration
36	QSAR	定量结构-活性相关	quantitative structure-activity relationship
37	RIVM	（荷兰）国家公共卫生与环境研究院	National Institute for Public Health and the Environment
38	RMSE	均方根误差	root mean squared error
39	SAV	种急性值	species acute value
40	SCV	种慢性值	species chronic value
41	SSD	物种敏感度分布	species sensitivity distribution
42	SWQC	水生生物短期水质基准	short-term water quality criteria for aquatic organisms
43	TV	触发值	trigger value
44	US EPA	美国环境保护局	United States Environmental Protection Agency
45	WFD	水框架指令	Water Framework Directive

目 录

1	项目背景.....	1
1.1	任务来源.....	1
1.2	工作过程.....	1
2	标准制订的必要性分析.....	1
3	国内外研究进展.....	2
3.1	国外研究进展.....	2
3.1.1	水质基准研究方法学概况.....	2
3.1.2	国际海水和淡水水质基准发布情况.....	4
3.1.3	海洋和淡水生物水质基准差异分析.....	11
3.2	国内研究进展.....	11
4	标准制订的基本原则和技术路线.....	12
4.1	标准制订的基本原则.....	12
4.1.1	科学性.....	12
4.1.2	准确性.....	12
4.1.3	可行性与实用性.....	12
4.1.4	规范性.....	13
4.2	标准制订的技术路线.....	13
5	标准主要技术内容.....	13
5.1	适用范围.....	13
5.2	标准结构框架.....	14
5.3	规范性引用文件.....	15
5.4	术语和定义.....	15
5.5	基准推导程序.....	18
5.6	方案制定.....	18
5.7	数据获取.....	18
5.7.1	数据获取程序.....	18
5.7.2	数据收集.....	18
5.7.3	数据筛选.....	19
5.7.4	毒性数据评价.....	30
5.8	基准推导.....	35
5.8.1	推导程序.....	35
5.8.2	毒性数据预处理.....	36
5.8.3	模型拟合与评价.....	40
5.8.4	物种危害浓度确定.....	43
5.8.5	基准确定与表述.....	44
5.9	质量保证与质量评价.....	44
5.9.1	质量保证.....	44
5.9.2	质量评价.....	45
5.10	不确定性分析.....	45
5.11	附录.....	46
5.11.1	附录 A.....	46
5.11.2	附录 B.....	48

5.11.3 附录 C	49
5.11.4 附录 D	50
5.11.5 附录 E	51
6 对实施本标准的建议	51
参考文献	53
附 1 海洋生物水质基准推导案例—镉	61

1 项目背景

1.1 任务来源

我国生态环境基准工作快速发展，逐步建立健全我国海洋环境质量基准体系，制定海洋污染物基准，为海洋环境标准制修订提供科学依据，为构建国家海洋生态环境风险评估体系提供技术支撑，是持续改善海洋环境质量，提高海洋生态系统质量和保持其稳定性的重要保证。为贯彻《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国海洋环境保护法》，进一步规范国家海洋生物水质基准推导工作，生态环境部结合基准工作的新形势和新要求，组织开展《海洋生物水质基准推导技术指南（试行）》（项目统一编号：2021-34）编制工作，任务由国家海洋环境监测中心承担，协作单位为中国环境科学研究院和闽江学院。

1.2 工作过程

2019 年 9 月，国家海洋环境监测中心承担标准编制任务，确定了标准编制组的成员、组织形式、工作机制、工作计划、时间安排和工作任务分工。

2019 年 10 月~2020 年 3 月，国家海洋环境监测中心整合优势力量，组建“海洋环境质量基准/标准方法学”研究团队，包括专业技术人员 10 人，其中高级以上职称 5 人。根据项目的总体规划和已有研究成果，充分借鉴已发布的国内外水生生物水质基准技术指南，组织编写了《海水水生生物水质基准制定技术指南（试行）》大纲。2020 年 3 月下旬组织召开标准编制框架研讨会。

2020 年 4 月~2021 年 3 月，编制组多次召开内部研讨会，讨论、修改和完善标准草案，形成本标准初稿及编制说明。

2021 年 3 月 25 日，编制组组织召开《海水水生生物水质基准制定技术指南（试行）（征求意见稿初稿）》专家咨询会，重点针对标准中术语和定义、海水水质参数对污染物生物毒性的影响分析、基准推导方法和基准推导推荐受试生物等多个问题进行讨论，编制组根据会议提出的 16 项建议对标准初稿和编制说明进一步修改。

2021 年 5 月 24 日，项目组参加《淡水水生生物水质基准制定技术指南（修订征求意见稿）》（HJ 831）编制研讨会，参会人员重点针对术语和定义、毒性数据筛选和基准推导方法等多个问题进行充分讨论，推进了海水/淡水生物水质基准编制技术统一和融合。

2021 年 6 月，编制组形成标准征求意见稿草案和编制说明。

2021 年 8 月 18 日和 9 月 6 日，编制组两次参加《淡水水生生物水质基准制定技术指南（修订报批稿）》（HJ 831）与本标准征求意见稿草案协同研讨会，重点针对基准值计算公式、毒性数据处理和毒性数据优先性等多个问题进行讨论，编制组对本标准文本和编制说明进一步修改和完善。

2021 年 9 月 26 日，生态环境部法规与标准司组织召开标准开题论证会暨征求意见稿技术审查会，与会专家一致通过了标准技术审查，并提出进一步规范本标准文本、完善标准编制说明的意见。编制组根据专家意见，将标准题目修改为《海洋生物水质基准推导技术指南（试行）》，并充分吸纳技术审查会专家意见，形成《海洋生物水质基准推导技术指南（试行）》公开征求意见稿及编制说明。

2 标准制订的必要性分析

随着推动环境治理体系和治理能力现代化、构建国家生态环境风险防范体系的提出，生

态环境基准在我国生态环境管理中的基石作用日益显现。《淡水水生生物水质基准制定技术指南》(HJ 831—2017)^[1]、《淡水水生生物水质基准—镉》(2020 年版)(生态环境部公告 2020 年第 11 号)^[2]、《淡水水生生物水质基准—氨氮》(2020 年版)(生态环境部公告 2020 年第 24 号)^[3]和《淡水水生生物水质基准—苯酚》(2020 年版)(生态环境部公告 2020 年第 70 号)^[4]的发布,推动了我国生态环境基准推导技术方法的应用和发展。海洋生物水质基准推导是海洋环境基准方法学体系的重要组成部分之一,其关键在于确定海水介质中各种污染物浓度/剂量与海洋生物效应(或反应)间的定量关系,可为《海水水质标准》(GB 3097—1997)的修订提供科学依据。尽管淡水相应的理论与方法也适用于海洋环境,但淡水与海洋生物区系特征不同,导致生物种类和构成存在显著差异;淡水与海洋物种在生理、进化和生活史上有一定的区别,会影响生物对同一污染物的敏感程度;同时,盐度、有机质等海洋环境要素对毒性结果的影响与淡水环境要素也完全不同。因此,国际上海洋生物水质基准的推导一般基于海洋生物的毒性测试数据^[5,6]。为更好地保护我国海洋生态系统、科学修订《海水水质标准》中的化学指标标准限值,有必要制定《海洋生物水质基准推导技术指南(试行)》。

本标准在以下基准推导过程中的关键技术要求方面重点突出了海洋生态系统的特点。

一是综合考虑我国海域海洋生物分布情况、海洋生物相关标准毒性测试方法中的推荐物种和海洋生物的经济价值等因素,首次提出我国海洋生物水质基准推导受试生物推荐名录。

二是基于营养级和海洋生物门类代表性,以及海洋生物相关标准毒性测试方法的可获取情况,兼顾基准推导的科学性和可操作性,提出符合我国海洋生物区系特征的“5 科 10 种”最少毒性数据需求。

三是依据不同海洋生物的生命周期和繁殖特性等不同,对不同门类的海洋生物规定了差异化的实验暴露时间,使得基准推导过程中对于急、慢性毒性数据的选择更加精准。

四是选择与种群水平效应相关联的生长、存活和繁殖等毒性效应,在一定程度上降低了由于基因、酶活等分子水平毒性效应数据对基准推导带来的不确定性。

五是将海洋生态毒理学实验中的毒性终点、生命阶段、暴露方式、污染物化学分析等相关内容科学排序,推荐毒性数据的优先序,实现了在充分利用现有毒性数据前提下毒性数据选取最优化的目标。

六是推荐科学性和可操作性兼备的回归分析方法,解决了海水水质参数对基准值的影响。

七是提出同效应急性值/慢性值的计算方法,解决了不同类型效应所占权重不同的问题,选取最敏感的同效应急/慢性值作为种急/慢性值,达到了更好保护海洋物种的目的。

3 国内外研究进展

3.1 国外研究进展

3.1.1 水质基准研究方法学概况

国际上开展水质基准的基础和应用研究工作始于 20 世纪初期。自 20 世纪 80 年代初以来,美国、欧盟、荷兰、澳大利亚/新西兰和加拿大等国家和国际组织的环境管理部门根据其水环境污染状况和环境政策,先后发布了保护水生生物水质基准推导文件或技术指南,建立了各自的水质基准和生态风险评估研究体系^[5-11]。美国和欧盟制定的水质基准体系是根据自身的水生生态系统区系特征和自然条件建立起来的,基准推导方法基于生态风险评价技术开展。美国拥有世界上体系相对完善且科学性强的水质基准和标准,1972 年美国通过“清洁水法”,首次确立了基准在环境标准和保护工作中的法律地位,引领国际水质基准领域的发展。1985 年,美国环保局(US EPA)针对淡水生物和海洋生物编制形成《保护水生生物的水质

基准技术指南》(以下简称“USEPA 导则”)[5], 此后, 于 2002 年、2004 年、2006 年、2009 年和 2012 年分别发布不断更新的保护水生生物国家推荐水质基准值。2015 年召开专家会议启动水生生物基准技术指南文件修订计划, 并和 8 个金属协会签署应用生物有效性模型的合作研发协议。

欧盟(EU)于 2000 年颁布《水框架指令》(WFD), 对水环境质量标准的制定起到了发展和促进作用。WFD 作为一个法律框架, 旨在保护淡水和海洋生态系统免受污染物的不利影响, 保障人群健康。欧盟利用环境风险评估技术推导污染物的预测无效应浓度(PNEC)作为水质目标进行管理, 2003 年发布《现存和新增化学物质和杀虫剂风险评价技术指导文件》(TGD)(以下简称“TGD 导则”)[9]。2004 年, 应欧盟环境委员会的要求, 弗劳恩霍夫研究所(FHI)以 TGD 导则(2003)为基础, 编写了建立水质基准的技术指导手册《水框架指令优先污染物水质基准推导方法手册》(以下简称“FHI 导则”)[12]。2007 年, 在欧盟 WFD 框架下, 环境质量基准专家组启动水环境领域的环境质量基准编制工作。此项活动由英国和联合研究中心牵头组织, 由欧盟成员国专家组成的欧盟 E 工作组给予支持。2011 年, 欧盟发布《环境质量基准推导技术指南》, 并于 2018 年更新(以下简称“EU 导则”)[10,11]。

加拿大环境部长理事会(CCME)于 1999 年首次发布《保护水生生物水质基准制定规范》(以下简称“CCME 导则”), 并于 2007 年修订、完善[6]。荷兰国家公共卫生与环境研究院(RIVM)于 2001 年发布《关于制定环境风险限值的指导文件》(以下简称“RIVM 导则”)[7], 并于 2007 年修订、完善[13]。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(ANZECC & ARMCANZ)于 2000 年发布《淡水和海水水质技术指南》(以下简称“ANZECC 导则”)[8], 并于 2018 年修订、完善[14]。世界各国的基准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)。

在基准类型方面, 保护水生生物的水质基准从最初仅对一些毒性效应数据的描述, 之后改为一系列浓度效应关系和推荐浓度限值, 到目前的数值型体系, 已形成了由保护水体功能和保护环境受体相结合以及由多种基准类型组成的基准体系, 如美国、加拿大和澳大利亚/新西兰等国家的方法中就有由急性毒性数据推导的短期保护基准值和由慢性毒性数据推导的长期保护基准值等。这种方式并不是将基准值进行等级划分, 而是不同基准值对应不同的管理目标; 此外, 这与毒性数据的多少、可用数据的类型有直接关系。

水质参数影响污染物的生物有效性, 最终影响生物体内的污染物剂量。尤其随着毒理学研究的深入, 在数据类型方面, 单一的急、慢性毒性数据已不能满足现有研究体系的需求, 还需辅以水质参数对污染物毒性的影响评估。此外, 在毒性终点方面, 由于在近年来的毒理学研究中, 无观察效应浓度(NOEC)和最低观察效应浓度(LOEC)在计算方法和统计学等方面受到质疑, 二者逐渐被 10%效应浓度(EC₁₀)和 20%效应浓度(EC₂₀)等代替[15], 因此, 对于慢性毒性终点的选择, 通常基于回归分析的效应浓度 EC_x 数据要优于基于假设检验的 NOEC/LOEC 数据。

用于推导水生生物基准的毒性数据可以通过实验测定或者模型来预测。对于大量的现存和新兴化学物质, 仅靠实验测定来获取污染物生态毒理学特性方面的信息, 费时费力, 而且存在时间滞后性和一定不确定性。因此, 亟需发展基于计算机模型的预测毒理学增补实验数据, 以满足生态风险评价的需要。定量结构-活性相关(QSAR)模型和种间相关估计(ICE)模型可用于预测污染物的生态毒理学效应, 将毒性预测模型纳入到基准研究中也是当前国际研究的热点[16-19]。RIVM 导则(2001)明确提出可应用 QSAR 方法进行生态安全阈值的求算。ICE 模型为当前除 QSAR 外的一种新兴、便捷的毒性估算方法, 由于可以实现从一种替代物种到多物种的毒性预测, 近年来也被应用于基准值的计算[20,21]。

在效应指标方面, 尽管存活、生长和繁殖等传统毒理学测试指标是推导用于保护生态系统的水质基准的首选指标, 但非传统指标, 如内分泌干扰、酶诱导、酶抑制、行为效应、组

织学效应、应激蛋白诱导, 基因水平改变、致畸性和致癌性等, 通常比传统指标更敏感, 这些指标在推导持久性有机物或内分泌干扰物 (EDCs) 等基准过程中的重要性日益凸显^[22]。如美国在推导保护水生生物的三丁基锡 (TBT) 基准时, 使用了荔枝螺性畸变研究数据, 以确定最终的慢性基准值; 有研究指出利用鱼类发育指标所推导的 17 α -雌二醇基准低值远低于使用传统指标 NOEC 所推导的基准值^[23]。此外, 在毒性实验设计方面, 除加强实验室单一物种的低剂量长期暴露研究外, 多物种的实验室、现场或半现场 (微宇宙或中宇宙) 测试已成为基准研究中的热点, 目前环境暴露模型中研究及应用的优先顺序为现场、中宇宙/微宇宙、多物种实验室和单物种实验室测试。

与淡水环境相比, 海洋环境更为复杂。当前水质基准研究大多仍集中于淡水领域, 尽管相应的理论与方法也适用于海洋环境, 但鉴于海洋物种毒性数据的有限性、淡水与海洋物种的敏感性差异和海洋环境的复杂性等因素, 海洋生物水质基准研究仍有诸多方面需要深入研究及方法学上的完善, 如盐度、有机质、溶解氧和 pH 等环境要素对毒性结果的影响等。尤其对于无机物, 淡水和海洋生物的可利用性存在差异, 这些差异是影响污染物生物响应的主要因素。此外, 淡水和海洋物种在生理、进化地位和生活史上都有一定的区别, 这些都会影响生物对毒性物质的敏感程度。美国和加拿大在推导海水水质基准时明确规定只可使用海洋物种的毒性数据。

海洋生物水质基准的主要基础数据来源为毒性实验研究或现场调查得出的环境毒理学数据。目前这些数据多是基于受试生物存活、生长和繁殖等传统测试指标的急慢性毒性实验数据。为了使海洋生物水质基准能保护海洋中大部分生物免受不可接受危害的影响, 在有限的毒性数据的基础上还需辅以一定的定值方法, 方可建立某一污染物的海洋生物水质基准值。因此, 建立海洋生物水质基准的核心是海洋生物水质基准方法学, 即如何定值的问题。广义上, 海洋生物水质基准方法学包括两部分: 其一, 基础毒性数据的获取方法, 即毒理学实验的相关内容; 其二, 由毒性数据建立海洋生物水质基准的定值方法。其中基础毒性数据决定定值方法, 进而决定基准值的合理性。在基准定值方法方面, 目前基本形成了根据毒性数据质量和数量, 以物种敏感度分布 (SSD) 模型为主, 评估因子 (AF) 为辅的推导体系。在构建 SSD 模型时, 已不拘泥于 US EPA 所推出的对数三角模型 (log-triangle) 拟合分布方法, 根据毒性数据量常用的推导方法包括正态 (normal) 分布模型、逻辑斯谛 (logistic) 分布模型、对数正态 (log-normal) 分布模型、对数逻辑斯谛 (log-logistic) 分布模型和伯尔 III 型 (Burr type III) 模型等, 主流趋势是采用最佳拟合曲线推导最终基准值。

3.1.2 国际海水和淡水水质基准发布情况

3.1.2.1 美国

US EPA 所建立的水质基准为数值型双值基准。该双值基准体系由最大浓度基准 (CMC) 和持续浓度基准 (CCC) 组成。CMC 旨在保护水生生物不受高浓度污染物短期作用所造成的急性毒性效应的影响, 而 CCC 则是旨在保护水生生物不受低浓度污染物长期作用所造成的慢性毒性效应的影响。表 1 列出了 US EPA 推荐的保护淡水和海洋生物水质基准值, 包括金属、有机物、农药等的 CMC 和 CCC (<https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table#table>)。

表 1 美国环保局（US EPA）推荐的保护淡水和海洋生物的水质基准

序号	污染物名称	CAS 号	淡水生物		海洋生物		发布年份
			最大浓度 基准 (CMC) ($\mu\text{g/L}$)	持续浓度 基准 (CCC) ($\mu\text{g/L}$)	最大浓度 基准 (CMC) ($\mu\text{g/L}$)	持续浓度 基准 (CCC) ($\mu\text{g/L}$)	
1	砷 ¹	7440-38-2	340	150	69	36	1995
2	镉 ¹	7440-43-9	1.8 ²	0.72 ²	33	7.9	2016
3	铬（Ⅲ） ¹	16065-83-1	570 ²	74 ²	—	—	1995
4	铬（Ⅵ） ¹	18540-29-9	16	11	1100	50	1995
5	铜 ¹	7440-50-8	—	—	4.8	3.1	2007
6	铅 ¹	7439-92-1	65	2.5	140	5.6	1984
7	汞 ¹	7439-97-6	1.4	0.77	1.8	0.94	1995
8	镍 ¹	7440-02-0	470	52	74	8.2	1995
9	硒	7782-49-2	—	—	290	71	1999
10	银	7440-22-4	3.2	—	1.9	—	1980
11	锌	7440-66-6	120	120	90	81	1995
12	铝	7429-90-5	980 ³	380 ³	—	—	2018
13	氰化物	57-12-5	22	5.2	1	1	1985
14	杀螨剂	8065-48-3	—	0.1	—	0.1	1985
15	五氯苯酚	87-86-5	19	15	13	7.9	1995
16	艾氏剂	309-00-2	3.0	—	1.3	—	1980
17	林丹	58-89-9	0.95	—	0.16	—	1995
18	氯丹	57-74-9	2.4	0.0043	0.09	0.004	1980
19	4,4'-滴滴涕	50-29-3	1.1	0.001	0.13	0.001	1980
20	狄氏剂	60-57-1	0.24	0.056	0.71	0.0019	1995
21	α -硫丹	959-98-8	0.22	0.056	0.034	0.0087	1980
22	β -硫丹	33213-65-9	0.22	0.056	0.034	0.0087	1980
23	异狄氏剂	72-20-8	0.086	0.036	0.037	0.0023	1995
24	七氯	76-44-8	0.52	0.0038	0.053	0.0036	1980
25	环氧七氯	1024-57-3	0.52	0.0038	0.053	0.0036	1981
26	多氯联苯	—	—	0.014	—	0.03	—
27	毒杀芬	8001-35-2	0.73	0.0002	0.21	0.0002	1986
28	甲萘威	63-25-2	2.1	2.1	1.6	—	2012
29	氯	7782-50-5	19	11	13	7.5	1986
30	毒死蜱	2921-88-2	0.083	0.041	0.011	0.0056	1986
31	二嗪农	333-41-5	0.17	0.17	0.82	0.82	2005
32	谷硫磷	86-50-0	—	0.01	—	0.01	1986
33	马拉硫磷	121-75-5	—	0.1	—	0.1	1986

序号	污染物名称	CAS 号	淡水生物		海洋生物		发布年份
			最大浓度 基准 (CMC) (µg/L)	持续浓度 基准 (CCC) (µg/L)	最大浓度 基准 (CMC) (µg/L)	持续浓度 基准 (CCC) (µg/L)	
34	甲氧滴滴涕	72-43-5	—	0.03	—	0.03	1986
35	灭蚁灵	2385-85-5	—	0.001	—	0.001	1986
36	壬基酚	84852-15-3	28	6.6	7	1.7	2005
37	pH	—	—	6.5-9	—	6.5-8.5	1986
38	硫化物	—	—	2.0	—	2.0	1986
39	三丁基锡	—	0.46	0.072	0.42	0.0074	2004
40	氨氮	7664-41-7	— ⁴	— ⁴	— ⁴	— ⁴	海水 1989 淡水 2013
¹ 淡水和海水中金属的基准值以溶解态金属表示； ² 淡水硬度为 100（以 CaCO ₃ 计，mg/L）时的基准值，不同硬度条件下的淡水水质基准值计算详见： https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table ； ³ 淡水硬度为 100（以 CaCO ₃ 计，mg/L）、pH 为 7.0、溶解有机碳为 1.0 mg/L 时的基准值，不同水质参数条件下的淡水水质基准值计算详见： https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table ； ⁴ 海水根据离子形态设定不同的水质基准，淡水根据离子形态设定不同的水质基准并根据温度和 pH 进行校正，具体数值见： https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table 。							

3.1.2.2 欧盟

与 US EPA 水质基准类似，为兼顾特定污染物短期和长期的毒性作用，根据《水框架指令》，欧盟的 EU 导则（2011）定义了最大允许基准（MAC-QS）和年平均基准（AA-QS）。MAC-QS 为污染物在任何时候都不得超过的浓度限值，而 AA-QS 则是污染物在长期存在情况下所允许的最高浓度限值。表 2 给出了 2013 年欧盟推荐的污染物保护内陆水域和非内陆水域（除内陆水域外的过渡水域和沿海水域等）水生生物的年平均基准和最大允许基准（<http://data.europa.eu/eli/dir/2008/105/2013-09-13>）。

表 2 欧盟推荐的保护内陆和非内陆水生生物的年平均基准和最大允许基准

序号	污染物名称	CAS 号	内陆水生生物		非内陆水生生物	
			年平均基准 AA-QS (µg/L)	最大允许基准 MAC-QS (µg/L)	年平均基准 AA-QS (µg/L)	最大允许基准 MAC-QS (µg/L)
1	甲草胺	15972-60-8	0.3	0.7	0.3	0.7
2	蒽	120-12-7	0.1	0.1	0.1	0.1
3	阿特拉津	1912-24-9	0.6	2.0	0.6	2.0
4	苯	71-43-2	10	50	8	50
5	溴代二苯醚	32534-81-9	—	0.14	—	0.014

序号	污染物名称	CAS 号	内陆水生生物		非内陆水生生物	
			年平均基准 AA-QS ($\mu\text{g/L}$)	最大允许基准 MAC-QS ($\mu\text{g/L}$)	年平均基准 AA-QS ($\mu\text{g/L}$)	最大允许基准 MAC-QS ($\mu\text{g/L}$)
6	镉及其化合物 (取决于水体硬度) ¹	7440-43-9	≤ 0.08 (I类) 0.08 (II类) 0.09 (III类) 0.15 (IV类) 0.25 (V类)	≤ 0.45 (I类) 0.45 (II类) 0.6 (III类) 0.9 (IV类) 1.5 (V类)	0.2	≤ 0.45 (I类) 0.45 (II类) 0.6 (III类) 0.9 (IV类) 1.5 (V类)
7	四氯化碳	56-23-5	12	—	12	—
8	C10-13 氯代烷 烃	85535-84-8	0.4	1.4	0.4	1.4
9	毒虫畏	470-90-6	0.1	0.3	0.1	0.3
10	毒死蜱	2921-88-2	0.03	0.1	0.03	0.1
11	环戊二烯类杀 虫剂: 艾氏 剂, 狄氏剂, 异狄氏剂, 异 艾氏剂	309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	$\Sigma = 0.01$	—	$\Sigma = 0.005$	—
12	总滴滴涕	—	0.025	—	0.025	—
13	4,4'-滴滴涕	50-29-3	0.01	—	0.01	—
14	1,2-二氯乙烷	107-06-2	10	—	10	—
15	二氯甲烷	75-09-2	20	—	20	—
16	邻苯二甲酸二 (2-乙基己) 酯	117-81-7	1.3	—	1.3	—
17	敌草隆	330-54-1	0.2	1.8	0.2	1.8
18	硫丹	115-29-7	0.005	0.01	0.0005	0.004
19	莠莠	206-44-0	0.0063	0.12	0.0063	0.12
20	六氯苯	118-74-1	—	0.05	—	0.05
21	六氯丁二烯	87-68-3	—	0.6	—	0.6
22	六氯环己烷	608-73-1	0.02	0.04	0.002	0.02
23	异丙隆	34123-59-6	0.3	1.0	0.3	1.0
24	铅及其化合物	7439-92-1	1.2	14	1.3	14
25	汞及其化合物	7439-97-6	—	0.07	—	0.07
26	萘	91-20-3	2	130	2	130
27	镍及其化合物	7440-02-0	4	34	8.6	34
28	壬基酚	84852-15-3	0.3	2.0	0.3	2.0
29	辛基酚	140-66-9	0.1	—	0.01	—
30	五氯苯	608-93-5	0.007	—	0.0007	—
31	五氯苯酚	87-86-5	0.4	1	0.4	1

序号	污染物名称	CAS 号	内陆水生生物		非内陆水生生物	
			年平均基准 AA-QS ($\mu\text{g/L}$)	最大允许基准 MAC-QS ($\mu\text{g/L}$)	年平均基准 AA-QS ($\mu\text{g/L}$)	最大允许基准 MAC-QS ($\mu\text{g/L}$)
32	苯并[a]芘	50-32-8	1.7×10^{-4}	0.27	1.7×10^{-4}	0.027
33	苯并[b]荧蒽	205-99-2	—	0.017	—	0.017
34	苯并[k]荧蒽	207-08-9	—	0.017	—	0.017
35	苯并[g,h,i]-二 苯并[a,h]芘	191-24-2	—	8.2×10^{-3}	—	8.2×10^{-4}
36	西玛津	122-34-9	1	4	1	4
37	四氯乙烯	127-18-4	10	—	10	—
38	三氯乙烯	79-01-6	10	—	10	—
39	三丁基锡复合 物	36643-28-4	0.0002	0.0015	0.0002	0.0015
40	三氯苯	12002-48-1	0.4	—	0.4	—
41	三氯甲烷	67-66-3	2.5	—	2.5	—
42	氟乐灵	1582-09-8	0.03	—	0.03	—
43	三氯杀螨醇	115-32-2	1.3×10^{-3}	—	3.2×10^{-5}	—
44	全氟辛酸磺酸 及其衍生物	1763-23-1	6.5×10^{-4}	36	1.3×10^{-4}	7.2
45	喹氧灵	124495-18- 7	0.15	2.7	0.015	0.54
46	苯草醚	74070-46-5	0.12	0.12	0.012	0.012
47	治草醚	42576-02-3	0.012	0.04	0.0012	0.004
48	防污剂 Irgarol 1051	28159-98-0	0.0025	0.016	0.0025	0.016
49	氯氰菊酯	52315-07-8	8×10^{-5}	6×10^{-4}	8×10^{-6}	6×10^{-5}
50	敌敌畏	62-73-7	6×10^{-4}	7×10^{-4}	6×10^{-5}	7×10^{-5}
51	六溴环十二烷	—	0.0016	0.5	0.0008	0.05
52	七氯和环氧七 氯	76-44-8 1024-57-3	2×10^{-7}	3×10^{-4}	1×10^{-8}	3×10^{-5}
53	去草净	886-50-0	0.065	0.34	0.0065	0.034
¹ 按 CaCO_3 浓度 (mg/L) 划分, I类: < 40 ; II类: $40\sim 50$ (不包含 50); III类: $50\sim 100$ (不包含 100); IV类: $100\sim 200$ (不包含 200); V类: ≥ 200 。						

3.1.2.3 加拿大

加拿大建立的保护水生生态系统生物的水质基准也为双值型基准^[6], 依据数据量的多寡采用模型外推法和评估因子法推导基准值。其中, 长期暴露指导值 (即污染物的最大浓度或根据其特性而设定的浓度范围), 旨在保护各种水生生物 (所有物种及其各生命阶段) 不受污染物无期限的长期作用所造成的负面效应的影响; 短期暴露指导值旨在保护一部分特定的生物个体在突发事件 (如污染物泄漏事件) 过程中, 免受短期作用所造成的严重负面效应 (如

死亡)的影响。表3列举了CCME推荐的各类污染物对淡水和海洋生物短期和长期暴露指导值(<http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>)。

表3 加拿大环境部长理事会(CCME)推荐的淡水和海洋生物短期和长期暴露指导值

序号	污染物名称	CAS 号	淡水生物		海洋生物		发布年份
			短期暴露指导值 (µg/L)	长期暴露指导值 (µg/L)	短期暴露指导值 (µg/L)	长期暴露指导值 (µg/L)	
1	1,2,4-三氯苯	120-80-1	—	24	—	5.4	1997
2	1,2-二氯苯	95-50-1	—	0.7	—	42	1997
3	涕灭威	116-06-3	—	1	—	0.15	1993
4	砷	—	—	5	—	12.5	1997
5	苯	71-43-2	—	370	—	110	1999
6	镉	7440-43-9	1.0 ¹	0.09 ¹	—	0.12	2014
7	西维因	63-25-2	3.3	0.2	5.7	0.29	2009
8	百菌清	1897-45-6	—	0.18	—	0.36	1994
9	毒死蜱	2921-88-2	0.02	0.002	—	0.002	2008
10	六价铬	7440-47-3	—	1	—	1.5	1997
11	三价铬	7440-47-3	—	8.9	—	56	1997
12	硫丹	—	0.06	0.003	0.09	0.002	2010
13	乙苯	100-41-4	—	90	—	25	1996
14	吡虫啉	13826-41-3	—	0.23	—	0.65	2007
15	汞	7439-97-6	—	0.026	—	0.016	2003
16	甲基叔二丁醚	1634-04-4	—	10000	—	5000	2003
17	2-甲-4-氯苯氧乙酸	94-74-6	—	2.6	—	4.2	1995
18	一氯苯	108-90-7	—	1.3	—	25	1997
19	萘	—	—	1.1	—	1.4	1999
20	硝酸盐	14797-55-8	550000	13000	1500000	200000	2012
21	壬基苯酚及羟乙基物	84852-15-3	—	1	—	0.7	2002
22	苄氯菊酯	52645-53-1	—	0.004	—	0.001	2006
23	pH	—	—	6.5-9.0	—	7.0-8.7	1996
24	反应性活性氯	—	—	0.5	—	0.5	1999
25	银	—	—	0.25	7.5	—	2015
26	甲苯	108-88-3	—	2	—	215	1996
27	三丁基锡	—	—	0.008	—	0.001	1992
¹ 淡水硬度为 50(以 CaCO ₃ 计,mg/L)时的指导值,不同硬度对应的淡水水质指导值计算详见 http://st-ts.ccme.ca/en/index.html?lang=en&factsheet=20#aql_fresh_concentration							

3.1.2.4 澳大利亚和新西兰

澳大利亚和新西兰联合制定了水质基准推导技术指南，使用触发值（TV）作为水质基准。表 4 列举了不同类别污染物在不同保护水平（80%、90%、95%和 99%）下的保护淡水生物和海洋生物的触发值（<https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/resources/previous-guidelines/anzecc-armcanz-2000>）。

表 4 澳大利亚和新西兰推荐的淡水和海洋生物的触发值

序号	污染物类别	污染物名称	触发值（ $\mu\text{g/L}$ ）							
			淡水生物				海洋生物			
			保护水平（%物种）				保护水平（%物种）			
			99	95	90	80	99	95	90	80
1	金属/类金属	镉	0.06	0.2	0.4	0.8	0.7	5.5	14	36
2		铬（III）	—	—	—	—	7.7	27.4	48.6	90.6
3		铬（VI）	0.01	1.0	6	40	0.14	4.4	20	85
4		钴	—	—	—	—	0.005	1	14	150
5		铜	1	1.4	1.8	2.5	0.3	1.3	3	8
6		铅	1	3.4	5.6	9.4	2.2	4.4	6.6	12
7		汞	0.06	0.6	1.9	5.4	0.1	0.4	0.7	1.4
8		镍	8	11	13	17	7	70	200	560
9		银	0.02	0.05	0.1	0.2	0.8	1.4	1.8	2.6
10		三丁基锡	—	—	—	—	0.0004	0.006	0.02	0.05
11		钒	—	—	—	—	50	100	160	280
12		锌	2.4	8	15	31	7	15	23	43
13	非金属无机物	氨	320	900	1430	2300	500	910	1200	1700
14		氰化物	4	7	11	18	2	4	7	14
15	氯化烷烃	1,1,2-三氯乙烷	5400	6500	7300	8400	140	1900	5800	18000
16	苯胺类	3,4-二氯苯胺	1.3	3	6	13	85	150	190	260
17	芳香烃	苯	600	950	1300	2000	500	700	900	1300
18	多环芳烃	萘	2.6	16	37	85	50	70	90	120
19	氯苯类	1,2,4-三氯苯	85	170	220	300	20	80	140	240
20	酚类	苯酚	85	320	600	1200	270	400	520	720
21		五氯苯酚	3.6	10	17	27	11	22	33	55
22	其他工业化学品	聚（丙烯腈-丁二烯-苯乙烯）	200	530	800	1200	200	250	280	340
23	有机氯杀虫剂	硫丹	0.03	0.2	0.8	1.8	0.005	0.01	0.02	0.05
24		异狄氏剂	0.01	0.02	0.04	0.06	0.004	0.008	0.01	0.02
25	有机磷杀虫剂	毒死蜱	0.0004	0.01	0.11	1.2	0.0005	0.009	0.04	0.3
26		双硫磷	—	—	—	—	0.0004	0.05	0.4	3.6
27	溢油分散剂	Corexit 9527 分散剂	—	—	—	—	230	1100	2200	4400

3.1.3 海洋和淡水生物水质基准差异分析

由于淡水和海水之间污染程度的差异、污染物生物可利用性和毒性影响因素的差异,以及受试生物对污染物的毒理学敏感性差异,使得同一机构推导的淡水和海水水质基准间也存在着显著差异。具体差异原因主要可概括为以下两个方面:

a) 水质参数对生物有效性的影响差异。污染物的生物有效性和毒性效应的影响因素是造成海水和淡水中基准值差异的主要原因。这些影响因素包括溶解氧、有机碳、溶解有机质、pH、氧化还原电位、硬度、碱度、盐度等水质参数,其对污染物在水体中的存在形态、迁移转化、生物有效性和毒性效应等起着重要的调控作用。例如,在镉的不同形态中, Cd^{2+} 的生物可利用性较高,随着盐度的增加,更多的 Cd^{2+} 转化为 CdCl_2 和 CdCl_3^- ,二者不易通过生物膜,在一定程度上降低了生物毒性。镉对底鳉(*Fundulus heteroclitus*)的毒性即随着盐度的升高而降低^[24]。类似地,随着溶解有机碳含量的增加,铜对墨角藻(*Fucus vesiculosus*)的毒性降低,由于铜离子与有机配位体的结合,自由铜离子的含量降低,进而导致了铜的生物可利用性和生物毒性的降低^[25]。与淡水环境系统相比,海洋生态系统更为复杂。研究表明,由 SSD 模型外推法推导得出的镉、铜、铅、锌等 7 种重金属对淡水物种的 5%物种危害浓度(HC_5)要低于对海洋物种的 HC_5 ,即海水中重金属对海洋物种的毒性要低于淡水物种,其原因可能是由于海水条件下非络合态或自由离子形式的重金属含量减少,导致了其生物可利用性的降低。此外,海洋生物对锌、铜等金属吸收的调节能力更强,也导致了其对金属更耐受^[26]。而氯丹、毒死蜱等农药以及苯酚、甲苯等麻醉性有机物对淡水物种的 HC_5 要高于对海水物种的 HC_5 ,即海水中农药和麻醉性污染物对海洋物种的毒性往往要高于淡水物种,原因可能与海水的“盐析效应”有关,由于海水中较强的离子强度,农药和麻醉性有机物在海水中的溶解度要小于淡水中的溶解度,当低于饱和溶解度时,海洋环境中的污染物可能具有较高的有效浓度、增强的活性以及较高的生物可利用性,从而具有更强的毒性效应^[26]。US EPA 和欧盟先后发布了基于硬度、pH 和溶解有机碳等参数校正的铝、镉等重金属淡水水质基准和基于温度、pH 等参数校正的氨氮淡水水质基准^[27-30];然而,由于海洋环境的复杂性,目前国际上尚未发布基于海水水质参数校正的重金属等污染物的海水水质基准。

b) 受试生物的毒理学敏感性差异。在基准值推导过程中,淡水物种和海水物种的敏感性存在差异。与淡水物种相比,海水物种其生长和繁殖受到诸多物理化学条件的限制与影响,针对污染物胁迫的响应可能与淡水生物也不尽相同。淡水和海洋的无脊椎动物在生理、进化和生活史上都有一定的区别,最重要的是,与淡水环境相比,海洋环境中的生物在系统发生上比较多变。海洋系统中的一些生物是淡水没有的(如棘皮类、头足类和栉水母类等),淡水中也有一些生物包括昆虫和两栖类是海洋环境中没有的。US EPA 和 CCME 在推导海水水质基准时明确规定只可使用海水物种的毒性数据,因此在其发布的污染物基准值中,同一物质的淡水和海水基准值不尽相同,例如 US EPA 发布的镉的海水 CMC 和 CCC 值比淡水的 CMC 和 CCC 值分别高 1 个数量级^[28]。总体而言,对于无机物,淡水生物较为敏感;对于有机物,海洋生物较为敏感^[26,31]。

3.2 国内研究进展

我国海洋生物水质基准工作始于 20 世纪 90 年代,研究机构主要有:国家海洋环境监测中心、中国环境科学研究院、香港城市大学和中国海洋大学等。国家海洋环境监测中心是生态环境部直属业务中心,在海洋生态环境监测和评价等领域有着丰富的工作和实践经验。在监测方法方面组织制定了《海洋监测规范》(GB 17378—2007)、《海洋监测技术规程》(HY/T 147—2013)等标准;在评价方法方面组织编制了《海洋工程环境影响评价技术导则》(GB/T 19485—2004)、《近岸海洋生态健康评价指南》(HY/T 087—2005)等海洋领域的重要标准;

在质量标准方面，组织编制《海洋沉积物质量》（GB 18668—2002）等海洋领域重要国家标准。相关标准为支撑我国海洋生态环境监测、海洋生态环境管理等提供了有力技术支撑。国家海洋环境监测中心依托“国家环境保护近岸海域生态环境重点实验室”，紧跟国际前沿，近 10 年来研究团队先后牵头开展了多个与海水水质基准相关的研究工作，以及三大海洋环境质量标准修订的预研工作等，取得了一批卓有成效的研究成果，包括初步构建了基于我国海洋生物区系特征的污染物海洋生物水质基准推导方法；开展了 20 余种特征污染物对不同营养级海洋生物的急、慢性毒性研究，确定了 20 余种有毒有害污染物的海洋生物水质基准值，在海洋环境基准研究和海洋环境质量标准制定方面积累了大量经验和基础数据。香港城市大学主要围绕污染物海洋生物水质基准方法学开展研究。中国海洋大学重点开展了近海污染物的海洋生物水质基准研究。中国环境科学研究院侧重重金属水质基准模型与理论预测研究。总体而言，不同机构的海洋环境质量基准工作各有侧重，且相互之间建立了合作关系。

近年来，我国海洋生物水质基准研究工作取得了显著进展，相继启动了一系列与海洋环境质量基准相关的科研项目，包括国家 863 计划“海洋环境监测技术”重大专项课题“陆源入海排污口典型有机污染物的海洋环境效应阈值确定的关键技术研究（2007AA09Z126）”、海洋公益性科研专项“近海海水质量基准/标准的研究与制定（200805090）”、科技部国家重点研发计划项目“渤海入海污染源解析与水质目标管控关键技术与示范（2018YFC14076）”，针对海洋生物水质基准开展了系统性研究，在基准类型及用途、数据类型、效应指标、数据使用和定值方法等方面均取得了阶段性进展，基准体系日趋成熟，取得了一些研究成果。初步构建了基于我国海洋生物区系特征和物种敏感度分布模型的污染物海洋生物基准推导方法，积累了多环芳烃、全氟类化合物、农药等多种海洋环境污染物对不同营养级海洋生物的急、慢性毒理学数据。

4 标准制订的基本原则和技术路线

4.1 标准制订的基本原则

4.1.1 科学性

本标准的编制严格遵守我国相关法律、法规和标准。对国内外海水水质基准现状、法律法规、工作机制、技术现状和发展趋势等进行调研和对比分析，以便在标准制定过程中可以充分借鉴国内外的最新成果，使我国的海水水质基准工作能够适应我国政策法规的相关要求和发展趋势，实现与国际的接轨。

4.1.2 准确性

本标准的各项定义严谨、明确、清晰；标准的适用范围、物种及毒性数据筛选的原则科学、合理，体现在对物种数量和毒性数据选择、评价、分级、补充等流程的具体要求均参考国际和国内相应的推荐方法或经验，以确保基准推导过程的准确性。

4.1.3 可行性与实用性

本标准主要围绕我国海洋生物区系特征选取推荐物种，充分吸收国内水环境质量基准最新研究成果，并与国家管理目标紧密结合，服务于海洋环境质量改善的总体目标，明确标准制定的工作程序，提高工作效率，保证工作质量，以科学为准则，确保我国海洋生物基准的可行性和实用性，为海洋环境管理服务。

4.1.4 规范性

本标准的编制体例、格式等符合中华人民共和国国家环境保护标准 HJ 565—2010 的要求。部分术语与定义参考了国家标准中相关毒性测试的表述，保证科学性和规范性。

4.2 标准制订的技术路线

本标准制订的技术路线见图 1。

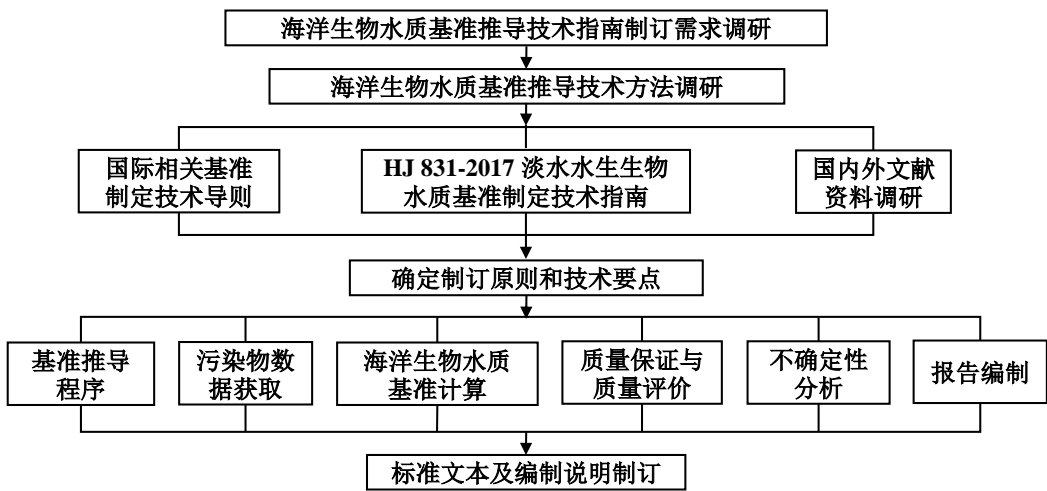


图 1 标准制订的技术路线

5 标准主要技术内容

5.1 适用范围

本标准明确规定了海洋生物水质基准确定技术的一般性程序、方法和技术要求。

本标准适用于单一化学污染物的我国海洋生物水质基准的推导，不适用于化学需氧量（COD）、生化需氧量（BOD）等复合污染指标以及多种化学物质共同形成的复合污染物（包括人工纳米材料和微塑料等颗粒态污染物）的基准推导。

本标准不适用于具显著内分泌干扰效应的污染物、高生物累积性污染物的海洋生物水质基准推导。具显著内分泌干扰效应的污染物^[32]（如甲基汞、双酚 A 等，见表 5）毒性作用模式复杂，毒性效应终点繁多，难以直接利用 SSD 模型拟合推导基准，需进一步研究并建立内分泌干扰物的基准推导技术方法。高生物累积性污染物一般指生物富集因子（BCF）> 5000 L/kg 或 $\log K_{ow} > 4.5$ （ K_{ow} 是辛醇-水分配系数）的污染物^[33]，其海洋生物水质基准的确定需要污染物在生物体组织中的最大允许浓度数据的支持，现阶段相关数据匮乏，其确定需进一步研究并建立相应的推导方法。

表 5 世界卫生组织（WHO）对内分泌干扰物（EDCs）的分类

分类	内分泌干扰物（EDCs）的具体实例
持久的和生物蓄积的卤代烃类化学物质	
持久性有机污染物（POPs）（《斯德哥尔摩公约》）	多氯代二苯并-对-二噁英（PCDDs）/多氯代二苯并呋喃（PCDFs）、 多氯联苯（PCBs） 、六氯苯（HCB）、 全氟辛烷磺酸（PFOS） 、 多溴联苯醚（PBDEs） 、多溴联苯（PBBs）、氯丹、灭蚁灵、毒杀芬、 滴滴涕（DDT） /滴滴伊（DDE）、林丹、硫丹
其他持久性和生物蓄积性化学品	六溴环十二烷（HBCD） 、短链氯化石蜡（SCCP）、全氟羧酸盐（PFCAs）（如 全氟辛酸（PFOA） ）、八氯苯乙烯、多氯联苯甲基砷
持久性差和生物蓄积性小的化学物质	
在材料和货物中的增塑剂和其他添加剂	邻苯二甲酸酯（ 邻苯二甲酸二异辛酯（DEHP） ）、邻苯二甲酸二丁酯（DBP）、邻苯二甲酸丁苄酯（BBP）、邻苯二甲酸二异壬酯（DiNP）、磷酸三苯酯、二(2-乙基己基)己二酸、 <i>n</i> -丁基苯、三氯二苯脲、丁基羟基茴香醚
多环芳香族化合物（PACs），包括多环芳烃	苯并[a]芘 、苯并[a]蒽、芘、蒽
卤代酚类化学品（HPCs）	2,4-二氯苯酚、五氯酚、羟基-多氯联苯、羟基多溴联苯醚、四溴双酚 A、2,4,6-三溴苯酚、三氯生
非卤代酚类化学品（非 HPCs）	双酚 A 、双酚 F、双酚 S、壬基酚、辛基酚、间苯二酚
农药、药品和个人护理品	
目前使用的农药	2,4-二氯苯氧乙酸（2,4-D）、 阿特拉津 、西维因、马拉硫磷、代森锰锌、 乙烯菌核利 、咪唑胺、腐霉利、毒死蜱、杀螟松、利谷隆
药品、生长促进剂和个人护理品	内分泌活性物质（如己烯雌酚、炔雌醇、他莫昔芬、 左烯诺孕酮 ）、选择性血清素再摄取抑制剂（SSRIs；如 氟西汀 ）、氟他胺、4-甲基亚苄基樟脑、辛基一甲氧基肉桂酸酯、对羟基苯甲酸酯、 环甲基硅氧烷（D4、D5、D6） ，佳乐麝香、3-亚苄基樟脑
其他化学品	
金属和有机金属化学品	砷、镉、铅、汞、 甲基汞 、三丁基锡、三苯基锡
天然激素	17 β -雌二醇、雌酮、睾酮
植物雌激素	异黄酮（如染料木黄酮，大豆黄素）、香豆素（如香豆雌酚）、真菌毒素（如玉米赤霉烯酮）、异戊烯黄酮（如 8-异戊烯基柚皮素）
注：表中加粗的化学物质为具显著内分泌干扰效应的污染物。	

5.2 标准结构框架

本标准结构框架分为两部分：

- 正文部分：包括适用范围、规范性引用文件、术语和定义、基准推导程序、方案制定、数据获取、基准推导、质量保证与质量评价、不确定性分析和报告编制等 10 章。
- 附录部分：包括“附录 A 海洋生物水质基准数据收集参考表”“附录 B 中国海洋生物

水质基准推导受试生物推荐名录”“附录 C 国内外涵盖海洋生物的标准毒性测试方法”“附录 D 海洋生态毒理学实验中暴露方式和暴露时间的一般性要求”和“附录 E 海洋生物水质基准技术报告编制大纲及要求”。

5.3 规范性引用文件

本标准共引用了 11 个规范性文件，具体引用内容见表 6。

表 6 规范性文件及具体引用内容

标准编号	规范性引用文件	引用内容
GB 17378.7	海洋监测规范 第 7 部分：近海污染生态调查和生物监测	作为推荐的海洋模式物种来源及海洋生物标准毒性测试方法参考引用
GB 30980	海洋倾倒物质评价规范 疏浚物	作为推荐的海洋模式物种来源及海洋生物标准毒性测试方法参考引用
GB/T 1.1	标准化工作导则 第 1 部分：标准文件的结构和起草规则	作为《海洋生物水质基准技术报告》编制大纲中对图、表和数学公式的编写要求引用
GB/T 7714	信息与文献 参考文献著录规则	作为《海洋生物水质基准技术报告》编制大纲中对参考文献的编写要求引用
GB/T 18420.2	海洋石油勘探开发污染物生物毒性 第 2 部分：检验方法	作为推荐的海洋模式物种来源及海洋生物标准毒性测试方法参考引用
GB/T 21807	化学品 鱼类胚胎和卵黄囊仔鱼阶段的短期毒性试验	作为海洋生物标准毒性测试方法参考引用
GB/T 21854	化学品 鱼类早期生活阶段毒性试验	作为海洋生物标准毒性测试方法参考引用
GB/T 34666.1	水质基准数据整编技术规范 第 1 部分：污染物含量	作为收集污染物在水环境中暴露浓度的数据内容引用
GB/T 34666.2	水质基准数据整编技术规范 第 2 部分：水生生物毒性	作为收集污染物对水生生物毒性的数据内容引用
HJ 831	淡水水生生物水质基准制定技术指南	作为整体层次框架和具体方法、原则等参考引用
HY/T 147.5	海洋监测技术规程 第 5 部分：海洋生态	作为推荐的海洋模式物种来源及海洋生物标准毒性测试方法参考引用

5.4 术语和定义

本标准中对水质基准、海洋生物水质基准、水生生物短期水质基准、水生生物长期水质基准、物种敏感度分布、半数致死浓度、 $x\%$ 效应浓度、最低观察效应浓度、无观察效应浓度、最大容许毒物浓度、同效应急性值、同效应慢性值、 $x\%$ 物种危害浓度和评估因子等 14 个关键术语进行了定义。术语与定义编写依据见表 7。

表 7 术语与定义编写依据

术语	英文名称及缩写	原术语/定义	现定义	编写依据
水质基准	water quality criteria	水环境中的污染物质或有害因素对人体健康和水生态系统不产生有害效应的最大剂量或水平。	水环境中的污染物或有害因素对人体健康和水生态系统不产生有害影响的最大浓度或水平。	改写 HJ 831—2017，删掉“质”，将“人体健康”修改为“人群健康”，将“剂量”改为“浓度”，表述更准确、简洁。
海洋生物水质基准	water quality criteria of marine organisms	—	海水环境中的污染物或有害因素对海洋生物及其用途不产生有害影响的最大浓度或水平。	新增，在“水质基准”定义的基础上进行具体化，表述更为准确。
水生生物短期水质基准	short-term water quality criteria for aquatic organisms, SWQC	—	对水生生物及其用途不产生急性有害影响的水体中污染物或有害因素的最大浓度或水平。	依据 US EPA 导则（1985）修改定义，表述更为准确。
水生生物长期水质基准	long-term water quality criteria for aquatic organisms, LWQC	—	对水生生物及其用途不产生慢性有害影响的水体中污染物或有害因素的最大浓度或水平。	依据 US EPA 导则（1985）修改定义，表述更为准确。
物种敏感度分布	species sensitivity distribution, SSD	描述不同物种对环境因子敏感性相互关系的数据分布，本标准采用环境因子的效应浓度与受影响物种累积概率之间的关系曲线来表示。	描述不同物种由于生活史、生理构造、行为特征和地理分布等的不同，对某一污染物的敏感性差异遵循的概率分布规律。	改写 HJ 831—2017，表述更详细、准确。
半数致死浓度	median lethal concentration, LC ₅₀	引起一组受试实验生物半数死亡的污染物浓度。	引起一组受试生物中 50%的个体死亡的污染物浓度。	改写 HJ 831—2017，表述更准确。
x%效应浓度	x% effect concentration, EC _x	引起一组受试实验生物半数出现某种生物效应的污染物浓度。	引起一组受试生物中 x%的个体产生某种效应的污染物浓度。	改写 HJ 831—2017，表述更准确。
最低观察效应浓度	lowest observed effect concentration, LOEC	最低可观察效应浓度：与对照相比，对受试生物产生显著（ $P < 0.05$ ）效应的最低受试物浓度。	与对照相比，对受试生物产生某种显著效应（ $p < 0.05$ ）的最低污染物浓度。	改写 GB/T 21828—2008，表述更准确。
无观察效应浓度	no observed effect concentration, NOEC	无可观察效应浓度：实验中直接低于 LOEC 的受试物设置浓度，即与对照相	与对照相比，对受试生物未产生某种显著效应（ $p > 0.05$ ）的最高污染物浓度。	改写 GB/T 21828—2008，表述更准确。

术语	英文名称及缩写	原术语/定义	现定义	编写依据
		比，对受试生物未产生显著（ $P<0.05$ ）效应的最高受试物设置浓度。		
最大容许毒物浓度	maximum acceptable toxicant concentration, MATC	—	在规定的暴露条件下，某种污染物对暴露生物不引起有害作用的最高浓度，数值为 NOEC 和 LOEC 的几何平均值。	新增，基准推导的基础数据。[来源：G.M. Rand. et al. 水生毒理学基础：效应、环境归趋和风险评估(Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment) . Boca Raton: CRC Press. 1995, p42]
同效应急性值	acute value for the same effect, AVE	—	某种污染物对同一受试生物的某类急性毒性效应（一般分为生长和存活两类）的多组毒性值的几何平均值。	新增，基准推导的关键数据。[来源：欧盟委员会（European Commission）. 环境质量基准推导技术指南（Technical guidance for deriving environmental quality standards）. 2018, p161]
同效应慢性值	chronic value for the same effect, CVE	—	某种污染物对同一受试生物的某类慢性毒性效应（一般分为生长、繁殖和存活三类）的多组毒性值的几何平均值。	新增，基准推导的关键数据。[来源：欧盟委员会（European Commission）. 环境质量基准推导技术指南（Technical guidance for deriving environmental quality standards）. 2018, p161]
x%物种危害浓度	hazardous concentration for x% of species, HC _x	5%物种危害浓度：受影响物种的累积概率达到 5%时的污染物浓度，或 95%的物种能够得到有效保护的污染物浓度。	根据物种敏感度分布，受影响物种的累积频率达到 x%时的污染物浓度，即能保护（100-x）%物种的污染物浓度。	改写 HJ 831—2017，定义表述涵盖意义更广泛；补充“根据物种敏感度分布”，表述更准确；“或”前后含义相同，修改为“即”。
评估因子	assessment factor, AF	从 HC ₅ 外推来获得水质基准所需的调整数值。	由有限物种毒性外推到生态系统过程中产生的不确定性的安全因子。	改写 HJ 831—2017，表述更准确。

5.5 基准推导程序

针对某一具体的污染物，制定其海洋生物水质基准主要包括 6 个程序，包括方案制定、数据获取、基准推导、不确定性分析、报告编制和质量保证与质量评价。

5.6 方案制定

分别从“明确工作要求”“熟悉背景资料”“确定数据来源”“明确技术要点”“了解编制要求”和“确定工作方案”6 个方面对方案制定做出规定，使海洋生物水质基准推导工作准备更加充足，推导过程更加规范。

5.7 数据获取

5.7.1 数据获取程序

数据获取主要包括数据收集、数据筛选和毒性数据评价 3 个步骤。

5.7.2 数据收集

5.7.2.1 数据需求

根据《水质基准数据整编技术规范 第 1 部分：污染物含量》（GB/T 34666.1—2017）和《水质基准数据整编技术规范 第 2 部分：水生生物毒性》（GB/T 34666.2—2017）的数据整编内容^[34,35]，并参考我国淡水水质基准研究成果^[1]和美国生态毒性数据库（ECOTOX）的数据内容，制定本标准的污染物数据需求分类。数据类别包括污染物的基本信息、理化特性数据、海水环境暴露数据、毒性数据、受试生物信息，以及相关海水水质参数数据：

- a) 污染物基本信息：包括物质名称、分子式、化学物质登记号（CAS 号）、用途等；
- b) 污染物固有的理化特性数据：包括熔点、沸点、溶解度、蒸气压、辛醇-水分配系数、化学平衡常数、半衰期等；
- c) 污染物海水环境暴露数据：包括采样站位信息、采样数据信息、样品分析信息、海水水质参数等；
- d) 污染物对海洋生物的毒性数据：包括实验方法、暴露方式、暴露浓度、实验设计、暴露时间、毒性终点、效应浓度等；
- e) 受试生物信息：包括受试生物的中文名、常用名、学名（拉丁名）、分类地位、生活习性、栖息地特征和地理分布区域等；
- f) 对污染物毒性有影响的我国海域水质参数的数据：包括盐度、温度、pH、溶解有机碳含量等，同时应包含监测时间、监测区域或采样地点信息等。

收集数据时可参考本标准的附录 A。

5.7.2.2 数据来源

数据的来源主要包括：

- a) 有明确数据来源的国内外生物毒性数据库；
- b) 经同行评议认可的公开发表的文献或报告；
- c) 国家政府部门发布的相关数据；
- d) 经专家判断可靠的其他来源数据；
- e) 在基准推导过程中补充测试且经同行评议认可的毒性数据（受试物种参见本标准附录 B）。

国外主流毒性数据库主要包括 US EPA 的 ECOTOX 数据库(<http://efpub.epa.gov/ecotox/>), 国内在毒性数据库的构建方面相对滞后, 目前没有可用的海洋生态毒性数据库。公开发表的文献或报告主要来源于国内外主流文献检索平台。如以上数据不能满足海洋生物水质基准推导的需求, 则需要按照国内外现行涵盖海洋生物的标准毒性测试方法或公开发表文献中相对成熟的毒理学测试方法进行实验, 以获取相关毒性数据。

5.7.3 数据筛选

5.7.3.1 受试生物筛选

不同的国家和地区对于用于推导海洋生物水质基准的受试生物有不同的要求。本标准认为适合我国国情的海洋物种选择需要从以下方面考虑:

a) 受试物种一般能反映我国海洋生物(包括浮游生物、游泳生物、底栖生物等)区系特征, 能充分代表我国河口、沿海或与海洋环境类似的盐湖或盐田等自然水体中不同营养级及其关联性, 或具有重要经济价值、生态价值或娱乐用途。出于保护我国海洋生物多样性的目的, 推导海洋生物水质基准时必须充分考虑我国海洋生物区系特征。不同地理区域生物种类和构成不同, 对化学物质的敏感性也有差异, 例如 US EPA 导则规定推导保护海水水生生物水质基准时推荐使用在北美地区分布的海洋物种^[5]。因此, 选择我国海区以外的物种的毒性数据进行海洋生物水质基准推导则会降低基准的科学性和准确性。与淡水环境相比, 海洋环境具有一定的特殊性, 存在河口这类过渡区, 部分河口生物能同时适应淡水、半咸水和海水环境, 如中华绒螯蟹、星斑川鲷等, 因此在筛选海洋生物时应涵盖河口生物。与海洋环境相似的自然水体(如部分沿海及内陆的盐湖或盐田)中生活的浮游动物(如蒙古裸腹溞、盐卤虫等)可作为海洋经济物种养殖的饵料, 在筛选生物时也应将其考虑在内。受试物种应是海洋生态系统的重要组成部分和生态类群代表, 能够充分代表海洋中不同营养级并反映营养级之间的关联。推导海洋生物基准所选择的受试物种应至少涵盖生产者、初级消费者和次级消费者等不同营养级, 以体现基准对不同营养级海洋生物的保护, RIVM 导则(2001)、FHI 导则(2004)、EU 导则(2011)和 CCME 导则(2007)中均要求推导基准的受试物种至少包含三个营养级。另外, 从根本上来说, 水质基准保护和维持水生态系统的健康稳定也是为了维护人类的可持续发展, 确保人类合理、有效、持久地利用水生资源^[1,5], 因此, 所选物种还应具有重要的经济价值、生态价值或娱乐用途。

b) 受试物种能够被驯养、繁殖并获得足够的数量, 优先选择能够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的受试物种; 或在某一海域范围内有充足的生物资源, 确保有个体大小均匀的群体可供实验。为获取海洋生物水质基准推导所需要的毒性终点, 开展海洋生态毒性学实验时, 一般需要设置 5~7 个不同的暴露浓度, 同时, 为提高实验结果的可靠性并对结果进行统计分析, 通常每个浓度需设置一定数量的平行, 每个平行包含一定数量的受试生物个体。因此, 为满足毒性实验中受试生物个体数量的需求, 要求受试物种易于在养殖或野外条件下获得。

c) 受试物种对污染物应具有较高的敏感性及毒性反应的一致性, 以获得更加可靠的毒性数据。

d) 受试物种应为国内毒理学实验中应用较为成熟, 且为国内外标准毒性测试方法中推荐的模式生物或具备成为模式生物潜力的受试物种, 一般为我国海域分布物种。US EPA、国际标准化组织(ISO)和美国材料试验协会(ASTM)等国际组织和机构, 以及原国家质量监督检验检疫总局、原国家海洋局等国内机构颁布了一系列标准毒性测试方法, 并给出了推荐的海洋受试物种名录^[36-48]。对于具备模式生物潜力的受试物种, 目前暂无标准的毒性测试方法可供依据, 以现有相似的标准毒性测试方法和相关毒理学文献作为参考, 主要包括在

国内毒理学研究中应用比较成熟的海洋生物（如牟氏角毛藻、日本虎斑猛水蚤、紫海胆、黑点青鳉等）。

e) 受试物种在人工驯养、繁殖时，能保持遗传性状稳定。受试物种遗传性状的稳定性，直接关系到毒性实验结果的稳定性。为保证毒性实验结果的稳定，应保证受试物种本身的质量不会对目标污染物的毒性产生较大的影响。

f) 当采用野外捕获物种进行毒性实验时，应通过专业的物种鉴定准确识别物种，并确保该物种采用的生物个体未曾接触过目标污染物。为准确评估目标污染物对受试物种的毒性，野外获得的受试物种生物个体应来源于未受污染的水域，以确保目标污染物毒性实验结果不受环境污染物影响。

g) 对于我国海域珍稀或濒危物种、特有物种，应根据国家野生动物保护的相关法规选择性作为受试物种。

h) 微生物（微藻除外）不应作为受试物种^[2]。

5.7.3.2 毒性数据筛选

本标准通过实验设计、受试物、受试生物、暴露条件以及实验结果等五个方面对毒性数据进行筛选。

a) 实验设计要求

1) 实验方法。RIVM 导则（2001）规定优先采用符合经合组织化学品测试标准^[49]或其他国际通用标准的毒性实验数据；CCME 导则（2007）和 EU 导则（2018）均规定实验程序符合国际通用标准（如经济合作与发展组织（OECD）、EU 或 USEPA 等）的实验数据方可使用。因此，本标准规定实验设计及实验方法应依据国家或国际标准毒性测试方法（GB 17378.7、GB 30980、GB/T 18420.2、GB/T 21807、GB/T 21854、HY/T 147.5 等，参见本标准附录 C）或相关权威文献，否则应对实验设计进行详细说明。

2) 对照组。实验应设置空白对照组，必要时需设置阳性对照组^[6]。应尽量避免使用助溶剂或分散剂^[50]。如需使用，则应设置溶剂对照组，其浓度一般不超过 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^[10,51]。

3) 实验浓度间隔。实验浓度间隔一般不应超过国内外海洋生物标准毒性测试方法中规定的间隔系数，特别是基于假设检验而非回归分析的 NOEC/LOEC 数据，实验组浓度的设定直接决定了 NOEC 和 LOEC 的数值^[49]。如果实验组浓度间隔过大，会显著增加 NOEC 和 LOEC 定值的不确定性。不同海洋生物标准毒性测试方法中对实验浓度间隔系数的规定不完全相同（以鱼类为例，表 8），一般来说，急性毒性实验浓度间隔系数不超过 2.2，慢性毒性实验浓度间隔系数不超过 3.2。

4) 急、慢性毒性实验应设置一定数量的平行。为避免实验出现偶然性，国内外标准毒性测试方法中通常规定根据不同类型的生物设置不同数量的平行^[10,51]。

b) 受试物要求

1) 受试物应明确其准确名称及 CAS 号^[1,35]。当受试物为无机盐时，应说明实验结果的受试物化学形态或名称。

2) 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实验数据进行校正或采用实测浓度。

c) 受试生物要求

1) 应说明受试生物的学名（拉丁名）、开展毒性实验的生命阶段和来源（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^[10]。

表 8 国内外海水鱼类标准测试方法中对实验浓度间隔系数的规定

受试生物生命阶段	实验浓度数量	浓度间隔系数	实验类型	参考文献
幼鱼	呈几何级数、至少 5 个	不大于 2.2	急性	OECD 203 ^[52]
幼鱼	至少 5 个	—	急性	USEPA OCSPP 850.1075 ^[53]
幼鱼	呈几何级数、至少 5 个	每个浓度至少是相邻较高浓度的 60%，即不大于 1.66	急性	ASTM E729-96 (2014) ^[45]
幼鱼	5~7 个	—	急性	HY/T 147.5—2013 ^[47]
仔鱼	5 个	不大于 2	急性	GB/T 18420.2—2009 ^[46]
幼鱼	至少 5 个	每个浓度至少是相邻较高浓度的 50%，即不大于 2	急性	EPA-821-R-02-012 ^[54]
受精卵及胚胎	5 个	不大于 3.2	慢性	OECD 210 ^[51]
受精卵及胚胎	至少 5 个	—	慢性	USEPA OCSPP 850.1400 ^[55]
胚胎	呈几何级数、至少 5 个	每个浓度至少是相邻较高浓度的 50%，即不大于 2	慢性	ASTM E1241-05 (2013) ^[56]
胚胎	呈几何级数、5 个	不大于 3.2	慢性	GB/T 21854—2008 ^[57]

2) 实验开始前，应将受试生物在实验条件下进行驯养^[52]，且一般情况下驯养期间受试生物的死亡率应符合我国国家标准或行业标准、ISO、OECD、ASTM、美国预防/农药及有毒物质办公室(OPPTS)及欧洲标准化委员会(CEN)等海洋生物标准毒性测试方法的要求，如 GB/T 18420.2—2009 要求驯养期间受试生物的死亡率最高不能超过 10%。

d) 暴露条件要求

1) 对于有明确证据表明具有高挥发性、易于水解或降解的物质，只能使用实测浓度；对于其他物质可以使用实测浓度或表观浓度，但在未使用助溶剂或使用表观浓度的情况下，受试污染物的暴露浓度应低于其在水中的溶解度^[10]。

2) 实验系统应符合受试生物的生存特点，温度、pH、盐度、溶解氧等水质条件应根据受试生物的生存要求稳定在一定范围内^[6,7]，溶解氧饱和度应大于 60%，如有必要可提前曝气^[52]。

3) 实验稀释用水应采用过滤后的天然海水或人工海水；天然海水应采集自无污染海域，人工海水可以通过向去离子水、蒸馏水、反渗透水或纯水中添加人工海盐来制备（人工海盐可以是商品化海盐，也可以使用国内外标准中规定的自制海盐组分；稀释用水的电导率应小于 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ）^[28,44]。

4) 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^[5]。

5) 在急性毒性实验期间，一般受试生物无需喂食，糠虾类生物除外^[5]。

6) 与静态暴露方式相比，半静态暴露和流水式暴露可以在一定程度上减少或降低污染物因挥发、吸附、降解、吸收而损失的可能性，维持暴露浓度的相对恒定和相对较高的溶解氧水平^[54]，同时考虑到微藻毒性实验一般只适合静态暴露方式，因此本标准规定：采用流水式、半静态或静态暴露方式的急性毒性数据均可使用，慢性毒性实验一般使用流水式或半静态暴露方式的毒性数据，微藻一般只适合静态暴露方式^[5,6]。

7) 研究确定的水质基准需要在长期/连续暴露的条件或短期/瞬间暴露的条件下保护海洋生物。一般认为长期暴露为慢性暴露,短期暴露为急性暴露。对于不同的物种,由于其生命周期的不同,不同的标准毒性测试方法对应定义的暴露时间也有所不同。因此,基准推导时应使用具有明确暴露时间的急慢性毒性数据,并符合我国相关国家标准或 ISO、CEN、US EPA、ASTM 等国外适用于海洋生物的标准毒性测试方法要求。表 9 和表 10 分别概述了美国、加拿大、荷兰、欧盟等国家和国际组织研究机构发布的海洋生物水质基准技术指南中对急性和慢性毒性实验暴露时间的规定。表 11 概述了我国相关国家标准或 ISO、CEN、US EPA、ASTM 等国内外受试生物涵盖海洋生物的标准毒性测试方法对毒性实验暴露时间和暴露方式的规定。

对于急性毒性实验,微藻的暴露时间一般不大于 24 h,轮虫一般不大于 48 h,其他海洋生物(如大型藻类、环节动物、软体动物、节肢动物、棘皮动物、脊索动物等)一般不大于 96 h(详见本标准附录 D 中表 D.1)。

对于慢性毒性实验,微藻的暴露时间一般不少于 3 d,轮虫一般不少于 4 d,枝角类一般不少于 5 d,其他生命周期较短的海洋生物一般不少于 7 d,生命周期较长的海洋生物一般不少于 21 d(详见本标准附录 D 中表 D.2)。

表 9 不同机构发布的水质基准指南文件中对急性毒性实验暴露时间的规定

指南文件	受试生物	暴露时间
US EPA 导则	枝角类生物(< 24 h)	48 h ¹
	藤壶、软体双壳类(蛤蜊、贻贝、牡蛎和扇贝等)、鲍鱼、海胆和甲壳类(虾、螃蟹等)的胚胎或幼虫	48 h~96 h
	藤壶、软体双壳类(蛤蜊、贻贝、牡蛎和扇贝等)、鲍鱼、海胆和甲壳类(虾、螃蟹等)的较成熟生命阶段,以及其他海洋生物	96 h
RIVM 导则	甲壳类	48 h 或 96 h
	鱼类;软体动物	96 h
CCME 导则	藻类	不大于 24 h
	鱼类	96 h
EU 导则	藻类 ²	72 h
	无脊椎动物	48 h
	鱼类	96 h ³
¹ 如果实验期间不喂食,且对照组动物无不良反应,则可以超过 48 h; ² 毒性终点选择 EC ₅₀ ; ³ 以死亡率作为毒性效应时,暴露时间可延长至 14 d。		

表 10 不同机构发布的水质基准指南文件中对慢性毒性实验暴露时间的规定

指南文件	受试生物		暴露时间
US EPA 导则	枝角类 (< 24 h)		不少于 21 d
	糠虾类 (< 24 h)		直至第一次产卵孵化后的第 7 d
	鱼类 (鱼卵、仔鱼)	早期生命阶段	28 d~32 d (鲑鱼为 60 d)
	鱼类	部分生命周期	始于仔鱼性腺成熟前的 60 d, 直至受试鱼类性腺成熟孵化出下一代后的 24 d (鲑鱼为 90 d)
	鱼类 (鱼卵或 < 48 h 的仔鱼)	全生命周期	始于鱼卵或仔鱼, 直至受试鱼类性成熟孵化出下一代后至少 24 d (鲑鱼为 90 d)
RIVM 导则	藻类; 细菌; 原生动物		3 d~4 d
	鱼类; 软体动物		早期生命阶段实验或不少于 28 d 的生长实验
CCME 导则	藻类		大于 24 h
	海洋无脊椎动物		不少于 96 h; 生命周期较长生物的非致死毒性效应, 不少于 7 d; 生命周期较长生物的致死毒性效应, 不少于 21 d
	鱼类		鱼卵和幼鱼不少于 7 d; 幼体或成体不少于 21 d
EU 导则	藻类		72 h (以 NOEC 或 EC ₁₀ 作为毒性终点)
	无脊椎动物		生命周期较短的生物不少于 7 d; 生命周期较长的生物不少于 21 d
	鱼类和棘皮类动物		早期生命阶段实验

表 11 国内外涵盖海洋生物的标准毒性测试方法中对暴露方式和暴露时间的规定

受试生物门类	实验类型	暴露初始生物生命阶段	暴露方式	暴露时间	参考文献
海洋微藻 (硅藻、金藻、绿藻)	慢性	骨条藻属 (<i>Skeletonema</i> sp.)、三角褐指藻 (<i>Phaeodactylum tricornutum</i>): 指数生长期	静态	72 h	ISO 10253:2016 ^[58]
		单细胞藻类: 指数生长期	静态	72 h	EN 14735-2005 ^[59]
		中肋骨条藻 (<i>Skeletonema costatum</i>): 指数生长期	静态	96 h	USEPA OCSPP 850.4500 ^[40]
		小球藻、扁藻、新月菱形藻等: 未注明	静态	96 h	HY/T 147.5—2013 ^[47]
海洋大型藻类 (红藻)	慢性	仙菜 (<i>Ceramium tenuicorne</i>): 雌配子体世代	静态	7 d	ISO 10710:2010 ^[60]
轮虫动物门	急性	褶臂尾轮虫 (<i>Brachionus plicatilis</i>): 幼体 (孵化后 24 h~28 h)	静态	24 h, 48 h	ISO 19820:2016 ^[39]
环节动物门多毛类 (沙蚕科、小头虫科)	急性	小头虫 (<i>Capitella capitata</i>): 幼体	流水式/半静态/静态	96 h	ASTM E729-96 (2014) ^[45]
		刺沙蚕 (<i>Neanthes arenaceodentata</i>): 幼体 (60 d~90 d)	静态	96 h	ASTM E1562-00 (2013) ^[42]
		小头虫 (<i>Capitella capitata</i>): 幼体 (14 d~21 d)			
		沙蚕 (<i>Ophryotrocha diadema</i>): 幼体 (7 d~14 d)			
		好转虫 (<i>Dinophilus gyrociliatus</i>): 幼体 (1 d)			
		沙蚕 (<i>Nereis</i> sp.): 幼体	半静态	24 h, 48 h, 72 h, 96 h	GB 17378.7—2007 ^[48]
		双齿围沙蚕 (<i>Perinereis aibuhitensis</i>)、多齿围沙蚕 (<i>Perinereis nuntia</i>) 和日本刺沙蚕 (<i>Neanthes japonica</i>): 幼虫或幼体	半静态	96 h	HY/T 147.5—2013 ^[47]
	慢性	刺沙蚕 (<i>Neanthes arenaceodentata</i>): 幼体 (30 d~90 d)	半静态	28 d, 90 d	ASTM E1562-00 (2013) ^[42]
		小头虫 (<i>Capitella capitata</i>): 幼体		14 d~21 d, 35 d	
		沙蚕 (<i>Ophryotrocha diadema</i>): 幼体 (1 d~2 d)		10 d, 28 d	
		好转虫 (<i>Dinophilus gyrociliatus</i>): 幼体 (1 d)		4 d, 10 d	
软体动物门贝类 (贻贝科、牡蛎科、帘蛤科)	急性	紫贻贝 (<i>Mytilus edulis</i>)、长牡蛎 (<i>Crassostrea gigas</i>): 胚胎	静态	24 h, 48 h	ISO 17244:2015 ^[38]
		美洲牡蛎 (<i>Crassostrea virginica</i>): 幼体	流水式	96 h	USEPA OCSPP 850.1025 ^[61]
		美洲牡蛎 (<i>Crassostrea virginica</i>)、长牡蛎 (<i>Crassostrea gigas</i>)、	静态	48 h	USEPA OCSPP 850.1055 ^[41]

受试生物门类	实验类型	暴露初始生物生命阶段	暴露方式	暴露时间	参考文献
		硬壳蛤 (<i>Mercenaria mercenaria</i>)、紫贻贝 (<i>Mytilus edulis</i>): 胚胎 (受精后 4 h 内)			ASTM E724-98 (2012) ^[44]
		美洲牡蛎 (<i>Crassostrea virginica</i>)、长牡蛎 (<i>Crassostrea gigas</i>): 幼体	流水式/半静态/静态	96 h	ASTM E729-96 (2014) ^[45]
		褶牡蛎 (<i>Alectryonella plicatula</i>)、长牡蛎 (<i>Crassostrea gigas</i>)、海湾扇贝 (<i>Argopecten irradians</i>): 胚胎或幼虫	半静态	24 h, 48 h, 72 h, 96 h	GB 17378.7—2007 ^[48]
		缢蛏 (<i>Sinonovacula constricta</i>)、菲律宾蛤仔 (<i>Ruditapes philippinarum</i>): 胚胎、幼虫或稚贝			
		泥螺 (<i>Bullacta exarata</i>): 受精卵或幼虫			
		泥螺 (<i>Bullacta exarata</i>)、菲律宾蛤仔 (<i>Ruditapes philippinarum</i>)、地中海贻贝 (<i>Mytilus galloprovincialis</i>)、缢蛏 (<i>Sinonovacula constricta</i>)、长牡蛎 (<i>Crassostrea gigas</i>)、僧帽牡蛎 (<i>Saccostrea cucullata</i>): 幼虫或幼体	半静态	96 h	HY/T 147.5—2013 ^[47]
节肢动物门枝角类	急性	蒙古裸腹蚤 (<i>Moina mongolica</i>): 幼体 (I龄)	静态	72 h	GB/T 18420.2—2009 ^[46]
		幼体或成体	半静态	48 h, 96 h	HY/T 147.5—2013 ^[47]
节肢动物门桡足类 (纺锤水蚤科、猛水蚤科)	急性	汤氏纺锤水蚤 (<i>Acartia tonsa</i>): 桡足幼体 (第 5 阶段) 或成体	静态	24 h, 48 h, 96 h	ISO 14669:1999 ^[62]
		日角猛水蚤 (<i>Tisbe battagliai</i>): 桡足幼体 (4 d~8 d)			
		美丽猛水蚤 (<i>Nitocra spinipes</i>): 成体 (21 d~28 d)			
		汤氏纺锤水蚤 (<i>Acartia tonsa</i>)、沃氏纺锤水蚤 (<i>Acartia omorii</i>): 幼体	流水式/半静态/静态	96 h	ASTM E729-96 (2014) ^[45]
		—	半静态	24 h, 48 h, 72 h, 96 h	GB 17378.7—2007 ^[48]
		幼体或成体	半静态	96 h	HY/T 147.5—2013 ^[47]
	慢性	汤氏纺锤水蚤 (<i>Acartia tonsa</i>): 卵	半静态	5 d~6 d	ISO 16778:2015 ^[63]
		美丽猛水蚤 (<i>Nitocra spinipes</i>): 幼体 (孵化后 24 h 内)	半静态	6 d~7 d	ISO/TS 18220:2016 ^[64]
		双囊猛水蚤 (<i>Amphiascus tenuiremis</i>): 幼体 (孵化后 24 h 内)	半静态	24 d (部分生命阶段)	ASTM E2317-04 (2012) ^[65]

受试生物门类	实验类型	暴露初始生物生命阶段	暴露方式	暴露时间	参考文献
节肢动物门端足类 (螺赢蜚科)	急性	幼体 (孵化后 24 h 内)	静态	48 h	ASTM E1192-97 (2014) ^[66]
		日本大螯蜚 (<i>Grandiderella japonica</i>)、河螺赢蜚 (<i>Corophium acherusicum</i>)、隐居螺赢蜚 (<i>Corophium insidiosum</i>)、博氏双眼钩虾 (<i>Ampelisca bocki</i>)、短角双眼钩虾 (<i>Ampelisca brevicornis</i>): 幼体	静态	96 h	GB 30980—2014 ^[67]
		幼体或成体	半静态	96 h	HY/T 147.5—2013 ^[47]
节肢动物门十足类 (对虾科、方蟹科、沙蟹科)	急性	北褐虾 (<i>Farfantepenaeus aztecus</i>)、杜拉对虾 (<i>Farfantepenaeus duorarum</i>)、凡纳滨对虾 (<i>Litopenaeus setiferus</i>): 幼体	流水式/半静态/静态	96 h	USEPA OCSPP 850.1045 ^[68]
		对虾 (<i>Penaeus setiferus</i> 、 <i>Penaeus duorarum</i> 、 <i>Penaeus aztecus</i>)、厚纹蟹属 (<i>Pachygrapsus</i> sp.)、近方蟹属 (<i>Hemigrapsus</i> sp.)、招潮蟹属 (<i>Uca</i> sp.): 幼体	流水式/半静态/静态	96 h	ASTM E729-96 (2014) ^[45]
		长毛明对虾 (<i>Fenneropenaeus penicillatus</i>)、中国明对虾 (<i>Fenneropenaeus chinensis</i>): 受精卵或无节幼体	半静态	24 h, 48 h, 72 h, 96 h	GB 17378.7—2007 ^[48]
		凡纳滨对虾 (<i>Litopenaeus setiferus</i>)、中国明对虾 (<i>Fenneropenaeus chinensis</i>)、长毛明对虾 (<i>Fenneropenaeus penicillatus</i>)、斑节对虾 (<i>Penaeus monodon</i>)、脊尾白虾 (<i>Palaemon carincauda</i>): 仔虾 (仔虾期 10 d 内)	静态	96 h	GB/T 18420.2—2009 ^[46]
		无节幼体	半静态	96 h	HY/T 147.5—2013 ^[47]
节肢动物门糠虾类 (糠虾科)	急性	糠虾 (<i>Mysidopsis bahia</i> 、 <i>Mysidopsis bigelowi</i> 、 <i>Mysidopsis almyra</i>): 幼体 (孵化后 24 h 内)	流水式/半静态/静态	96 h	USEPA OCSPP 850.1035 ^[69] ASTM E729-96 (2014) ^[45]
		糠虾 (<i>Holmesimysis costata</i>): 幼体 (孵化后 3 d~7 d)	流水式/静态	96 h	ASTM E1463-92 (2012) ^[70]
		糠虾 (<i>Neomysis mercedis</i>): 幼体 (孵化后 1 d~5 d)			
		幼体或成体	半静态	96 h	HY/T 147.5—2013 ^[47]
		黑褐新糠虾 (<i>Neomysis awatschensis</i>): 幼体 (20 d 左右)	静态	96 h	GB 30980—2014 ^[67]
		近霍糠虾 (<i>Hoimesiella affinis</i>): 幼体			
	慢性	糠虾 (<i>Mysidopsis bahia</i>): 幼体 (孵化后 24 h 内)	流水式	28 d	USEPA OPPTS 850.1350 ^[71]

受试生物门类	实验类型	暴露初始生物生命阶段	暴露方式	暴露时间	参考文献
		糠虾 (<i>Mysidopsis bahia</i> 、 <i>Mysidopsis almyra</i>): 幼体 (孵化后 24 h 内)	流水式	全生命周期	ASTM E1191-03a (2014) ^[72]
棘皮动物门 (长海胆科、球海胆科、刺参科)	急性	海胆 (<i>Arbacia punctulata</i> 、 <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i> 、 <i>Strongylocentrotus purpuratus</i> 、 <i>Dendraster excentricus</i>): 胚胎 (受精后 4 h 内)	静态	48 h, 72 h, 96 h	ASTM E1563-98 (2012) ^[73]
		胚胎或幼体	半静态	24 h, 48 h, 72 h, 96 h	GB 17378.7—2007 ^[48]
		紫海胆 (<i>Anthocardis crassispina</i>)、光棘球海 (<i>Strongylocentrotus nudus</i>)、马粪海胆 (<i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>): 幼体	静态	48 h~96 h	GB 30980—2014 ^[67]
		中间球海胆 (<i>Strongylocentrotus intermedius</i>)、光棘球海胆 (<i>Strongylocentrotus nudus</i>)、仿刺参 (<i>Apostichopus japonicus</i>): 未注明	半静态	96 h	HY/T 147.5—2013 ^[47]
脊索动物门鱼类 (牙鲆科、鲽科、鲷科、虾虎鱼科)	急性	三刺鱼 (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)、挪威舌齿鲈 (<i>Dicentrarchus labrax</i>)、鲽 (<i>Cyprinodon variegatus</i>)、真赤鲷 (<i>Pagrus major</i>): 幼鱼	静态/半静态/流水式	96 h	OECD 203 ^[52]
		银汉鱼 (<i>Menidia menidia</i> 、 <i>Menidia peninsulae</i> 、 <i>Menidia beryllina</i>)、鲽 (<i>Cyprinodon variegatus</i>): 幼鱼	流水式/半静态/静态	96 h	USEPA OCSPP 850.1075 ^[53]
		鲽 (<i>Cyprinodon variegatus</i>)、底鲽 (<i>Fundulus heteroclitus</i> 、 <i>Fundulus similis</i>)、眼点副棘鲆 (<i>Citharichthys stigmaeus</i>)、牙鲆 (<i>Paralichthys dentatus</i> 、 <i>Paralichthys lethostigma</i>)、星斑川鲽 (<i>Platichthys stellatus</i>)、副眉鲽 (<i>Parophrys vetulus</i>): 胚胎或幼鱼	流水式/半静态/静态	96 h	ASTM E729-96 (2014) ^[45]
		幼鱼	静态	96 h	ASTM E1192-97 (2014) ^[66]
		—	静态/流水式	96 h	ASTM E1711-20 ^[74]
		裸项栉鰕虎鱼 (<i>Ctenogobius gymnauchen</i>): 仔鱼 (3 d~10 d)	静态	96 h	GB/T 18420.2—2009 ^[46]
		乳色刺鰕虎鱼 (<i>Acanthogobius lactipes</i>)、大弹涂鱼 (<i>Boleophthalmus pectinirostris</i>)、短吻栉鰕虎鱼 (<i>Ctenogobius</i>	静态	96 h	GB 30980—2014 ^[67]

受试生物门类	实验类型	暴露初始生物生命阶段	暴露方式	暴露时间	参考文献
		<i>brevirostris</i>)、多线栉鰕虎鱼 (<i>Ctenogobius notophthalmus</i>)、裸项栉鰕虎鱼 (<i>Ctenogobius gymnauchen</i>)：幼鱼			
		乳色刺鰕虎鱼 (<i>Acanthogobius lactipes</i>)、真赤鯛 (<i>Pagrus major</i>)、牙鲆 (<i>Paralichthys olivaceus</i>)：幼鱼	半静态	96 h	HY/T 147.5—2013 ^[47]
	慢性	银汉鱼 (<i>Menidia peninsulae</i>)：胚胎（受精后 30 min 内）	流水式/半静态	6 d~7 d	OECD 212 ^[75] GB/T 21807—2008 ^[76]
		大西洋鳕 (<i>Gadus morhua</i>)：胚胎（受精后 30 min 内）	流水式/半静态	18 d	
		大西洋鲱 (<i>Clupea harengus</i>)：胚胎（受精后 30 min 内）	流水式/半静态	23 d~27 d	
		鲱 (<i>Cyprinodon variegatus</i>)：胚胎（受精后 30 min 内）	流水式/半静态	28 d	
		银汉鱼 (<i>Menidia menidia</i> 、 <i>Menidia peninsulae</i>)：胚胎（受精后）	流水式/半静态	28 d	OECD 210 ^[51] GB/T 21854—2008 ^[57]
		鲱 (<i>Cyprinodon variegatus</i>)：胚胎（受精后）	静态	32 d	
		银汉鱼 (<i>Menidia menidia</i> 、 <i>Menidia peninsulae</i> 、 <i>Menidia beryllina</i>)、鲱 (<i>Cyprinodon variegatus</i>)：胚胎	流水式/半静态	28 d~32 d	USEPA OCSPP 850.1400 ^[55]
		冷水鱼：胚胎	流水式/半静态	> 70 d	
		银汉鱼 (<i>Menidia menidia</i> 、 <i>Menidia peninsulae</i>)：胚胎（受精后 36 h）	流水式	11 d, 18 d, 25 d, 28 d	ASTM E1241-05 (2013) ^[56]
		鲱 (<i>Cyprinodon variegatus</i>)：幼鱼（孵化后 24 h 内）		11 d, 18 d, 25 d, 28 d	
		海湾豹蟾鱼 (<i>Opsanus beta</i>)：幼鱼（孵化后 24 h 内）		14 d, 21 d, 28 d, 35 d, 42 d	

注：表中加粗的海洋受试物种为我国本土物种。

e) 实验结果要求

1) 应报道对照组的生长率（如藻类）、存活率（如鱼类、贝类等）或活动抑制率（如浮游动物）等变化情况，且变化范围应符合标准测试方法的规定^[6]；例如，急性毒性实验中对对照组的存活率通常不应低于 90%，微藻毒性实验中对对照组的 72 h 生长率通常不应低于 16 倍^[27]。

2) 测试效应指标。一般认为用于推导水质基准的测试效应指标需要在个体或种群水平对生物产生影响，并且需具有生态相关性，如生长（体重、体长、生长率、生物量、发育周期等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）和存活（存活率、死亡率）等传统测试效应指标。由于这些测试效应指标能够与种群水平效应相关联，因此它们是推导用于保护生态系统的水质基准的首选测试效应指标，而非传统测试效应指标的数据一般被归类为“其他数据”，并很少用于基准推导^[5,6,10]（表 12）。尽管传统测试效应指标是推导水质基准的优先选项，但某些非传统测试效应指标（如行为效应中的回避、摄食抑制等）比传统测试效应指标更敏感^[22]。例如，CCME 在推导镉的水生生物长期暴露指导值时，使用了 4 种无脊椎动物的行为效应（摄食抑制）的研究数据^[77]。因此，本标准规定，应选用与生物存活、生长、繁殖等具有生态相关性的毒性效应指标的实验数据，不应使用与组织、细胞或分子水平等个体以下水平的毒性效应指标相关的实验数据。

表 12 各机构发布的水质基准指南文件及本标准中的毒性效应分类及使用原则

指南文件	传统毒性效应		具有生态相关性的非传统毒性效应		无生态相关性的非传统毒性效应	
	效应类型	使用原则	效应类型	使用原则	效应类型	使用原则
US EPA 导则	生长、存活、繁殖	基准推导	—	辅助数据	—	辅助数据
RIVM 导则	生长、存活、繁殖	基准推导	行为效应、内分泌干扰效应等对种群水平有影响的毒性效应	辅助数据	分子、基因水平等对种群水平没有明确影响的毒性效应	不使用
EU 导则	生长、发育、繁殖、存活	基准推导	性腺的解剖学变化、影响生物竞争能力的行为效应等	基准推导	组织或亚细胞水平的效应（如酶活性变化、基因表达等）以及其他没有明确的生态相关性的毒性效应	不使用
CCME 导则	生长、发育、繁殖、存活	基准推导	病理学、行为学、生理学等	基准推导	—	不使用
本标准	生长（含发育）；繁殖；存活	基准推导	行为效应等	基准推导	酶活性、基因表达等没有明确的生态相关性的非传统毒性效应	不使用

3) 毒性终点。基于不同毒性终点获得的毒性数据会存在较大的差异，用于推导海洋生物水质基准的毒性数据应具有明确的毒性终点。一般来讲，急性毒性推荐半数致死浓度（LC₅₀）和半数效应浓度（EC₅₀）作为毒性终点；慢性毒性推荐 10%效应浓度（EC₁₀）、20%效应浓度

(EC₂₀)、最大容许毒物浓度 (MATC)、NOEC、LOEC 和半数效应浓度 (EC₅₀) 作为毒性终点。应针对不同的毒性终点选择相应的统计分析方法，并详细说明统计学参数，实验结果应具有统计学意义^[1,6,10]。

5.7.4 毒性数据评价

5.7.4.1 毒性数据评价内容

生态毒理学数据是决定水质基准推导方法的核心要素，无论采用何种推导方法，科学、可靠的水质基准必须要以足够数量的高质量毒性数据为基础。符合要求的毒性数据方可用于海水水质基准的推导，以充分降低基准值的不确定性。采用的毒性数据应源于采用广为认可的科学实验方法所开展的毒性实验，所选择的实验方法要适用于目标受试生物和目标污染物。详细的毒性数据质量要求是基准推导方法体系的重要组成部分，但不应过于严苛而致使较多毒性数据不能被采信，在毒性数据的筛选和收集时应遵循可靠性、相关性和充分性原则：

- 可靠性是考量报道的毒性实验方法与公认的可接受的实验方法或标准实验方法比较是否具有完整性，可靠的数据应包含对实验程序和结果的准确描述，实验程序清楚且可行，实验结果支持相关的研究发现；
- 相关性主要是考虑数据/实验过程与报道的效应或指标是否匹配；
- 充分性主要是考虑数据的有效性。

为了对毒理学数据的质量进行甄别，Klimisch 等在 1997 年提出了如表 13 所示的分类标准^[78]。

表 13 Klimisch 方法对毒理学数据的分类及描述

分类	描述
可靠数据	文献或报告中的毒性数据源自依据国际上公认、可接受的实验程序（如 EU、US EPA 以及 OECD 等）所开展的研究工作，或报道的实验结果是依据某个具体的（如国家的）实验程序，或研究中的所有参数与标准实验程序所要求的参数相接近
限制性可靠数据	毒性数据源自的研究工作可能并未完全遵照某个具体的实验程序，但文献或报告中的实验程序翔实可靠，在科学层面上为可接受研究工作所获取的数据
不可靠数据	文献或报告中的实验体系和目标污染物之间存在矛盾，或者使用的受试生物/实验体系与暴露条件没有关联，或研究所采用的实验方法无效，毒理学实验内容的报道不够充分且不令人信服
不确定数据	文献或报告中未报道详尽的实验步骤，仅给出了简短的说明或只是二级文献（综述、书以及表格等）

在 Klimisch 评价方法体系的基础上，Moermond 等在 2016 年提出报告和评估生态毒性数据的标准 (CRED) 方法，与 Klimisch 方法相比，包含了更为详细的可靠性和相关性评价标准，适用性、一致性和透明性更强^[79]。CRED 方法的可靠性评价标准内容及分级方法与 Klimisch 基本一致，但对实验设计、受试污染物、受试生物、暴露条件、实验数据统计分析等进行了更详细的描述。同时，CRED 方法按照可靠性分级方法对数据相关性也进行了评价和分级，分为相关、限制性相关、不相关、不确定 4 个等级。

US EPA 导则 (1985) 并未对毒性数据进行分类，但规定毒性数据需来源于可靠的毒性实验，并分别规定了对急性和慢性毒性实验的质量评价要求 (表 14)。在编制污染物基准技术报告时^[28,80]，将数据分为 3 类，即可接受数据、其他数据和不可用数据。可接受数据用于水质基准推导，其他数据可作为辅助数据。US EPA 导则 (1985) 规定，不确定毒性数据、

暴露溶液不符合要求的毒性数据、使用非北美地区物种和受污染受试生物的毒性数据，可用于提供辅助信息，但不能用于水质基准的推导。在镉的水质基准技术报告^[28]中，US EPA 将不用于水质基准推导的数据又分为辅助数据和不可用数据，辅助数据的主要要求为：

- 暴露时间过长或较短的实验；
- 暴露浓度太低（如最低暴露浓度低于环境浓度）的实验；
- 暴露期间喂食的急性实验；
- 无实测浓度的慢性实验；
- 使用非传统毒性效应的实验等。

表 14 US EPA 导则（1985）对用于基准推导毒性数据的要求

项目	急性毒性实验要求	慢性毒性实验要求
受试生物	健康、未受污染影响，且只能是北美地区自然繁殖栖息的物种	与急性毒性质量评价相同
实验稀释水	水中的悬浮物和有机碳含量不能超过 5 mg/L	与急性毒性实验相同
对照组	必须包含对照组，且对照组受试生物不能有过多个体出现疾病或死亡等现象	根据受试生物的不同，对照组受试生物的存活、生长和繁殖情况不能低于可接受限度
暴露方式	对于可水解或易降解、易挥发的目标污染物，只能采取流水式实验装置，并且检测其浓度的变化	除了枝角类动物可以采用半静态实验方式外，其他生物的毒性实验只能采用流水式实验方式，并需在实验过程中适时检测目标污染物的含量
暴露时间	不大于 96 h	优先采用部分生命周期或全生命周期实验，数据不足时可采用早期生命阶段实验
喂食	除了环节动物和糠虾属动物在实验期间需要喂食外，其余受试生物不能喂食，除非有证据表明喂食不会影响最终的实验结果	—

EU 导则（2011）采用 Klimisch 方法对毒性数据的可靠性进行评价和分级^[10]，在 2018 年对 EU 导则的更新中，推荐采用 Klimisch 方法或 CRED 方法对毒性数据进行评价和分析，CRED 方法除可靠性评估外，还进一步评估了毒性数据的相关性^[11]。

RIVM 导则(2001)使用可靠性指数将毒性数据分为可靠、较可靠和不可靠三级(表 15)，并规定只有经评价为有用和可靠（即可靠性指数为 1 或 2）的数据可以用于推导环境风险限值，归类为不可靠（可靠性指数为 3）的数据仍需在最终报告中列出但不用于推导环境风险限值。

表 15 RIVM 导则（2001）毒性数据评价与分级原则

数据等级	可靠性指数	评价原则
可靠	1	按照国际通用的标准测试方法和/或 Mensink 方法 ^[81] 进行的实验研究
较可靠	2	与国际通用的标准测试方法和/或 Mensink 方法较一致的研究
不可靠	3	与国际通用的标准测试方法和/或 Mensink 方法完全不一致的研究

CCME 导则（2007）在毒性数据评价中将毒性数据分为一级数据、二级数据和不合格数

据（表 16），并规定一级和二级数据都可以用来推导基准值，但重点应使用一级数据。

表 16 CCME 导则（2007）毒性数据评价与分级原则

数据等级	评价原则
一级数据	<ul style="list-style-type: none">● 毒性实验的条件必须符合目前国际通用的毒性实验程序的要求，由新型毒性毒性实验方法所得出的毒性数据，需经个案分析后，方可确定其是否符合一级数据的相关要求；● 毒性实验前后必须检测目标化合物的浓度变化；● 静态毒性实验的数据一般不列入一级数据，除非目标污染物在毒性实验过程中浓度基本保持不变；● 优先采用毒性数据来源于全生命周期或部分生命周期的毒性实验；● 毒性实验的效应指标优先采用受试生物胚胎的孵化和发育，受试生物早期幼体的存活和生长情况，受试生物成体的繁殖或存活；● 获取毒性数据的实验必须设置对照组，且对照组应符合实验程序的规定和要求；● 毒性实验过程中需监测环境因子的变化，如：温度、pH 和溶解氧等。
二级数据	<ul style="list-style-type: none">● 在额外压力条件下（如低温、缺乏食物或高盐度等）进行的毒性实验所得到的毒性数据；● 各种形式的毒性实验方法得出的毒性数据，包括流水式、半静态和静态实验；● 毒性实验效应指标，除前述的胚胎孵化、发育，早期幼体的生长、存活，成体的繁殖、存活之外，也可包括受试生物的生理和行为等效应（须具有生态相关性）；● 允许毒性实验过程中目标污染物浓度发生一定的变化；● 设置对照组，且需了解对照组受试生物的存活率；● 监测毒性实验过程中相关环境因子的变化。
三级数据（不合格数据）	<ul style="list-style-type: none">● 不符合一级或二级数据标准的毒性数据不能作为基准推导的依据，应被归为不合格数据。

本标准通过实验设计、实验过程和实验结果等方面对毒性数据进行评价，并根据评价结果，将海洋生物毒性数据分为无限制可靠性数据、限制性可靠数据、不可靠数据和不确定数据，无限制可靠数据和限制性可靠数据可用于推导基准。具体评价内容如下：

- 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，所用实验方法应经同行评议科学合理；
- 实验过程和实验结果的描述应详细；
- 用于推导基准的毒性数据应满足本标准 6.4.2 的规定；
- 毒性数据一般应包括幼体等相对敏感生命阶段。

5.7.4.2 最少毒性数据需求

为使推导的海洋生物水质基准更为准确和具有代表性，利用统计外推法推导海洋生物水质基准时有最少毒性数据需求，不同的国家和国际组织对最少毒性数据的要求有所不同（见表 17）。

表 17 各机构发布的水质基准指南文件及本标准中对受试生物的物种要求

指南文件	保护目标	门类数量		营养级数量	科/属/种数量
US EPA 导则	海洋生物	动物	≥ 3 门（脊索动物门；节肢动物门；非脊索和节肢动物门）	—	≥ 8 科（脊索动物门中的任何 2 科；节肢动物门中糠虾科和对虾科中的 1 科；其他生物门类中的 1 科；非脊索动物门中的 3 科；任何 1 科海洋生物） ¹
		植物	≥ 1 种海洋藻类或维管植物	—	≥ 1 种海洋藻类或维管植物
RIVM 导则	淡水/海洋生物	≥ 4 门		≥ 3（藻类；甲壳类；鱼类）	≥ 4 种
EU 导则	海洋生物	≥ 8 个门类（脊索动物门中的鱼类；节肢动物门中的甲壳类；软体动物门；棘皮动物门；环节动物门；腔肠动物门；藻类）		≥ 3（藻类；无脊椎动物；鱼类）	≥ 10 种（最佳 15 种以上） ²
CCME 导则	海洋生物	—		≥ 3（鱼类；无脊椎动物；维管植物或藻类）	≥ 6 种（3 种海洋鱼类；2 种来自不同纲的海洋无脊椎动物；1 种温带海洋维管植物或海洋藻类） ²
ANZECC 导则	海洋生物	≥ 4 类（脊椎动物；无脊椎动物；植物；其他生物）		—	≥ 5 种 ²
本标准	海洋生物	≥ 3 类（脊索动物门中的鱼类；节肢动物门中的甲壳类；藻类）		≥ 3（藻类；无脊椎动物；鱼类）	≥ 5 科（微藻或大型藻类中 1 科；节肢动物门甲壳类中 2 科；脊索动物门硬骨鱼类 1 科；其他门类 1 科或甲壳类和硬骨鱼类中未使用的 1 科）10 种

¹ 当海洋生物慢性毒性数据不足时，可使用急慢性毒性比推导持续浓度基准，获取的急慢性毒性数据仅需涵盖三种不同科属的水生生物，即鱼类、无脊椎动物和任一对目标污染物敏感的海洋生物，其中鱼类和无脊椎动物可以用淡水生物代替；

² 当海洋生物的毒性数据不足，且目标污染物对海洋生物和淡水生物的毒性没有显著差异时，原则上可合并淡水生物和海洋生物的毒性数据推导海洋生物水质基准。

US EPA 导则（1985）规定只允许选择海洋生物的毒性数据用于推导海水水质基准，且海洋生物必须是栖息于北美地区的物种，需至少 8 个科的水生生物的毒性值。除此之外，US EPA 还规定推导海水水质基准还至少需要一组海洋藻类或维管植物的毒性数据以及一组生物富集数据。这 8 个科的海洋生物包括：

- 脊索动物门中的任何 2 科海洋生物；
- 节肢动物门中糠虾科和对虾科中的 1 科海洋生物；
- 除脊索动物门和节肢动物门外的其他生物门类中的任何 1 科海洋生物；
- 非脊索动物门中的任何 3 科海洋生物（可以包括糠虾科或对虾科，以前面未使用的

为准);

- 任何 1 科海洋生物。

CCME 导则 (2007) 中明确区分了海水水质基准和淡水水质基准, 且根据数据量的多寡而采用基于模型外推法的类型 A 和基于评估因子的类型 B 两种推导方法 (类型 A 型数据通常需要至少 10-15 组毒性数据)。CCME 导则 (2007) 规定采用模型外推法推导污染物的海水水质基准 (类型 A) 时, 需具备至少鱼类、海洋无脊椎动物和植物 3 个不同营养级的水生生物。包括:

- 3 种或更多种类的鱼类 (其中至少 1 种为温带物种);
- 2 种来自不同纲的海洋无脊椎动物 (其中至少 1 种为温带物种);
- 1 种温带海洋维管植物或海洋藻类 (如果毒性研究结果表明, 植物或藻类为最敏感的物种, 那么, 此种目标污染物具有植物毒性, 需要补充至少 2 个非靶标海洋植物/藻类的研究结果)。

RIVM 导则 (2001) 在推导风险限值时倾向于采用基于统计外推法的改进效应评价法, 要求至少获得 4 种不同门类生物的慢性 NOEC 值, 但未具体指定使用哪 4 个门类生物。初级效应评价法要求至少具备 3 个营养层级生物 (藻类、甲壳类和鱼类) 的毒性数据。

TGD 导则 (2003) 和 FHI 导则 (2004) 认为在推导水质基准时, 如果具备至少 8 个生物类群的 10 组毒性数据 (最好在 15 个以上) 时, 即可应用基于 SSD 的模型外推法推导目标污染物的水质基准, 但只规定了淡水物种的具体门类, 对海洋生物的门类没有进行具体规定。EU 导则 (2018) 在此基础上对海洋生物的门类也进行了更详细的规定, 认为使用模型外推法推导海水水质基准至少具备以下生物类群, 包括:

- 脊索动物门中的鱼类;
- 节肢动物门中的甲壳类;
- 软体动物门 (如贻贝科、牡蛎科、帘蛤科、鲍科等);
- 棘皮动物门 (如长海胆科、球海胆科、刺参科等);
- 环节动物门 (如沙蚕科等);
- 腔肠动物门;
- 藻类。

微藻或大型藻类、甲壳类、软体类、硬骨鱼类、环节类和棘皮类为我国海洋生物关键生物类群^[82], 同时考虑到国内外受试生物涵盖海洋生物的标准毒性测试方法中生物类别涵盖情况和毒性数据实际获取情况, 由于目前缺乏软体动物和棘皮动物等门类的慢性毒性标准测试方法, 影响后续的毒性数据质量评价。因此, 本标准在规定最少海洋生物毒性数据需求时, 要求必须包含藻类、节肢动物甲壳类和脊索动物鱼类, 对软体类、棘皮类等其他生物门类不做强制要求。综合考虑我国海洋生物分布情况以及国内外相关机构推荐的标准受试生物信息, 本标准推荐用于海洋生物水质基准推导的海洋受试物种应该涵盖生产者、初级消费者和次级消费者 3 个营养级, 以下门类中至少 5 科 10 种生物的毒性数据:

a) 微藻或大型藻类。作为海洋生态系统的初级生产者和海洋生态平衡的调控者, 对海洋生态系统的结构和功能具有重要意义, 为全面保护整个海洋生态系统, 它们的毒性数据必不可少。RIVM、EU、CCME 等导则中均要求推导水质基准需具备海洋微藻或植物的毒性数据。为了更有效地保护水生生物, 本标准推荐尽量选择对污染物敏感的硅藻、金藻、绿藻、红藻等中的至少 1 科。

b) 节肢动物门甲壳类。海洋甲壳类动物种类丰富, 易于培养, 对污染物比较敏感, 因此经常作为毒理学实验的指示生物。同时, 海洋甲壳类动物作为消费者在生态系统中的物质循环和能量传递过程中起着重要的作用, 在海洋生态系统结构、功能和生物生产力的研究中具有重要意义。US EPA 导则 (1985) 中重点强调推导水质基准需使用糠虾科或对虾科中的

一个科。因此，本标准推荐使用对虾科、卤虫科、猛水蚤科、螺赢蜚科、方蟹科等中的 2 科。

c) 脊索动物门硬骨鱼类。鱼类在海洋生态系统和渔业生产中都有重要的意义，推导水质基准一般应包括在生态、商业或娱乐上具有重要意义的鱼类。因此，本标准推荐使用牙鲆科、鲽科、鲷科、鰕虎鱼科、怪颌鲂科等中的 1 科。

d) 其他生物门类，如软体动物门（如贻贝科、牡蛎科、帘蛤科、鲍科等）、环节动物门（如沙蚕科等）、棘皮动物门（如长海胆科、球海胆科、刺参科等）、轮虫动物门（如臂尾轮科等）等中的 1 科，或是甲壳类和硬骨鱼类中未使用的 1 科。

5.7.4.3 评价结果

a) 数据可靠性

依据数据可靠性评价，将毒性数据分为 4 类：

- 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；
- 限制性可靠数据：数据产生过程不完全符合无限制可靠数据的实验准则，但实验程序翔实、可靠，有充足的证据证明数据可用；
- 不可靠数据：数据产生过程与无限制可靠数据的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；
- 不确定数据：没有提供足够的实验细节，无法判断数据可靠性。

表 18 概述了不同机构发布的技术指南和本标准对数据的分级和使用情况。

表 18 各机构发布的技术指南和本标准对毒性数据的分级和使用情况

指南文件	分级	水质基准推导使用毒性数据要求
US EPA 导则	质量评价（见表 14）	通过质量评价的数据
RIVM 导则	可靠、较可靠、不可靠	可靠和较可靠数据
CCME 导则	一级数据、二级数据、三级数据（不合格数据）	一级数据和二级数据（重点使用一级数据）
EU 导则	依据 Klimisch 方法：可靠、限制性可靠、不可靠、不确定； 依据 CRED 方法：相关、限制性相关、不相关、不确定	Klimisch 方法：可靠和限制性可靠数据； CRED 方法：相关和限制性相关数据
本标准	无限制可靠、限制性可靠、不可靠、不确定	无限制可靠和限制性可靠数据

b) 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，当可靠数据不满足本标准 6.4.2 的要求时，应开展相应的生态毒理学实验补充毒性数据，优先使用本标准推荐的海洋受试生物（参见本标准附录 B），实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（参见本标准附录 C），且满足可靠性评价中的无限制可靠数据和限制性可靠数据的相关要求。

5.8 基准推导

5.8.1 推导程序

采用物种敏感度分布法推导海洋生物水质基准，利用适宜的模型对物种敏感度的分布进行拟合后，计算出能保护 95%生物的污染物浓度，经评估因子外推后获得基准。推导程序主要包括毒性数据预处理、模型拟合与评价、物种危害浓度确定和基准定值等步骤。

5.8.2 毒性数据预处理

5.8.2.1 海水水质参数对污染物生物毒性影响分析

海水水质参数（盐度、温度、pH、溶解氧和溶解有机碳等）可通过改变水中重金属等污染物的形态或物理化学形式来影响其毒性。对于大多数重金属而言，受水体 pH、盐度以及水体中的配体性质影响，海水中的重金属通常具有多种形态，如自由离子态、无机络合态、有机络合态和颗粒物吸附态等，目前普遍认为金属自由离子态和部分络合态具有生物有效性^[83,84]。例如，海水中镉（Cd）的存在形态一般包括自由离子态（ Cd^{2+} ）、无机络合态（如 CdCl^+ 、 CdCl_2 和 CdCl_3^- 等）和有机络合态^[85-88]，其中 Cd^{2+} 的生物可利用性较高，对生物的毒性较强^[24]。再如，海水中铜（Cu）的存在形态包括自由离子态（ Cu^{2+} ）和多种二价络合态，其中 Cu^{2+} 和羟基络合态 CuOH^+ 的毒性较强^[89]，羟基络合态 $[\text{Cu}_2(\text{OH})_2]^{2+}$ 在某些情形下也具有生物毒性^[90]，一般来讲，铜的羟基络合态毒性高于铜的碳酸盐络合态^[91]，而铜的有机络合态往往不具有生物毒性^[89]。

盐度会影响海水中金属的形态，进而对金属的毒性效应产生影响。镉的不同形态中 Cd^{2+} 的生物可利用性较高，随着盐度的增加，更多的 Cd^{2+} 转化为 CdCl_2 和 CdCl_3^- ，二者不易通过生物膜，在一定程度上降低了生物毒性。例如，Frank 和 Robertson 早在 1979 年就报道了镉对幼体蓝蟹（*Callinectes sapidus*）的急性毒性可随着盐度升高而逐渐下降^[92]。同样的趋势也在红树牡蛎（*Isognomon californicum*）^[93]和凡纳滨对虾（*Litopenaeus vannamei*）^[94,95]等物种中有相关报道。但盐度变化对镉毒性的影响也会表现出相反的趋势，例如镉对细基江蓠（*Gracilaria tenuistipitata*）^[96]、砂海螂（*Mya arenaria*）^[97]和底鳉（*F. heteroclitus*）^[24]的急性毒性随着盐度升高而显著增强。

pH 会影响海水中金属的形态、吸附能力和氧化还原速率，从而对金属污染物的毒性产生影响。随着海水中 pH 的升高，生物可利用性较高的 Cd^{2+} 转化为 CdHCO_3^+ 和 CdCO_3 。例如，蒋国萍等和 Shi 等发现在海水 CO_2 水平增加（pH 下降）条件下，镉在紫贻贝（*Mytilus edulis*）、泥蚶（*Tegillarca granosa*）和文蛤（*Meretrix lamarckii*）等海洋无脊椎动物体内富集量增加，毒性显著增强^[98,99]。然而，pH 变化对海洋藻类呈现出与海洋无脊椎动物不一样的影响。Ma 等人发现坛紫菜（*Pyropia haitanensis*）在海水 CO_2 水平增加（pH 下降）条件下可降低镉对其毒性效应，表现为藻体最大净光合产氧速率的抑制率低于单一 Cd^{2+} 暴露，原因可能与升高的 CO_2 会抑制光呼吸等过程有关^[100]。海水中温度变化对镉毒性的影响总体表现为随着温度升高，镉的毒性增强。例如，随着温度的升高，镉对招潮蟹（*Uca pugilator*）和汤氏纺锤水蚤（*Acartia tonsa*）的毒性均显著增强^[101]。

溶解有机碳会影响镉对海洋生物的毒性效应，总体表现为镉离子与有机配位体结合，使得自由镉离子的含量降低，进而导致了镉的生物可利用性和生物毒性的降低。有研究比较了沉积物间隙水和海水中镉对双囊猛水蚤（*Amphiascus tenuiremis*）的毒性，结果表明，间隙水中镉对双囊猛水蚤的毒性低于海水中镉的毒性，其原因主要是由于间隙水中溶解有机碳的含量比海水中溶解有机碳的含量高 6 倍，使得溶解态镉与有机物络合，降低了生物毒性^[102]。但也有研究表明，溶解有机碳的存在可以增加紫贻贝（*M. edulis*）和线虫（*Caenorhabditis elegans*）对镉的富集，从而增强了毒性^[84]。

综上，在推导海洋生物水质基准之前，需分析海水水质参数对污染物毒性和水质基准定值的影响。以毒性数据为基础的基准值应体现污染物本身与环境因素相互作用的生物有效性。这些环境因素可能通过改变海水中污染物的形态或物理化学形式来影响其迁移和毒性。美国、欧盟、加拿大和澳大利亚/新西兰等国家和国际组织发布的基准制定方法都设法将影响水体中污染物的生物可利用性和毒性的因素纳入考虑范畴。目前国际上主要有回归

分析模型和生物配体模型（BLM）两种方法分析和校正水质参数对毒性值的影响，主流方法为回归分析模型。例如，US EPA 和欧盟在推导基准值时推荐使用协方差分析和多元回归分析等回归分析模型对水质参数（如 pH，温度、硬度等）影响进行校正^[5]。

US EPA 在 2016 年发布的镉的水质基准技术文件中^[28]，构建了基于协方差分析的硬度校正淡水水质基准值；但由于受盐度影响，9 个海水物种中有 8 个海水物种的镉的急性毒性随着盐度的增加而降低，另外 1 个物种的镉的急性毒性值随盐度的增加而降低，协方差分析结果表明物种与盐度之间存在显著的交互作用（ $p < 0.05$ ），因此，未实现基于盐度的海洋生物水质基准值校正。US EPA 在 2013 年发布的氨氮的水质基准技术文件中，针对脊椎动物和无脊椎动物等不同类型的生物分别利用回归分析构建了基于温度和 pH 的淡水水质基准值^[29]。US EPA 在 1989 年发布的氨氮的水质基准技术文件中，分析了温度、盐度和 pH 等海水水质参数对生物毒性的影响，结果表明针对不同物种而言，海水中非离子氨的生物毒性随温度和 pH 等水质参数的变化趋势不一致，因此未能实现基于海水水质参数的水质基准值校正^[103]。US EPA 在 2018 年发布的铝的水质基准技术文件中^[30]针对脊椎动物和无脊椎动物等不同类型的生物分别利用多元线性回归模型构建了基于 pH、硬度和溶解有机碳的淡水水质基准值。由于海水中铝的毒理学数据不足，不满足最少毒性数据需求，US EPA 尚未发布铝的海水水质基准。

US EPA 在 2007 年发布的铜的水质基准技术文件中^[27]，应用 BLM 模型推导了淡水水质基准值，考虑了温度、pH、溶解有机碳、钙、镁、钠、钾、硫酸盐、氯化物和碱度等水质参数的影响。US EPA 在 2016 年发布的铜的水质基准技术文件草案中^[104]，应用 BLM 模型推导铜的海水水质基准值，考虑了溶解有机碳、pH、盐度和温度对毒性值和基准值的影响，但由于 BLM 模型中使用的敏感物种有争议，未能最终正式发布。对于铜、镍、锌和铅等金属，欧盟已经在淡水中建立了基于慢性 BLM 模型的水质参数校正方法^[10,11]。例如，欧盟在 2011 年发布的镍及其化合物的环境质量基准技术文件中^[105]，使用 BLM 模型构建了基于 pH、硬度和溶解有机碳等水质参数的金属镍的淡水环境质量基准。由于海水中的毒性数据相对较少，欧盟未能实现基于 BLM 模型的海水水质参数校正。由此可见，BLM 模型在海水水质基准中的应用尚处于探索阶段。

总体来看，在海水中使用回归分析进行水质参数对毒性值校正的方法更为成熟。因此，本标准规定：使用回归分析方法分析海水水质参数对污染物毒性的影响，主要操作流程为：分析并确定影响污染物毒性效应的主要海水水质参数，如盐度、温度、pH 或溶解有机碳等。根据污染物的理化特性和毒性研究结果构建模型，以水质参数或其对数等转换形式为自变量 x ，以对应的毒性值或其对数等转换形式为因变量 y ，进行回归分析，确定水质参数对污染物毒性的影响。当水质参数对污染物毒性影响显著且影响规律明确时，须建立或利用相关模型对毒性数据进行校正^[5]。

5.8.2.2 数据优先性

同一受试生物具有多组毒性数据时，按照毒性终点、生命阶段、暴露方式和离群值判断的顺序进行选择。

a) 毒性终点

对于急性毒性终点，US EPA 导则（1985）规定优先使用 EC_{50} ，没有 EC_{50} 时使用 LC_{50} 代替。而 RIVM 导则（2001）、EU 导则（2011）均规定使用 EC_{50} 或 LC_{50} 作为急性毒性终点，但并未规定优先使用顺序。CCME 导则（2007）规定急性毒性应使用 LC_{50} 或相同水平的其他毒性终点（如 EC_{50} ）。从 CCME 发布的镉水质基准报告^[77]中可以进一步确认，CCME 推荐优先使用 LC_{50} 作为急性毒性终点。由于本标准推荐使用具有生态相关性的毒性效应用于海洋生物水质基准推导，不对两种毒性终点进行优先性区分（表 19）。

对于慢性毒性终点，US EPA 导则（1985）规定优先使用 MATC（NOEC 和 LOEC 的几何平均值）进行基准推导。RIVM 导则（2001）和 TGD 导则（2003）都推荐优先使用 NOEC 作为慢性毒性终点，且如果只有 LOEC 的毒性数据，需要通过适当的转换因子将其转换为 NOEC。欧盟在 2011 和 2018 年的 EU 导则中进行了更新，增加了 EC₁₀ 作为毒性终点，要求使用 NOEC 或 EC₁₀ 作为慢性毒性终点。CCME 导则（2007）认为基于回归分析的 EC_x 数据比未进行回归分析的 NOEC 和 LOEC 等数据更具有统计学意义，因此优先使用 EC_x 作为毒性终点，并规定了具体的优先顺序：无效应阈值 > EC₁₀/IC₁₀ > EC₁₁₋₂₅/IC₁₁₋₂₅ > MATC > NOEC > LOEC > EC₂₆₋₄₉/IC₂₆₋₄₉ > 非致死 EC₅₀/IC₅₀。US EPA 在镉的水质基准技术报告^[28]中同样认为基于回归分析的 EC_x 数据比基于假设检验的 NOEC/LOEC 更具有统计学意义，但认为 EC₁₀ 数据与对照组通常没有显著差异，用于推导水质基准过于严苛，因此规定优先选取 EC₂₀ 作为慢性毒性终点（其次为 MATC）。本标准要求：优先使用基于回归分析的 EC_x 数据作为毒性终点^[6,28]；同时参考 CCME 导则（2007）和 EU 导则（2011）的规定，相比于 EC₂₀，EC₁₀ 更适合作为 NOEC 的代替^[106]，因此 EC₁₀ 优先于 EC₂₀ 作为慢性毒性终点；推荐最终的慢性毒性终点优先顺序为：EC₁₀ > EC₂₀ > MATC > NOEC > LOEC > EC₅₀ > LC₅₀（表 19）。

表 19 各机构的技术指南和本标准中推荐的毒性终点及优先性

指南文件	推荐毒性终点
US EPA 导则 ¹	急性毒性：EC ₅₀ > LC ₅₀ 慢性毒性：MATC（由 NOEC 和 LOEC 计算得出）
RIVM 导则	急性毒性：LC ₅₀ /EC ₅₀ 慢性毒性：优选 NOEC，否则需通过适当的转换因子将 LOEC 转换为 NOEC
TGD 导则	急性毒性：LC ₅₀ /EC ₅₀ 慢性毒性：优选 NOEC
EU 导则	急性毒性：LC ₅₀ /EC ₅₀ 慢性毒性：优选 NOEC 或 EC ₁₀
CCME 导则	急性毒性：LC ₅₀ /EC ₅₀ 慢性毒性：无效应阈值 > EC ₁₀ /IC ₁₀ > EC ₁₁₋₂₅ /IC ₁₁₋₂₅ > MATC > NOEC > LOEC > EC ₂₆₋₄₉ /IC ₂₆₋₄₉ > 非致死 EC ₅₀ /IC ₅₀
本标准	急性毒性：LC ₅₀ /EC ₅₀ 慢性毒性：EC ₁₀ > EC ₂₀ > MATC > NOEC > LOEC > EC ₅₀ > LC ₅₀
¹ US EPA 在镉的水质基准技术报告中优先选取 EC ₂₀ 作为慢性毒性终点。	

b) 生命阶段

US EPA 导则（1985）规定，对于同一物种，如果某个生命阶段的耐受能力数据为另一生命阶段数据的 2 倍以上，那么，耐受能力较强的生命阶段的数据不用于计算种平均急性值（SMAVs），因为基准的最终目标是为了保护各个生命阶段的生物。同样，对于某个物种或某个属，其急性毒性值相差 10 倍以上，那么，应该去除部分或所有的数值（如何保留或删除，US EPA 在 1985 年的导则中并未给出明确的原则）。

对于急性毒性实验，不同生命阶段的受试生物对受试物的敏感性不同，如幼体通常比成体更加敏感，因此，本标准规定：优先使用明确报道物种暴露初始生命阶段的数据。如果某种毒性效应具有多个不同生命阶段的多组毒性数据，比较不同生命阶段毒性值的差异；如果相差 2 倍以上，则采用该物种相对敏感生命阶段的毒性数据，否则采用该毒性效应的全部数据^[5]。

对于慢性毒性实验,为了更好地保护受试生物不同生命阶段,本标准规定:全生命周期 > 部分生命周期 > 单一生命阶段^[5]。

c) 暴露方式和溶液浓度化学分析情况

USEPA 导则(1985)规定, SMAVs 可由 1 个或多个流水式实验的结果来计算,同时需检测加标的污染物浓度。流水式暴露比半静态暴露和静态暴露能够更好地维持污染物和溶解氧浓度的恒定,并且能够降低污染物因挥发、吸附、降解等原因而导致表观毒性降低的可能性^[54]。考虑到实际推导基准时的可操作性,若缺乏这样的数据,也可使用静态或半静态实验的数据,或使用表观浓度的数据。因此,本标准规定:流水式 > 静态/半静态 > 未报道,实测浓度 > 表观浓度。

d) 离群值判断

如果经上述筛选后,某一受试生物的某种毒性效应的毒性数据之间相差 10 倍以上,需通过统计学方法或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^[1,5]。

5.8.2.3 种急性值的计算

在海洋生物水质基准推导程序中通常需要对数据进行预处理。例如,当针对特定的物种、同一目标污染物以及同一毒性效应多个毒性数据时,需要对这些数据进行预处理来获得某一物种或某一效应的单一毒性值,以反映来自不同实验结果毒性数据的集中趋势。对于基准推导而言,计算几何平均值被认为是对毒性数据集中趋势的最佳估计方法^[5,7,10]。

USEPA 导则(1985)规定,对于同一生物物种,可通过求算该物种急性毒性数据的几何平均值来获得 SMAVs;对于给定的属,可通过求算该属中的所有 SMAVs 的几何平均值来获得属平均急性值(GMAVs)。

CCME 导则(2007)、RIVM 导则(2001)和 EU 导则(2018)对于毒性数据预处理方式与 USEPA 不同,分不同效应计算并使用最敏感效应的毒性数据作为种毒性值,主要过程包括:

- 对于给定的目标污染物,当同一物种有多个生命阶段的数据时,采用最敏感生命阶段的毒性数据;
- 当同一物种的相同毒性效应有多个毒性数据时,需计算其几何平均值;
- 当同一物种有多种毒性效应的数据时,采用最敏感效应的毒性数据。

对于种急性值的计算,当污染物的急性毒性数据涉及多种毒性效应,且每种毒性效应具有多组毒性值时,如果直接计算所有毒性值的几何平均值会导致各种效应所占权重不同,因此应分别针对每种效应计算其毒性值的几何平均值作为该效应的急性毒性值,能够解决不同类型效应所占权重不同的问题,再选择相对敏感效应的急性毒性值作为该物种的种急性值,以达到更好地保护海洋物种的目的。本标准规定:如果同一物种的某种毒性效应(生长或存活等)具有多组急性毒性值(ATV),计算几何平均值作为该效应的急性毒性值(AVE);如果同一物种存在多个 AVE,取最敏感效应即 AVE 的最小值作为该物种的种急性值(SAV)。

5.8.2.4 种慢性值的计算

对于种慢性值的计算,与种急性值的计算类似,本标准规定: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,计算几何均值获得该物种该效应的 MATC;如果同一物种的某种毒性效应(生长、存活或繁殖等)具有多组慢性毒性值(CTV),计算几何平均值作为该效应的慢性毒性值(CVE);如果同一物种存在多个 CVE,取最敏感效应即 CVE 的最小值作为该物种的种慢性值(SCV)。

5.8.2.5 SAV 和 SCV 的对数转换

一般情况下,同一污染物对不同物种的毒性数据之间差异较大,呈正偏态分布^[14],毒性数据取对数后则符合 normal 和 logistic 等函数分布^[107]。因此,本标准在计算获得 SAV 或 SCV 后,统一对 SAV 或 SCV 取常用对数,得到 lgSAV 和 lgSCV。

5.8.3 模型拟合与评价

5.8.3.1 选取物种敏感度分布法推导基准的依据

目前,海洋生物水质基准推导的方法主要包括两种:评估因子法和统计外推法。评估因子法是将敏感生物的毒性数据乘以或除以相应的 AF 或是带入相应的经验公式中推导出水质基准的方法。该方法是基于对化学物质效应评价的长期经验,在毒性数据量相对较少的情况下被广泛应用。模型外推法的理论基础为物种的敏感度分布理论。物种敏感度分布理论最初是由欧美科学家于 20 世纪 80 年代中期提出,主要应用于推导环境质量基准和开展风险评估。该理论认为不同门类的生物,由于生活史、生理构造、行为特征和地理分布等的不同,会产生物种差异。物种差异在毒理学上反映为不同的物种对同一剂量的同一污染物有着不同的剂量—效应响应关系,即不同的生物对同一污染物的敏感性存在差异,而这些敏感性差异遵循着一定的概率分布规律。描述物种敏感度分布差异的函数被称为 SSD 模型,即 SSD 模型是一种描述生物对特定污染物敏感性差异的统计方法^[108]。在获得所需的毒理学数据后,便可根据毒性数据的频数分布拟合出概率分布函数,即 SSD 模型。物种危害浓度 (HC_x) 即 SSD 曲线上指定百分点处所对应的浓度值,以短期危害浓度和长期危害浓度来表示,分别对应急性和慢性 SSD 曲线上累积概率 $x\%$ 对应的毒性值。一般地,欧美各国所建水质基准旨在保护生态环境中 95% 物种的安全,即保护 95% 以上物种时对应的危害阈值 (HC_5)。最终的基准是在 HC_5 的基础上,除以一个评估因子获得。

模型外推法与评估因子法相比较,其优势在于推导水质基准时有数理统计理论的支持,在说服力上要优于评估因子法。随着水质基准研究的不断深入,基于模型拟合进行基准外推的 SSD 逐步发展,成为研究水质基准的主流方法^[109-113]。

欧盟、荷兰、加拿大、澳大利亚和新西兰等机构均采用了 SSD 作为海洋生物水质基准的主要推导方法,根据数据数量和质量辅以评估因子法,并且都陆续颁布了各自的水质基准指南文件。物种敏感度分布法的优点在于充分利用了获得的所有物种的毒性数据,并且假定有限的物种是从生态系统中随机取样的,可以代表整个生态系统。在使用范围上,当污染物的毒性数据比较充分时,用物种敏感度分布方法进行模型拟合并外推基准,在统计学上来讲,会降低不确定性。可见,物种敏感度分布法已成为国际上研究海洋生物水质基准方法的趋势,也是未来一段时间内水质基准研究的主要方法。同时,我国已发布的淡水水生生物水质基准 (HJ 831—2017) 中,也采用物种敏感度分布方法进行基准值推导。基于以上原因且考虑到与淡水标准推导方法的一致性,本标准采用物种敏感度分布法作为推导海洋生物水质基准的方法。物种敏感度分布曲线上累积概率 5% 对应的浓度值为 HC_5 ,海洋生物水质基准即为 HC_5 除以评估因子获得,分别用短期水生生物水质基准和长期水生生物水质基准来表示。

5.8.3.2 模型拟合与评价

模型拟合与评价的主要过程分为累积频率计算、模型拟合和模型评价等 3 个步骤。

国外各研究机构在应用模型外推法进行海洋生物水质基准推导时,所选择的分布拟合函数不尽相同(表 20)。在 US EPA 导则(1985)中所选择的拟合函数为对数三角(log-triangular)分布模型;RIVM 导则(2001)中优先选用的函数为正态(normal)分布模型;EU 导则(2018)

中推荐了对数正态（log-normal）分布模型和对数逻辑斯谛（log-logistic）分布模型；CCME 导则（2007）推荐的拟合模型包括伯尔III型（Burr type III）模型、耿贝尔（Gumbel）分布模型、逻辑斯谛（logistic）分布模型、正态（normal）分布模型和威布尔（Weibull）模型等，并建议以最佳拟合曲线推导基准指导值；ANZECC 导则（2000）依据可获取的毒性数据量的不同而选择不同的拟合模型，在毒性数据量小于 8 时推荐采用 log-logistic，数据量大于 8 时采用 Burr III型。同时，不同模型对数据输入的要求也不相同，例如在 CCME 导则（2007）中，采用 logistic 和 normal 两个模型时，要求输入毒性值的对数形式，而对于 Burr III型、Gumbel 和 Weibull 三个模型，输入数据可以为毒性值或其对数形式。由于实际环境中不可能存在完全与某个函数相一致的物种敏感度分布曲线，因而各研究机构选择模型的依据大多是基于模型拟合优度方面的考量。

表 20 各机构发布的水质基准指南文件及本标准中推荐的物种敏感度分布（SSD）拟合函数及使用要求

指南文件	推荐拟合函数	模型选择依据	使用要求	
			输入模型的毒性数据形式	最少数据量
US EPA 导则	log-triangular	—	原始数据	8（最佳 59 组以上）
EU 导则	log-normal、log-logistic	最佳拟合模型	原始数据	10（最佳 15 组以上）
RIVM 导则	normal	—	对数形式	4
CCME 导则	logistic、normal	最佳拟合模型	对数形式	10~15
	Burr III型、Gumbel、Weibull		原始数据或对数形式	
ANZECC 导则	log-logistic	可获得毒性数据量	原始数据	< 8
	Burr III型		原始数据	≥ 8
本标准	normal、logistic	最佳拟合模型	对数形式	10

各国针对模型外推法进行水质基准推导时研发了不同的拟合软件^[114]（表 21），所有的软件均能够给出 HC₅ 和置信区间，有 4 种软件还可以根据使用者提供的任意 x 值给出 HC _{x} 。9 种软件中最常见的拟合函数是 normal/log-normal 和 logistic/log-logistic，有 5 种软件能够利用这两种函数进行数据拟合，另有 3 种软件能够利用其中 1 种拟合函数进行拟合。加拿大为不列颠哥伦比亚省环境和气候变化战略部于 2018 年开发的(shiny)ssdtools 和 US EPA 于 2020 年开发的 SSD toolbox 能够实现模型平均（即 HC _{x} 由多个相互独立的拟合函数的加权平均值计算得出），其余软件仍沿用传统的单模型或最佳拟合模型方法计算 HC _{x} 。国内已开展的污染物基准推导研究中，采用的 SSD 拟合模型包括 normal、log-normal、logistic、log-logistic、Burr III型、Gumbel 和 Weibull 等，根据不同研究中使用污染物数据的不同，最佳拟合模型结果也不尽相同。这表明还没有某一特定的统计模型分布适用于任何数据集，因而可以针对不同污染物的毒性数据选择合适的统计方法来进行模型的选择。

表 21 不同国家发布物种敏感度分布（SSD）拟合软件拟合方法、拟合函数及编程语言

国家	软件名称	当前版本	拟合方法	所用分布拟合函数	模型选择依据	输入模型的毒性数据形式	物种危害浓度（HC _x ）	编程语言
澳大利亚 &新西兰	BurrIioz ¹	2	极大似然法	log-logistic、Burr III型	可获得毒性数据量	原始数据	1, 5, 10, 20	R
荷兰	ETX 2.0 ²	2.2	最小二乘法、极大似然法	normal	—	对数形式	5, 50	Visual Basic
法国	MOSAIC ³	—	极大似然法	log-logistic、log-normal	最佳拟合模型	原始数据	5, 10, 20, 50	R, Ocaml
美国	SSD generator ⁴	—	最小二乘法	normal	—	对数形式	5, 10, 20, 40, 50, 70, 80, 90, 95	Excel
加拿大	SSD master	3	最小二乘法、累积线性分析	logistic、normal	最佳拟合模型	对数形式	1, 2, ..., 98, 99	Excel, Visual Basic
				Weibull、Gumbel		原始数据或对数形式		
美国	SSD toolbox ⁵	1	矩匹配法、极大似然法、贝叶斯法、累积线性分析	logistic、normal、Gumbel、triangular	模型平均	对数形式	1, 2, ..., 98, 99	MATLAB
				Weibull、Burr III型		原始数据		
加拿大	(shiny)ssdtools ⁶	(0.0.1) 0.3.0	极大似然法	log-logistic、log-normal、Weibull、log-Gumbel、gamma、Gompertz	模型平均	原始数据	1, 2, ..., 98, 99	R, Shiny

本标准将计算获得的 SAV 或 SCV 统一取常用对数后, 选取 normal 分布模型和 logistic 分布模型用于物种敏感度分布拟合, 采用最佳拟合模型用于海洋生物基准推导, 拟合时推荐使用“国家生态环境基准计算软件 物种敏感度分布法”。选取上述两种模型主要包括以下原因。

a) normal 和 logistic 分布模型为目前国际上主流应用的两种 SSD 分布拟合函数。其中, normal 分布模型已有很长的使用历史, 早在 1934 年就被应用于毒理学数据中^[115]。在 SSD 方法中应用 normal 分布模型是由 Wagner 和 Løkke 第一次提出, 后被广泛采纳^[107]。例如, 荷兰的 E_TX 软件即采用 normal 模型拟合污染物的敏感度分布, 并计算 HC₅。

b) 这两种模型是目前国内外文献报道中被应用于 SSD 方法中拟合频率较高的曲线, 并且推导不同污染物的水质基准时准确度较高。国内有研究采用 normal、logistic 和 Burr type III 三种模型对硝基苯的海水水质基准进行推导, 结果表明急性毒性数据的最优模型为 logistic^[107,116]。也有研究采用 normal 模型对菲、芘和苯并[a]芘的海水水质基准进行推导^[120]。结合上述不同研究结果, 本标准选取的两种模型本身统计学理论较为成熟, 且在进行模型拟合时准确度较高, 可根据不同污染物的数据情况选择最优拟合模型进行基准推导, 可用于本标准海水水质基准的推导。

c) 本标准选用的这两种模型还可编程于众多主流软件中, 例如, MATLAB、R、Origin 等软件中都可涵盖拟合程序, 便于实际操作、运行和基准值推导。在物种敏感度分布曲线拟合的坐标系中, 纵坐标为累积频率 (0~100%), 横坐标为毒性数据 (或对数值)。在确定毒性数据分布参数和选定了模型后, 应根据各个模型的拟合情况和适当的拟合优度评价参数 (如均方根误差 RMSE 和概率 p 值 (Kolmogorov-Smirnov 检验)) 分别评价这些模型的拟合度^[1,6]。其中 K-S 检验是累积分布函数一种常用的非参数比较方法, 是检验两个分布之间最大差的绝对值。K-S 检验对位置横向偏移比分布尾部的差异更敏感。然后根据拟合度评价参数和图形拟合来选择最终用于推导基准的分布模型, 这可以保证拟合模型能够充分地描绘数据分布情况, 并且确保根据拟合的物种敏感度分布曲线外推得出的基准在统计学上的合理性和科学上的可靠性。

5.8.4 物种危害浓度确定

利用模型拟合与评价得出的短期 HC₅ 和长期 HC₅ 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。根据模型推导结果, 考虑到模型外推法可能引入的不确定性以及毒性数据的质量、物种代表性和模型拟合程度等因素, 在 HC₅ 的基础上引入了 AF。USEPA 在推导水质基准时要求获得不少于 8 科海洋生物的急、慢性毒性数据, 通过模型外推法利用海洋生物毒性数据推导出最终急性毒性值后, 引入评估因子计算 CMC 值, US EPA 引入的 AF 是 2。欧盟在计算海水基准时认为, 具备至少 8 个门类生物的 10 组慢性毒性数据时可用模型外推法, 同时考虑到模型外推法可能引入的不确定性, 在采用模型外推法的基础上也兼用了评估因子。如果使用综合数据库 (海水和淡水数据库) 共同推导海水水质基准, 且数据库中至少包括除基础物种 (藻类、甲壳类和鱼类) 以外的 2 类典型海洋物种 (如软体动物、环节动物、棘皮动物或轮虫动物等) 的慢性数据, AF 取值范围为 1~5; 如果数据库中除基础物种外只包括 1 类典型海洋物种的慢性数据, AF 取值范围为 5~25; 如果数据库中除基础物种外没有其他典型海洋物种的慢性数据, AF 取值范围为 10~50。当对海水和淡水数据进行评估后, 不能使用综合数据库时, 应使用海水数据库推导海水基准, AF 取值范围为 1~5, AF 取值决定于毒性数据的质量、数据的代表性、对污染物作用机理的认知程度、所采用的统计模型的拟合程度及现场研究与实验室研究的对比情况等。

表 22 各机构发布的水质基准指南文件及本标准中利用物种危害浓度（HC₅）进行基准值外

推时的 AF 取值情况

指南文件	AF 取值情况
US EPA 导则	2
EU 导则	1~50
本标准	2~5

当构建 SSD 曲线的数据仅满足本标准要求的“5 科 10 种”时，由于预测值 HC₅ 在数据点之外，仅能推导得出可靠的 HC₁₀，至少使用 20 个物种的毒性数据构建 SSD 曲线才能得到可靠的 HC₅，因此本标准规定：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 20 时，AF 一般取值为 2；有效毒性数据包括的物种数量小于等于 20 时，AF 一般取值为 3。特殊情况下由专家判断确定。

实际上，这个额外的评估因子代表了一个建立附加保守性的管理决策，但忽略了风险评估中物种敏感度分布的原始原则。在确定 HC₅ 的附加评估因子大小时，必须考虑许多已定义的原则，包括考虑野外或中宇宙研究，并对 HC₅ 估算值的统计不确定性进行评估（例如，拟合优度或 HC₅ 置信区间大小）。目前，还没有足够的科学方法来确定评估因子的大小，AF 的选择实际是一个判断的问题，并不是基于明确的科学证据。

5.8.5 基准确定与表述

按照本标准推导出的海洋生物水质基准包括 SWQC 和 LWQC。结合专业判断，确保 SWQC 和 LWQC 分别小于所有经济价值高或生态学意义突出的重要物种的 SAV 和 SCV，否则，应以最敏感的重要物种的 SAV 或 SCV 作为 SWQC 或 LWQC。对于污染物最终的基准值，由于不同海水受试生物对不同污染物的敏感性存在差异，导致基于毒性数据推导的不同污染物基准差异可达 1 个数量级甚至更大。为便于比较推导得出的污染物基准值和海水环境暴露数据的差异，确保推导的基准值的合理性，最终计算的污染物海洋生物水质基准值的有效位数一般不少于全国海洋生态环境监测数据，地方海洋生态环境监测数据或监测技术规范，数据质量可靠的调查、环评、跟踪监测等数据的有效位数（全国海洋生态环境监测数据优先，有效位数一般保留 2~4 位），单位用 mg/L 或 µg/L 表示。特殊情况下须根据实际情况处理，必要时可采用科学计数法进行表达。在给出 SWQC 和 LWQC 的同时，为明确说明推导水质基准的模型拟合情况，在表述中应给出累积概率分布曲线中对应的 HC₅ 值以及所选取的评估因子。若污染物毒性受海水水质参数影响，表述内容还应包括与其相关的水质水质参数信息。以技术报告的形式制定并发布具体污染物质的水质基准。

5.9 质量保证与质量评价

5.9.1 质量保证

5.9.1.1 方案制定阶段

通过资料调研、专家咨询等方式确定工作方案，基准推导人员应熟悉本标准。

5.9.1.2 数据获取阶段

数据获取阶段的质量保证主要包括以下内容：

a) 对数据检索人员进行数据检索知识和技能的培训, 包括数据的类别、含义、毒性数据库和文献数据库的使用、数据筛选方法等;

b) 确定数据筛选结果时, 全面展示所获得的本标准规定的各类数据信息, 并说明数据剔除的方法和原则以及每类或每条数据被剔除的原因;

c) 对于影响基准定值的关键数据, 至少由 2 人对数据的来源和可靠性进行核实;

d) 基准推导过程中, 通过补充开展生物毒性实验获取毒性数据时, 遵照标准毒性测试方法, 并对实验人员进行培训, 包括实验设计、实验过程和结果的质量控制以及对实验结果的统计分析方法等。

5.9.1.3 基准推导阶段

基准推导阶段的质量保证主要包括以下内容:

a) 对基准推导人员进行基准推导方法的培训, 使其熟知基准推导的原理并掌握 SSD 拟合模型软件的使用方法;

b) 对于因毒性受水质参数影响而需要进行数据校正的污染物, 原则上在相同水质条件下不宜出现长期物种危害浓度或基准大于短期物种危害浓度或基准的现象。

5.9.2 质量评价

质量评价主要包括以下内容:

a) 基准推导的步骤和方法应完全符合本标准的要求, 包括纳入物种的营养级和类群、基准推导方法和模型等;

b) 采用的毒性数据应全部真实、有效、可靠, 符合标准文本 6.2 至 6.4 的规定, 并说明用于基准推导的每一条毒性数据的测试方法(国际标准、国家标准、行业标准或非标方法)和可靠性评价结果(无限制可靠数据、限制性可靠数据);

c) 补充的生物毒性实验应参照国际标准、国家标准或行业标准毒性测试方法开展, 实验结果具有统计学意义且符合测试方法中实验有效性的相关规定, 并充分展示实验质量控制和有效性评价结果。

5.10 不确定性分析

海洋生物水质基准值是建立在最新的科学研究进展和毒理学等学科发展的基础上。基准推导过程中不确定性的产生涉及数据获取、模型选择、基准推导等相关步骤, 具体包括但不限于数据来源、检索方案、数据筛选与评价、受试生物的代表性、毒性数据校正、SSD 拟合模型评价以及评估因子取值等。目前各机构运用各自建立的指南/导则所推导的基准值都难免存在一定的不确定性, 主要影响因素包括:

a) 基准计算过程中数据的多寡直接影响着最后推导出的基准值的准确与否。如果污染物可获取的数据量仅符合构建 SSD 模型数据的基本要求, 则所推导的基准值置信区间范围跨度较大, 不确定程度相应加大;

b) 物种组成的合理性直接影响着最终基准值是否为海洋生物提供恰当和充分的保护。世界物种的分布涵盖冷水性、温水性、暖水性等多种生物, 而现有数据尚不足以对其一一细化, 推导的海洋生物水质基准值对海洋生物的保护还有待补充数据后进一步完善;

c) 目前基准推导所用毒性数据均源自实验室实验获得, 未考虑实际海洋环境中污染物与其他因子之间的相互作用, 因此基于单个污染物的海洋生态毒理学数据本身对真实环境的反映就存在一定的不确定性;

d) 在推导方法方面, 各种推导方法均有其优势和可取之处, 但也均有一定的不足和缺点, 很难判定何种方法是推导水质基准的最优方法。而运用不同方法进行基准值推导本身就

存在一定的不确定性。

5.11 附录

5.11.1 附录 A

本标准包括 5 个附录，本标准附录 A 依据 GB/T 34666.1、GB/T 34666.2 和 HJ 831 梳理了海洋生物水质基准推导中数据收集的主要类别。推导海洋生物水质基准的数据类别主要包括污染物的基本信息、污染物理化特性数据、海水环境暴露数据、毒性数据、海洋受试生物信息及我国海域相关海水水质参数数据。其中，污染物基本信息和理化特性主要用于确定海水中的污染物来源和存在形态；污染物海水环境暴露数据主要用于与其海水水生生物水质基准比较；污染物毒性数据主要包括实验条件、实验结果和毒性数据来源，用于海洋生物水质基准推导；海洋受试生物信息用于受试物种筛选；与污染物毒性相关的我国海域水质参数数据用于确定毒性数据校正的海水水质参数范围。表 23 列出了海洋生物水质基准数据收集参考表的相关依据。

表 23 数据收集参考表及依据

数据类别		具体指标	参考文献	
污染物基本信息	名称*	中英文名称	HJ 831—2017 ^[1]	
	分子式*	化学分子式或结构式	GB/T 34666.2—	
	编号*	CAS 编号、EINECS 编号、UN 编号等	2017 ^[35]	
	其他信息	商业名称、俗名和用途等	US EPA ECOTOX ^[117]	
污染物理化特性		相对分子质量： M_w ；密度： ρ （g/cm ³ ）；熔点： T_m （℃）；沸点： T_b （℃）；溶解度： S_w （mg/L）；蒸气压： P_v （Pa）等	RIVM 导则（2001） ^[7] EU 导则（2011） ^[10]	
		分配参数：亨利定律常数（ K_H ）、辛醇-空气分配系数（ K_{OA} ）、辛醇-水分配系数（ K_{OW} ）、有机碳分配系数（ K_{OC} ）、解离常数（ pK_a ）等	RIVM 导则（2001） ^[7]	
		降解特性：光降解、生物降解等半衰期		
污染物海水环境暴露数据	采样信息	所属海域、站位名称、站位经纬度、采样时间、采样介质、水体采样层次等	HJ 831—2017 ^[1]	
	样品分析信息	浓度值、浓度单位、分析方法等	GB/T 34666.1—	
	海水水质参数	温度、pH、盐度、溶解氧和溶解有机碳等	2017 ^[34]	
	数据来源	国内外数据库、公开发表的文献或报告等		
污染物毒性数据信息	实验条件	实验类型*	急性毒性实验、慢性毒性实验（单一生命阶段实验、部分生命周期实验、全生命周期实验、多世代实验等）	HJ 831—2017 ^[1]
		实验位置*	自然野外实验、人工野外实验或室内实验等	GB/T 34666.2—
		实验方法*	标准毒性测试方法名称及方法编号、非标准毒性测试方法	2017 ^[35]
		污染物纯度类型	优级纯（GR）、分析纯（AR）、化学纯（CP）或色谱纯等	US EPA ECOTOX ^[117]
		污染物纯度值	污染物纯度值或有效成分的百分比	

数据类别			具体指标	参考文献
		暴露方式*	流水式、半静态、静态	
		实验负荷	单位体积海水中暴露的生物数量或质量	
		暴露浓度*	暴露浓度值（实测/表观）	
		实验基质类型	天然海水、人工海水、半咸水等	
		实验设计*	对照组的设置、平行实验的数量等	
		溶剂	助溶剂、乳化剂、分散剂等，如有使用则填入该溶剂的中文名称、英文名称、CAS 号、纯度、纯度值和最终浓度等信息	
		实验海水水质参数	温度、pH、盐度、溶解氧等	
		暴露时间*	暴露时间值、暴露时间单位（天或小时等）等	
	实验结果	测试效应指标*	生长（体重、体长、生长率、生物量、发育周期等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）、存活（存活率、死亡率）等	
		毒性终点*	急性毒性终点：LC ₅₀ 、EC ₅₀ 等	
			慢性毒性终点：EC ₁₀ 、EC ₂₀ 、NOEC、LOEC、MATC、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、自测毒性数据、公开发表的文献或报告等		
海洋受试生物信息	受试生物名称*	受试生物中文名和学名（拉丁名）	HJ 831—2017 ^[1] GB/T 34666.2—2017 ^[35] US EPA ECOTOX ^[117]	
	生物分类信息*	门、科等		
	生物来源	商业购买（野外捕捞或养殖场）、野外采集及地点或实验室驯养		
	暴露初始生物生命阶段	胚胎、幼体或成体等		
	暴露初始生物龄期、重量、长度	龄期值、龄期单位；重量值、重量单位；长度值、长度单位		
	生物性别	雄性、雌性或两性等		
	地理分布信息	栖息地特征、地理分布区域等		
	其他	生物生活习性等		
我国海域相关水质参数	采样站位信息	所属海域、站位名称、站位经纬度等	HJ 831—2017 ^[1] GB/T 34666.1—2017 ^[34]	
	采样数据信息	采样时间、采样介质、水体采样层次等		
	水质参数分析信息	水质参数（温度、pH、盐度、溶解氧和溶解有机碳等）、水质参数值、单位、分析方法等		
	数据来源	国内外数据库、公开发表的文献或报告等		
注：带“*”的项目为必填项。				

5.11.2 附录 B

本标准附录 B 推荐了我国海洋生物水质基准推导受试生物共 113 种, 涵盖多个营养级和多个门类。候选受试生物名单主要来源于 ECOTOX 数据库。截至 2020 年 3 月 12 日, 通过检索 (检索策略为 Crustaceans+ Fish+ Other Invertebrates+ Molluscs+ Worms+ Algae+ Salt Water) 共获得 49412 条海水及半咸水 (salt water) 的毒性数据, 涉及 1255 个受试物种, 其中在我国海域分布的海洋物种共 349 种。综合考虑国内外标准毒性测试方法推荐和在国内生态毒理学研究中的应用等因素, 适合作为受试生物开展毒性实验补充毒性数据用于推导我国海洋生物水质基准的受试生物共 113 种。其中微藻 8 种、大型藻类 7 种、轮虫动物 1 种、环节动物多毛类 4 种、软体动物贝类 28 种、节肢动物甲壳类 29 种、棘皮动物 5 种、脊索动物鱼类 31 种 (表 24)。名录中本土物种的确定及物种名依据《中国海洋生物种类与分布》(2008 增订版)、《中国海洋生物名录》(2008 版) 和《中国海洋物种和图集 上卷》(2012 版) 等文献确定。推导基准并不仅限于本标准附录 B 所列物种, 其他本土分布的重要经济物种或具备成为海洋模式生物潜力的物种也可用于推导水质基准。

表 24 中国海洋生物水质基准推导受试生物分类

生物类型		门	科
微藻 (8 种)		硅藻门 (5 种)	菱形藻科 (1 种)
			褐指藻科 (1 种)
			骨条藻科 (1 种)
			海链藻科 (1 种)
			角毛藻科 (1 种)
		金藻门 (1 种)	等鞭金藻科 (1 种)
		单细胞绿藻门 (2 种)	小球藻科 (1 种)
			衣藻科 (1 种)
大型藻类 (7 种)		红藻门 (2 种)	环节藻科 (1 种)
			江蓠科 (1 种)
		褐藻门 (2 种)	马尾藻科 (1 种)
			海带科 (1 种)
		绿藻门 (3 种)	石莼科 (3 种)
动物 (98 种)	轮虫 (1 种)	轮虫动物门 (1 种)	臂尾轮科 (1 种)
	多毛类 (4 种)	环节动物门 (4 种)	小头虫科 (1 种)
			沙蚕科 (3 种)
	贝类 (28 种)	软体动物门 (28 种)	阿地螺科 (1 种)
			蛾螺科 (2 种)
			盔螺科 (1 种)
			骨螺科 (1 种)
			鲍科 (2 种)
			马蹄螺科 (1 种)
			牡蛎科 (6 种)
			帘蛤科 (3 种)
			蛭科 (1 种)
			贻贝科 (5 种)
			扇贝科 (3 种)

生物类型		门	科
			珍珠贝科（1种）
			蚶科（1种）
	甲壳类 （29种）	节肢动物门 （29种）	螺赢蜚科（3种）
			双眼钩虾科（2种）
			卤虫科（2种）
			裸腹蚤科（1种）
			糠虾科（2种）
			纺锤水蚤科（1种）
			猛水蚤科（1种）
			对虾科（8种）
			长臂虾科（2种）
			方蟹科（2种）
			弓蟹科（1种）
			沙蟹科（1种）
			梭子蟹科（3种）
	棘皮类 （5种）	棘皮动物门 （5种）	长海胆科（1种）
			球海胆科（3种）
			刺参科（1种）
	鱼类 （31种）	脊索动物门 （31种）	刺鱼科（1种）
			鲾科（2种）
			牙鲆科（1种）
			鲱科（1种）
			怪颌鲚科（1种）
			鰕虎鱼科（6种）
			鲷科（3种）
			笛鲷科（1种）
			鲈科（2种）
			麒麟科（1种）
			鲆科（1种）
			尖吻鲈科（1种）
			狼鲈科（1种）
			遮目鱼科（1种）
			三齿鲈科（2种）
			鲉科（2种）
			鲛科（3种）
			鳎科（1种）

5.11.3 附录 C

本标准附录 C 梳理了现行国内外涵盖海洋生物的标准毒性测试方法共 40 项，涵盖美国、欧盟、加拿大和中国等多个国家和国际组织。收录 ISO 发布的海水水生生物标准毒性测试方法 7 项，ASTM 11 项，US EPA 11 项，OECD 3 项，加拿大环境部 2 项，原国家质

量监督检验检疫总局和中国国家标准化管理委员会 5 项，以及原国家海洋局 1 项。附录 C 包含急慢性毒性测试、效应类型和受试生物等关键信息，可用于海洋生物毒性数据的筛选和补充。

5.11.4 附录 D

本标准附录 D 提供了海洋生态毒理学急慢性实验中暴露方式和暴露时间的一般性要求。表 25 和表 26 分别列出了本标准附表 D.1 和本标准附表 D.2 的相关依据。

表 25 急性毒性实验中的暴露方式和暴露时间的一般性要求及依据

受试生物类型		暴露方式	暴露时间	参考文献
海洋微藻（如硅藻、金藻、绿藻）		静态	不大于 24 h	CCME 导则（2007） ^[6]
海洋大型藻类（如红藻）		流水式/半静态/静态	不大于 96 h	[118]
轮虫动物门（如臂尾轮虫科）		半静态/静态	24 h 或 48 h	ISO 19820:2016 ^[39]
环节动物门多毛类（如沙蚕科、小头虫科）		流水式/半静态/静态	24 h、48 h、72 h 或 96 h	ASTM E1562-00 (2013) ^[42] HY/T 147.5-2013 ^[47] GB 17378.7—2007 ^[48]
软体动物门双壳类（如贻贝科、牡蛎科、帘蛤科）、腹足纲（如鲍科）		流水式/半静态/静态	胚胎、幼虫、幼体或稚贝：24 h、48 h、72 h 或 96 h	ISO 17244:2015 ^[38] ASTM E724-98 (2012) ^[44] GB 17378.7—2007 ^[48] USEPA OCSP 850.1025 ^[61]
节肢动物门	枝角类	半静态/静态	48 h、72 h 或 96 h	GB/T 18420.2—2009 ^[46] HY/T 147.5—2013 ^[47]
	桡足类（如纺锤水蚤科、猛水蚤科）	流水式/半静态/静态	无节幼体：96 h 桡足幼体或成体：24 h、48 h 或 96 h	EN 14735-2005 ^[59] ISO 14669:1999 ^[62]
	端足类（如螺赢蜚科）、十足类（如对虾科、方蟹科、沙蟹科）、糠虾类（如糠虾科）	流水式/半静态/静态	受精卵或幼体：24 h、48 h、72 h 或 96 h	ASTM E729-96 (2014) ^[45] GB/T 18420.2—2009 ^[46] HY/T 147.5—2013 ^[47] GB 17378.7—2007 ^[48] USEPA OCSP 850.1020 ^[119]
棘皮动物门（如长海胆科、球海胆科、刺参科）		流水式/半静态/静态	胚胎或幼体：24 h、48 h、72 h 或 96 h	GB 17378.7—2007 ^[48] ASTM E1563-98 (2012) ^[73]
脊索动物门鱼类（如牙鲆科、鲽科、鲷科、虾虎鱼科、怪颌鲧科）		流水式/半静态/静态	胚胎、仔鱼或幼鱼：96 h	GB/T 18420.2—2009 ^[46]

表 26 慢性毒性实验中的暴露方式和暴露时间的一般性要求及依据

受试生物类型		暴露方式	代表生物及暴露时间	参考文献
海洋微藻（如硅藻、金藻、绿藻）		静态	中肋骨条藻（ <i>Skeletonema costatum</i> ）：不少于 3 d	RIVM 导则（2001） ^[7] CCME 导则（2007） ^[6] EN 14735-2005 ^[59]
轮虫动物门（如臂尾轮虫科）		半静态	褶皱臂尾轮虫（ <i>Brachionus plicatilis</i> ）：不少于 4 d	[120]
环节动物门多毛类（如沙蚕科、小头虫科）		半静态	小头虫（ <i>Capitella capitata</i> ）：不少于 14 d 双齿围沙蚕（ <i>Perinereis aiubhitensis</i> ）：不少于 7 d	ASTM E1562-00 (2013) ^[42]
节肢动物门	枝角类	半静态	蒙古裸腹溞（ <i>Moina mongolica</i> ）：不少于 5 d	[121]
	桡足类（如纺锤水蚤科、猛水蚤科）	流水式/半静态	日本虎斑猛水蚤（ <i>Tigriopus japonicus</i> ）：不少于 14 d	[122]
	端足类（如螯赢蜚科）	流水式/半静态	河螯赢蜚（ <i>Corophium acherusicum</i> ）：早期生命阶段/部分生命周期实验不少于 10 d，全生命周期实验不少于 32 d	[123]
	十足类（如对虾科、方蟹科、沙蟹科）	流水式/半静态	斑节对虾（ <i>Penaeus monodon</i> ）：21 d	[124]
	糠虾类（如糠虾科）	流水式/半静态	近霍糠虾（ <i>Hoimesiella affinis</i> ）：早期/部分生命周期实验不少于 28 d	USEPA OPPTS 850.1350 ^[71] ASTM E1191-03a (2014) ^[72]
脊索动物门鱼类（如牙鲆科、鲽科、鲷科、鰕虎鱼科、怪颌鲂科）		流水式/半静态	黑点青鳉（ <i>Oryzias melastigma</i> ）：早期生命阶段实验不少于 21 d，全生命周期实验不少于 90 d	OECD 212 ^[75]
<p>注：US EPA 导则（1985）规定：早期生命阶段实验毒性数据是对全生命周期实验和部分生命周期实验毒性数据的一种“预测”，如果同时有某受试生物的全生命周期、部分生命周期及早期生命阶段实验的毒性数据，只采信全生命周期实验与部分生命周期实验所得的毒性数据。</p>				

5.11.5 附录 E

本标准附录 E 提供了海洋生物水质基准技术报告名称和结构、以及主要内容和要求，从可操作性需求出发，将污染物的海洋生物水质基准技术报告分为概述、国内外研究进展、目标污染物的海洋环境问题、毒性数据检索、筛选与评价、基准推导、基准推导的质量评价、不确定性分析、参考文献和附录等，明确了各部分撰写需要阐述的核心内容。

6 对实施本标准的建议

建议本标准发布实施后，针对数据检索和基准推导等过程开展系列培训，并根据标准实施情况适时对本标准进行完善、修订与补充；将本标准中所涉及的数据元纳入元数据系统中

进行数据注册和管理；此外，在推导海洋生物水质基准相关技术指南时，应注意与《淡水生物水质基准制定技术指南》的衔接。

参考文献

- [1] 环境保护部科技标准司. 淡水水生生物水质基准制定技术指南: HJ 831—2017[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2017.
- [2] 生态环境部法规与标准司. 淡水水生生物水质基准—镉[R]. 北京: 生态环境部法规与标准司, 2020.
- [3] 生态环境部法规与标准司. 淡水水生生物水质基准—氨氮[R]. 北京: 生态环境部法规与标准司, 2020.
- [4] 生态环境部法规与标准司. 淡水水生生物水质基准—苯酚[R]. 北京: 生态环境部法规与标准司, 2020.
- [5] USEPA. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses: PB85-227049[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1985.
- [6] CCME. A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life[R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007.
- [7] RIVM. Guidance document on deriving environmental risk limits: 601501 012[R]. Bilthoven: National Institute of Public Health and The Environment, 2001.
- [8] 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.
- [9] EC. Technical guidance document in support of the commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and the commission regulation EC 1488/94 on risk assessment for existing substances[R]. Helsinki: European Commission Joint Research Centre, 2003.
- [10] EC. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) guidance document No. 27 technical guidance for deriving environmental quality standards[R]. Copenhagen: European Commission, 2011.
- [11] EC. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) guidance document No. 27 technical guidance for deriving environmental quality standards[R]. Copenhagen: European Commission, 2018.
- [12] LEPPER P. Manual of the methodological framework used to derive quality standards for priority substances of the water framework directive[R]. Germany: Fraunhofer Institute, 2004.
- [13] RIVM. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS) Revision 2007: 601782001[R]. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment, 2007.
- [14] ANZECC, ARMCANZ. Revised method for deriving Australian and New Zealand water quality guideline values for toxicants[R]. Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2018.
- [15] NEWMAN M C. "What exactly are you inferring?" A closer look at hypothesis testing[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2008, 27(5): 1013-1019.
- [16] MU Y, WANG Z, WU F, et al. Model for predicting toxicities of metals and metalloids in coastal marine environments worldwide[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(7): 4199-

- 4206.
- [17] QI P, WANG Y, MU J, et al. Aquatic predicted no-effect-concentration derivation for perfluorooctane sulfonic acid[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2011, 30(4): 836-842.
 - [18] WANG Y, WANG J, MU J, et al. Aquatic predicted no-effect concentrations of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons and their ecological risks in surface seawater of Liaodong Bay, China[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2016, 35(6): 1587-93.
 - [19] WU F, MU Y, CHANG H, et al. Predicting water quality criteria for protecting aquatic life from physicochemical properties of metals or metalloids[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(1): 446-53.
 - [20] FENG C L, WU F C, DYER S D, et al. Derivation of freshwater quality criteria for zinc using interspecies correlation estimation models to protect aquatic life in China[J]. *Chemosphere*, 2013, 90(3): 1177-1183.
 - [21] WU J, YAN Z, YI X, et al. Comparison of species sensitivity distributions constructed with predicted acute toxicity data from interspecies correlation estimation models and measured acute data for benzo[a]pyrene[J]. *Chemosphere*, 2016, 144: 2183-8.
 - [22] WANG Y, NA G S, ZONG H M, et al. Applying adverse outcome pathways and species sensitivity-weighted distribution to predicted-no-effect concentration derivation and quantitative ecological risk assessment for bisphenol A and 4-nonylphenol in aquatic environments: a case study on Tianjin City, China[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2018, 37(2): 551-562.
 - [23] CALDWELL D J, MASTROCCO F, HUTCHINSON T H, et al. Derivation of an aquatic predicted no-effect concentration for the synthetic hormone, 17 alpha-ethinyl estradiol[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(19): 7046-7054.
 - [24] DUTTON J, FISHER N S. Salinity effects on the bioavailability of aqueous metals for the estuarine killifish *Fundulus heteroclitus*[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2011, 30(9): 2107-2114.
 - [25] BROOKS S J, BOLAM T, TOLHURST L, et al. Dissolved organic carbon reduces the toxicity of copper to germlings of the macroalgae, *Fucus vesiculosus*[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 70(1): 88-98.
 - [26] WHEELER J R, LEUNG K M Y, MORRITT D, et al. Freshwater to saltwater toxicity extrapolation using species sensitivity distributions[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2002, 21(11): 2459–2467.
 - [27] USEPA. Aquatic life ambient freshwater quality criteria - copper: EPA 822-R-07-001[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2007.
 - [28] USEPA. Aquatic life ambient water quality criteria cadmium: EPA 820-R-16-002[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
 - [29] USEPA. Aquatic life ambient water quality criteria for ammonia – freshwater: EPA 822-R-18-002[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2013.
 - [30] USEPA. Final aquatic life ambient water quality criteria for aluminum: EPA 822-R-18-001[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2018.
 - [31] LEUNG K M Y, MORRITT D, WHEELER J, et al. Can saltwater toxicity be predicted from freshwater data[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2001, 42: 1007-1013.
 - [32] WHO, UNEP. State of the science of endocrine disrupting chemicals – 2012[R]. Geneva: World

- Health Organization United Nations Environment Programme, 2013.
- [33] 国家质量监督检验检疫总局, 国家标准化管理委员会. 持久性、生物累积性和毒性物质及高持久性和高生物累积性物质的判定方法: GB/T 24782—2009[S]. 北京: 中国标准出版社, 2009.
- [34] 全国环境管理标准化技术委员会. 水质基准数据整编技术规范: 第 1 部分 污染物含量: GB/T 34666.1—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [35] 全国环境管理标准化技术委员会. 水质基准数据整编技术规范: 第 2 部分 水生生物毒性: GB/T 34666.2—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [36] EN ISO. Water quality — marine algal growth inhibition test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornutum*: 10253[S]. Brussels: International Organization for Standardization, 2006.
- [37] ISO. Water quality — determination of acute toxicity of marine or estuarine sediment to amphipods: 16712[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2005.
- [38] ISO. Water quality — determination of the toxicity of water samples on the embryo-larval development of Japanese oyster (*Crassostrea gigas*) and mussel (*Mytilus edulis* or *Mytilus galloprovincialis*): 17244[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2015.
- [39] ISO. Water quality — determination of the acute toxicity to the marine rotifer *Brachionus plicatilis*: 19820[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2016.
- [40] USEPA. Ecological effects test guidelines — algal toxicity: OCSPP 850.4500[S]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2012.
- [41] USEPA. Ecological effects test guidelines — bivalve acute toxicity test (embryo-larval): OCSPP 850.1055[S]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [42] ASTM. Standard guide for conducting acute, chronic, and life-cycle aquatic toxicity tests with polychaetous annelids: E1562-00[S]. PA: American Society of Testing Materials, 2006.
- [43] ASTM. Standard guide for selection of resident species as test organisms for aquatic and sediment toxicity tests: E1850-04[S]. PA: American Society of Testing Materials, 2019.
- [44] ASTM. Standard guide for conducting static acute toxicity tests starting with embryos of four species of saltwater bivalve molluscs: E724-98[S]. PA: American Society of Testing Materials, 2012.
- [45] ASTM. Standard guide for conducting acute toxicity tests on test materials with fishes, macroinvertebrates, and amphibians: E729-96 [S]. PA: American Society of Testing Materials, 2014.
- [46] 全国海洋标准化技术委员会. 海洋石油勘探开发污染物生物毒性 第 2 部分: 检验方法: GB/T 18420.2—2009[S]. 北京: 中国标准出版社, 2009.
- [47] 全国海洋标准化技术委员会. 海洋监测技术规程: 第 5 部分 海洋生态: HY/T 147.5—2013[S]. 北京: 中国标准出版社, 2013.
- [48] 原国家质量监督检验检疫总局, 全国海洋标准化技术委员会. 海洋监测规范: 第 7 部分 近海污染生态调查和生物监测: GB 17378.7—2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [49] OECD. OECD guidelines for the testing of chemicals[R]. Paris: Organization of Economic Cooperation and Development, 2019.
- [50] 全国危险化学品管理标准化技术委员会. 化学品 青鳞鱼早期生命阶段毒性试验: GB/T 29764—2003[S]. 北京: 中国标准出版社, 2013.
- [51] OECD. OECD guidelines for testing of chemicals — fish, early-life stage toxicity test: 210[S]. Medmenham: Organization for Economic Co-operation and Development, 1992.

- [52] OECD. OECD guidelines for testing of chemicals — fish, acute toxicity test: 203[S]. Medmenham: Organization for Economic Co-operation and Development, 2019.
- [53] USEPA. Ecological effects test guidelines — freshwater and saltwater fish acute toxicity test: OCSPP 850.1075[S]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [54] USEPA. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms: EPA-821-R-02-012[S]. DC: United States Environmental Protection Agency, 2002.
- [55] USEPA. Ecological effects test guidelines — fish early life stage toxicity test: OCSPP 850.1400[S]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [56] ASTM. Standard guide for conducting early life-stage toxicity tests with fishes: E1241-05[S]. PA: American Society of Testing Materials, 2013.
- [57] 全国危险化学品管理标准化技术委员会. 化学品 鱼类早期生活阶段毒性试验: GB/T 21854—2008[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [58] ISO. Water quality — marine algal growth inhibition test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornutum*: 10253[S]. Switzerland: International Organization for Standardization, 2016.
- [59] EN. Characterization of waste - Preparation of waste samples for ecotoxicity tests: 14735[S]. Brussels: European Committee for Standardization, 2005.
- [60] ISO. Water quality — growth inhibition test with the marine and brackish water macroalga *Ceramium tenuicorne*: 10710[S]. Switzerland: International Organization for Standardization, 2010.
- [61] USEPA. Ecological effects test guidelines — oyster acute toxicity test (shell deposition): OCSPP 850.1025[S]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [62] ISO. Water quality — determination of the acute lethal toxicity to marine copepods (*Copepoda*, *Crustacea*): 14669[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 1999.
- [63] ISO. Water quality — calanoid copepod early-life stage test with *Acartia tonsa*: 16778[S]. Switzerland: British Standards Institution, 2015.
- [64] ISO/TS. Water quality — larval development test with the harpacticoid copepod *Nitocra spinipes*: 18220[S]. Switzerland: International Organization for Standardization, 2016.
- [65] ASTM. Standard guide for conducting renewal microplate-based life-cycle toxicity tests with a marine meiobenthic copepod: E2317-04[S]. PA: American Society of Testing Materials, 2012.
- [66] ASTM. Standard guide for conducting acute toxicity tests on aqueous ambient samples and effluents with fishes, macroinvertebrates, and amphibians: E1192-97[S]. PA: American Society of Testing Materials, 2015.
- [67] 全国海洋标准化技术委员会. 海洋倾倒物质评价规范 疏浚物: GB 30980—2014[S]. 北京: 中国标准出版社, 2014.
- [68] USEPA. Ecological effects test guidelines — penaeid acute toxicity test: OCSPP 850.1045[S]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [69] USEPA. Ecological effects test guidelines — mysid acute toxicity test: OCSPP 850.1035[S]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [70] ASTM. Standard guide for conducting static and flow-through acute toxicity tests with mysids from the West Coast of the United States: E1463-92[S]. PA: American Society of Testing Materials, 1992.
- [71] USEPA. Ecological effects test guidelines — mysid chronic toxicity test: OPPTS 850.1350[S].

- Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1996.
- [72] ASTM. Standard guide for conducting life-cycle toxicity tests with saltwater mysids: E1191-03a[S]. PA: American Society of Testing Materials, 2014.
- [73] ASTM. Standard guide for conducting static acute toxicity tests with echinoid embryos: E1563-98[S]. PA: American Society of Testing Materials, 2012.
- [74] ASTM. Standard guide for measurement of behavior during fish toxicity tests: E1711-20[S]. PA: American Society of Testing Materials, 2020.
- [75] OECD. OECD guidelines for testing of chemicals — fish, short-term toxicity test on embryo and sac-fry stages: 212[S]. Medmenham: Organization of Economic Co-operation and Development, 1998.
- [76] 全国危险化学品管理标准化技术委员会. 化学品 鱼类胚胎和卵黄囊仔鱼阶段的短期毒性试验: GB/T 21807—2008 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [77] CCME. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: cadmium. In: Canadian environmental quality guidelines[R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014.
- [78] KLIMISCH H J, ANDREAE M, TILLMANN U. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data[J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 1997, 25(1): 1-5.
- [79] MOERMOND C T A, KASE R, KORKARIC M, et al. CRED: criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2016, 35(5): 1297-1309.
- [80] USEPA. Ambient aquatic life water quality criteria for tributyltin (TBT) - Final: EPA 822-R-03-031[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [81] MENSINK B J W G, MONTFORTS M, WIJKHUIZEN - MASLANKIEWICZ L. Manual for summarising and evaluating the environmental aspects of pesticides[R]. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment, 1995.
- [82] 黄宗国, 林茂, 中国海洋物种和图集: 中国海洋物种多样性[M]. 北京: 海洋出版社, 2012.
- [83] 赵元凤, 吕景才, 吴益春, 等. 海水中镉对牙鲆的生物有效性研究[J]. 应用生态学报, 2005, 16: 563-567.
- [84] 薛亮, 万爱玉, 樊玉清, 等. 海洋环境中的金属赋存形态及生物可利用性研究现状[J]. 海洋科学进展, 2008, 32: 88-93.
- [85] WEN L-S, JIANN K-T, SANTACHI P H. Physicochemical speciation of bioactive trace metals (Cd, Cu, Fe, Ni) in the oligotrophic South China Sea[J]. Marine Chemistry, 2006, 101(1-2): 104-129.
- [86] 任艺君, 李力, 王小静, 等. 中国黄、渤海海水中溶解镉的形态研究[J]. 海洋科学进展, 2020, 38: 263-275.
- [87] TAN Q G, LU S, CHEN R, et al. Making acute tests more ecologically relevant: cadmium bioaccumulation and toxicity in an estuarine clam under various salinities modeled in a toxicokinetic-toxicodynamic framework[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(5): 2873-2880.
- [88] MANTOURA R F C, DICKSON A, RILEY J P. The complexation of metals with humic materials in natural waters[J]. Estuarine and Coastal Marine Science, 1978, 6(4): 387-408.
- [89] ALLEN H E, HANSEN D J. The importance of trace metal speciation to water quality

- criteria[J]. Water Environment Research, 1996, 68(1): 42-54.
- [90] MAGNUSON V R, HARRISS D K, SUN M S, et al. Relationships of Activities of Metal-Ligand Species to Aquatic Toxicity[M]// JENNA E A. Chemical Modeling in Aqueous Systems. American Chemical Society, 1979, 93, 635-656.
- [91] COWAN C E, JENNE E A, KINNISON R R. Methodology for determining the relationship between toxicity and the aqueous speciation of a metal[M]// POSTON T M, PURDY R. Aquatic Toxicology and Environmental Fate. ASTM International, 1986, 9, 463-478.
- [92] FRANK P M, ROBERTSON P B. The influence of salinity on toxicity of cadmium and chromium to the blue crab, *Callinectes sapidus*[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1979, 21(1-2): 74-78.
- [93] RINGWOOD A H. The relative sensitivities of different life stages of *Isognomon californicum* to cadmium toxicity[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1990, 19(3): 338-340.
- [94] FRIAS-ESPERICUETA M G, VOLTOLINA D, OSUNA-LOPEZ J I. Acute toxicity of cadmium, mercury, and lead to whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) postlarvae[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2001, 67(4): 580-586.
- [95] WU J P, CHEN H C. Effects of cadmium and zinc on the growth, food consumption, and nutritional conditions of the white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone)[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2005, 74(2): 234-41.
- [96] HAGLUND K, BJORKLUND M, GUNNARE S, et al. New method for toxicity assessment in marine and brackish environments using the macroalga *Gracilaria tenuistipitata* (Gracilariales, Rhodophyta)[J]. Hydrobiologia, 1996, 326-327(1): 317-325.
- [97] EISLER R. Acute toxicities of selected heavy metals to the softshell clam, *Mya arenaria*[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1977, 17(2): 137-145.
- [98] SHI W, ZHAO X, HAN Y, et al. Ocean acidification increases cadmium accumulation in marine bivalves: a potential threat to seafood safety[J]. Scientific Reports, 2016, 6: 20197.
- [99] 赵元凤, 吕景才, 吴益春, 等. 海洋酸化条件下 Cd^{2+} 和 Hg^{2+} 对斧文蛤幼贝急性毒性效应[J]. 水生生物学报, 2016, 40: 294-300.
- [100] MA H, ZOU D, WEN J, et al. The impact of elevated atmospheric CO_2 on cadmium toxicity in *Pyropia haitanensis* (Rhodophyta)[J]. Environ Sci Pollut Res Int., 2018, 25(33): 33361-33369.
- [101] BAI Z, WANG M. Warmer temperature increases mercury toxicity in a marine copepod[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 201: 110861.
- [102] GREEN A S, CHANDLER G T, BLOOD E R. Aqueous-phase, pore-water, and sediment-phase cadmium: toxicity relationships for a meiobenthic copepod[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1993, 12(8): 1497-1506.
- [103] USEPA. Ambient water quality criteria for ammonia (saltwater)-1989: EPA 440-5-88-004[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1989.
- [104] USEPA. Draft aquatic life ambient estuarine-marine water quality criteria for copper - 2016: EPA-822-P-16-001[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [105] EU. Nickel and its compounds, nickel EQS dossier 2011[R]. European Union Risk Assessment Report (EU-RAR), 2011.
- [106] BEASLEY A, BELANGER S E, BRILL J L, et al. Evaluation and comparison of the

- relationship between NOEC and EC₁₀ or EC₂₀ values in chronic *Daphnia* toxicity testing[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2015, 34(10): 2378-2384.
- [107] WAGNER C, LØKKE H. Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data[J]. Water Research, 1991, 25(10): 1237-1242.
- [108] LING C. A conservative, nonparametric estimator for the 5th percentile of the species sensitivity distributions[J]. Journal of Statistical Planning & Inference, 2004, 123(2): 243-258.
- [109] AWKERMANN J A, RAIMONDO S, BARRON M G. Development of species sensitivity distributions for wildlife using interspecies toxicity correlation models[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(9): 3447-3452.
- [110] DYER S D, VERSTEEG D J, BELANGER S E, et al. Comparison of species sensitivity distributions derived from interspecies correlation models to distributions used to derive water quality criteria[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(8): 3076-3083.
- [111] ZHAO J, CHEN B. Species sensitivity distribution for chlorpyrifos to aquatic organisms: model choice and sample size[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016, 125: 161-9.
- [112] ALDENBERG T, JAWORSKA J S. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2000, 46(1): 1-18.
- [113] ALDENBERG T, LUTTIK R, POSTHUMA L. Extrapolation factors for tiny toxicity data sets from species sensitivity distributions with known standard deviation[M]// POSTHUMA L, SUTER II G W, TRAAS T P. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Lewis Publishers, 2002, 6, 103-118.
- [114] FOX D R, VAN DAM R A, FISHER R, et al. Recent developments in species sensitivity distribution modeling[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2021, 40(2): 293-308.
- [115] BLISS C I. The method of probits[J]. Science, 1934, 79(2037): 38-39.
- [116] 王莹, 穆景利, 王菊英. 我国硝基苯的海水水质基准及生态风险评估研究[J]. 生态毒理学报, 2015, 10: 160-168.
- [117] USEPA ECOTOXicology Knowledgebase[DB/OL]. [2021-09-15] <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>.
- [118] Science Applications International Corporation. Toxicity testing to support the New York/New Jersey Harbor site-specific copper criteria study[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1993.
- [119] USEPA. Ecological effects test guidelines — gammarid amphipod acute toxicity test: OCSPP 850.1020[S]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [120] ARNOLD W R, DIAMOND R L, SMITH D S. Acute and chronic toxicity of copper to the euryhaline rotifer, *Brachionus plicatilis* (“L” Strain)[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2011, 60(2): 250-260.
- [121] WANG M, ZHAO W, JIA X, et al. Eco-toxicology effect on *Moina mongolica* Daday exposed to Cd²⁺, Pb²⁺, and Hg²⁺ by the food chain[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25(16): 16024-16036.
- [122] SHI D, LV D, LIU W, et al. Accumulation and developmental toxicity of hexabromocyclododecanes (HBCDs) on the marine copepod *Tigriopus japonicus*[J]. Chemosphere, 2017, 167: 155-162.
- [123] MUNGUIA P. Role of sources and temporal sinks in a marine amphipod[J]. Biology Letters, 2015, 11(2): 20140864.

- [124] NAGARJUNAA, KARTHIKEYAN P, MARIGOUDAR S R, et al. Effect of sublethal gradient concentrations of nickel on postlarvae of *Penaeus monodon*, *Perna viridis* and *Terapon jarbua*: enzyme activities and histopathological changes[J]. Chemosphere, 2019, 237: 124428.

附 1

海洋生物水质基准推导案例—镉

2021 年 11 月

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	ANZECC & ARMCANZ	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	Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand	—
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	CCME	加拿大环境部长理事会	Canadian Council of Ministers of the Environment	—
6	CNKI	中国知网	China National Knowledge Infrastructure	—
7	CTV	慢性毒性值	chronic toxicity value	μg/L
8	CVE	同效应慢性值	chronic value for the same effect	μg/L
9	EC _x	x%效应浓度	x% effect concentration	μg/L
10	ECOTOX	(美国)生态毒性数据库	ECOTOXicology Knowledgebase	—
11	EU	欧洲联盟	European Union	—
12	HC _x	x%物种危害浓度	hazardous concentration for x% of species	μg/L
13	LC ₅₀	半数致死浓度	median lethal concentration	μg/L
14	LOEC	最低观察效应浓度	lowest observed effect concentration	μg/L
15	LWQC	水生生物长期水质基准	long-term water quality criteria for aquatic organisms	μg/L
16	MATC	最大容许毒物浓度	maximum acceptable toxicant concentration	μg/L
17	NOEC	无观察效应浓度	no observed effect concentration	μg/L
18	RMSE	均方根误差	root mean squared error	—
19	SAV	种急性值	species acute value	μg/L
20	SCV	种慢性值	species chronic value	μg/L
21	SSD	物种敏感度分布	species sensitivity distribution	—
22	SWQC	水生生物短期水质基准	short-term water quality criteria for aquatic organisms	μg/L
23	US EPA	美国环境保护局	United States Environmental Protection Agency	—

海洋生物水质基准—镉

污染物	海洋生物短期水质基准 (μg/L) ^[1]	海洋生物长期水质基准 (μg/L) ^[2]
镉	27.4	2.32

[1] 对我国海洋生物及其用途不产生急性有害影响的水体中镉的最大浓度（以任何 1 小时的算术平均浓度计）。

[2] 对我国海洋生物及其用途不产生慢性有害影响的水体中镉的最大浓度（以连续 4 个自然日的日均浓度的算术平均浓度计）。

目 录

1 概述	65
2 国内外研究进展.....	65
3 镉及其化合物的海洋环境问题.....	66
3.1 理化性质、存在形态和环境行为	66
3.2 海洋环境中镉的来源和污染水平	67
3.3 镉对海洋生物的毒性	68
3.3.1 毒性作用机制分析	68
3.3.2 海水水质参数对镉毒性的影响	68
4 毒性数据检索、筛选与评价	69
4.1 数据需求	69
4.2 资料检索	70
4.3 数据筛选	70
4.3.1 筛选方法	70
4.3.2 筛选结果	72
4.4 毒性数据评价	73
4.4.1 评价方法	73
4.4.2 评价结果	73
5 基准推导	73
5.1 推导方法	73
5.1.1 毒性数据预处理	73
5.1.2 模型拟合与评价	75
5.1.3 物种危害浓度确定	75
5.1.4 基准定值	75
5.1.5 基准确定与表述	76
5.2 推导结果	76
5.2.1 海洋生物短期水质基准	76
5.2.2 海洋生物长期水质基准	82
6 质量评价	84
7 不确定性分析	85
参考文献	87
附录 A 镉对海洋生物的急性毒性数据	95
附录 B 镉对海洋生物的慢性毒性数据	123

1 概述

镉（Cd）是一种有毒重金属，具有高毒性和易残留等特点，可对海洋生物及海洋生态系统产生有害影响，是当前最受关注的环境污染研究对象之一，也是我国《海水水质标准》（GB 3097—1997）的基本监测项目之一。配合《海洋生物水质基准推导技术指南（试行）》的发布，本研究以镉为例进行海洋生物水质基准推导，系统优化国内外成熟的海洋环境基准方法学，科学吸收、集成我国海洋环境质量基准研究成果，以验证《海洋生物水质基准推导技术指南（试行）》的科学性和实用性。本研究提出的镉的海洋生物水质基准反映了现阶段海水环境中的镉对海洋生物及其用途不产生有害影响的最大浓度，可为制修订相关海水生态环境质量标准、预防和控制镉对海洋生物及生态系统的危害提供科学依据。

在镉的海洋生物水质基准推导过程中，共获取 571 篇中英文文献，提取 2240 条毒性数据，经数据筛选和评价后，共 392 条可靠数据用于镉的海洋生物水质基准推导，涉及 59 种海洋生物，涵盖了生产者、初级消费者和次级消费者三个营养级，基本代表了我国海洋生物区系特征。基于物种敏感度分布（SSD）法，推导出镉的海洋生物短期水质基准和海洋生物长期水质基准，分别为 27.4 μg/L 和 2.32 μg/L。

2 国内外研究进展

为有效控制镉对海洋生物带来的不利影响，同时为海水水质标准的修订提供依据，亟需开展镉的海洋生物水质基准研究。国内外镉的海洋生物水质基准研究进展对比见表 1。美国是最早制定镉的海洋生物水质基准的国家。美国环保局（US EPA）于 1980 年首次发布镉的海洋生物水质基准，随后在 1984 年、2001 年和 2016 年进行了修订（表 2）。2016 年，US EPA 利用现有的最佳科学方法制定了最新的全国镉的海洋生物水质基准。2016 年发布的短期基准（33 μg/L）比 2001 年发布的短期基准（40 μg/L）更严格，这主要由于增加了对敏感物种的毒性效应研究。同 2016 年发布的长期基准（7.9 μg/L）也比 2001 年的长期基准（8.8 μg/L）稍微严格一些，因为在长期基准的制定中考虑了更多的物种。加拿大环境部长理事会（CCME）1996 年发布了镉的海洋生物基准，长期暴露指导值为 0.12 μg/L（表 2），2014 年的修订仅更新了镉的淡水生物基准值，并未更新海洋生物水质基准值。

我国关于镉的水质基准研究始于 20 世纪末，起步较晚。2020 年，在借鉴、引用欧美国国家水质基准理论的基础上，我国首次发布了镉的淡水水生生物水质基准。总体而言，不同国家所推荐的基准值之间均存在差异；同一国家采用不同方法所推导的基准值也不尽相同。

表 1 国内外镉的海洋生物水质基准研究进展

内容	发达国家	中国
基准推导方法	主要包括评估因子法和物种敏感度分布法（US EPA 结合急慢性比推导长期基准）；一般来讲，当海洋生物毒性数据不足时，且目标污染物对海洋物种和淡水物种的毒理学敏感性经评估没有显著差异时，可合并使用两类数据推导基准	对评估因子法和物种敏感度分布法均进行了研究，并在本标准中规定使用物种敏感度分布法
物种来源	本土物种、引进物种、国际通用物种；	在中国河口、沿海或与海洋环境类似的盐湖或盐田等自然水体中分布较为广泛的本土物种和引进物种，国际通用且在我国海洋生态毒理学实验中应用较为成熟的物种

内容	发达国家	中国
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。美国要求不少于 3 门 8 科，加拿大要求不少于 3 种海洋鱼类、2 种海洋无脊椎动物和 1 种温带海洋维管植物或海洋藻类	依据本标准，海洋生物水质基准推导至少涵盖 3 个营养级 5 科 10 种海洋生物
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	参照采用国际标准化组织（ISO）、经济合作与发展组织（OECD）等规定的海洋生物毒性测试方法；采用国家标准海洋生物毒性测试方法
相关毒性数据库	美国生态毒性数据库（ECOTOX） （ http://cfpub.epa.gov/ecotox/ ）	中国知网、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 不同国家推荐的镉的海洋生物水质基准

国家/机构	制修订时间	水质基准（ $\mu\text{g/L}$ ）		物种数（个）		推导方法	
		SWQC	LWQC	SWQC	LWQC	SWQC	LWQC
美国 US EPA	1980	59	4.5	31	2	物种敏感度分布法	急慢性比
	1984	43	9.3	35	2		
	2001	40	8.8	61	2		
	2016	33	7.9	94	2		
加拿大 CCME	1996/2014	—	0.12	—	不详	—	评估因子法
我国（本案例）	2021	27.4	2.32	52	11	物种敏感度分布法	物种敏感度分布法

3 镉及其化合物的海洋环境问题

3.1 理化性质、存在形态和环境行为

镉为银白色有光泽的稀有金属，第 48 号元素，位于元素周期表第五周期 IIB 族，镉的主要工业用途是制造电池、颜料、塑料稳定剂、金属涂层、合金和电子产品。镉及其常见化合物的理化性质见表 3。

海水中的镉很少以自由离子的形态存在，以无机络合态（如 CdCl^+ 、 CdCl_2 和 CdCl_3^- 等）和有机络合态为主^[1-4]。镉一旦进入河口以及海洋等水环境后，会与环境中的黏土、腐殖质、有机物以及水合氧化物等发生强烈的吸附络合，并通过沉淀作用从水体中去除，进而迁移至沉积物中。据估算，在进入水体的镉中，超过 93% 会通过吸附络合和沉淀作用迁移至沉积物中，因此除底栖生物的摄食吸收外，这一过程会极大地降低水体中镉的生物可利用性。特别是在河口区域，有机物的混凝和去除过程往往十分强烈，而咸淡水混合过程使得水的流速降低，进一步增强了混凝以及颗粒的沉降和去除作用，导致金属元素在河口区域的快速沉积。因此吸附络合沉淀作用是影响水环境中镉的环境行为的最主要生物地球化学过程。

进入沉积物中的镉会通过再悬浮作用以颗粒态的形式再度进入水体中，或通过水解作用以溶解态的形态进入水体，并可能伴随沿岸上升流的作用向上迁移。镉在海水中的溶解度与镉的化合物形态以及环境条件紧密相关，包括 pH，碱度和有机物含量等，如 pH 变化就会极大的影响镉的吸附过程。

表 3 镉及其化合物的理化性质

镉及其化合物	镉	氯化镉	硝酸镉	硫酸镉
分子式	Cd	CdCl ₂	Cd(NO ₃) ₂	Cd(SO ₄) ₂
CAS 号	7440-43-9	10108-64-2	10325-94-7	10124-36-4
EINECS 号	231-152-8	233-296-7	233-710-6	233-331-6
熔点 (°C)	321	568	350	1000
沸点 (°C)	765	960	—	—
水溶性	不溶于水	易溶于水	溶于水	溶于水
用途	镉盐、烟幕弹、颜料、镉汞剂等	镉电池、陶瓷釉彩、印染助剂、光学镜增光剂等	催化剂、镉电池、含镉药剂及分析试剂等	镉电池、电子产品、消毒剂等

3.2 海洋环境中镉的来源和污染水平

环境中镉的来源包括自然来源和人为来源。自然来源包括岩石土壤侵蚀、火山爆发和森林火灾等镉释放；人为来源包括采矿、农耕、城市活动、企业排污、化石燃料燃烧等。现今随着人为活动的增强，人为来源已成为环境中镉的最主要来源，自然来源仅占极小的部分，据统计地表水中镉总量的 90%以上都来自人为源，其中化石燃料燃烧（包括煤）产生大气颗粒物沉降的贡献度约占 40%。对于海洋环境来说，镉主要来自于大气沉降、河流输入。在近岸海域，河流输入对镉含量的贡献远大于大气沉降，而由于镉进入河口区域后会因吸附、絮凝沉淀作用而从水体中清除，因此河流输入对开阔大洋的影响较小，大气输入则对在开阔大洋最主要的贡献来源。2012 年，全球约 70%的新增镉供应来自亚洲，中国、韩国和日本是主要的镉生产国^[5]。

镉在地壳中的含量较低，通常由于镉更易于向沉积物中迁移，海水中的镉含量较低。据估计，世界海洋中的镉浓度通常在 < 0.005 μg/L~0.110 μg/L 之间，一些沿海地区的镉浓度较高^[6]。2019 年全国海洋生态环境国控监测站位镉的监测数据表明，我国渤海、黄海、东海、南海海水中均有镉的检出。整体上看，我国海域镉的含量水平在 0.005 μg/L~2.170 μg/L 之间，渤海、黄海、东海和南海镉的平均含量分别为 0.228 μg/L、0.176 μg/L、0.041 μg/L 和 0.106 μg/L，大致表现为渤海、黄海海水中镉的含量高于东海、南海海水中镉的含量，各海域海水中镉的空间分布具有一定的差异性（表 4）。

表 4 我国近海海水中镉的含量（μg/L）

季节		渤海	黄海	东海	南海
春季	范围	0.050~0.513	0.010~0.560	0.012~0.790	0.006~0.690
	平均值	0.194	0.211	0.041	0.112
夏季	范围	0.040~0.920	0.010~2.170	0.005~0.140	0.005~0.813
	平均值	0.227	0.186	0.043	0.119
秋季	范围	0.060~0.510	0.010~0.610	0.009~0.180	0.009~0.400
	平均值	0.193	0.125	0.036	0.071
冬季	范围	0.040~1.300	—	—	—
	平均值	0.274	—	—	—
年平均		0.228	0.176	0.041	0.106

3.3 镉对海洋生物的毒性

3.3.1 毒性作用机制分析

镉污染是当今中国乃至全球所面临的一个严重环境问题,由于具有高毒性和易残留等特点,使其成为最受关注的环境污染物之一。研究表明, Cd^{2+} 可通过海洋生物的必需金属元素通道竞争性进入细胞,引起机体的氧化应激反应,进而引起 DNA 损伤、脂质和蛋白代谢异常等细胞正常功能紊乱,从而导致细胞、组织、器官及个体水平上一系列毒性效应。对于海洋浮游植物而言,镉可以与必需金属在细胞表面争夺吸收位置。例如,高浓度的镉会抑制锰的摄取,从而导致低锰浓度下细胞缺锰^[7-9]。同样,镉也会抑制铁元素的摄取和同化,从而导致铁缺乏、细胞色素 f 与叶绿素 a 比值的降低及硝酸盐还原酶活性的降低^[10,11]。镉对浮游植物的毒性机制还包括氧化应激^[12],以及通过干扰叶黄素循环抑制光合作用^[13]等。

对于绝大多数海洋鱼类及无脊椎动物而言,镉的生物累积会导致个体死亡、发育缓慢、器官组织病变、抗氧化系统功能异常等各种不利效应。由于 Cd^{2+} 与 Ca^{2+} 具有类似的离子半径和电荷, Cd^{2+} 主要通过破坏钙稳态和引起氧化损伤而对生物体造成急性和慢性毒性。与淡水鱼类似,镉在海水鱼类鳃膜中的高亲和力结合位点与钙竞争,阻碍钙从水中的吸收^[14-18]。对结合位点的竞争和鳃膜上钙吸收障碍的共同作用可导致鱼类急性低钙血症,其特征是组织中镉的积累和血浆中钙浓度的降低^[19-21]。暴露于镉还会引起海洋鱼类肝脏内一系列抗氧化反应,包括热休克蛋白、金属硫蛋白的产生及与镉的结合等^[22]。在海洋软体动物中,通过蛋白组学对镉的毒性作用机制分析,结果表明镉可能降低 DNA 修复能力,从而引起 DNA 损伤;过量的镉也会引起抗氧化反应,例如谷胱甘肽代谢异常^[23],热休克蛋白和金属硫蛋白表达显著上调^[24]等。

3.3.2 海水水质参数对镉毒性的影响

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,在进行水质基准推导前,需对可能影响镉的毒性和水质基准推导的海水水质参数进行考虑,如 pH、温度、盐度、有机碳、溶解氧和无机化合物等。这些环境因素可能通过改变海水中镉的形态或物理化学形式来影响其迁移和毒性。已有研究表明,淡水环境中硬度是镉毒性的主要影响因素。而在海水环境中,数据表明海水盐度、pH 及温度等海水水质参数可对镉的毒性产生影响。

在影响镉的毒性的海水水质参数中,盐度对镉的毒性影响的研究开展相对较早。研究表明,盐度能够影响镉在海水中的存在形态,进而影响镉对海洋生物的毒性。镉的不同形态中 Cd^{2+} 的生物可利用性较高,随着盐度的增加,更多的 Cd^{2+} 转化为 CdCl_2 和 CdCl_3^- ,二者不易通过生物膜,在一定程度上降低了生物毒性^[25]。例如, Frank 和 Robertson 早在 1979 年就报道了镉对幼体蓝蟹 (*Callinectes sapidus*) 的急性毒性可随着盐度升高而逐渐下降^[26]。同样的趋势也在红树林鲳鱼 (*Kryptolebias marmoratus*)^[27]、红树牡蛎 (*Isognomon californicum*)^[28]、哲水蚤 (*Nitocra spinipes*)^[29]、凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*)^[30,31]、糠虾 (*Americamysis bahia*)^[32] 和纹藤壶 (*Amphibalanus amphitrite*)^[33] 等海洋生物中有相关报道。然而,盐度对镉的海洋生物毒性的影响可能存在物种特异性,US EPA 在 2016 年镉的基准技术报告^[34]中使用协方差分析法判断了 9 种海洋生物的镉的急性毒性数据和盐度之间的关系,其中蓝蟹 (*C. sapidus*)、凡纳滨对虾 (*L. vannamei*) 等 8 个物种的镉的急性毒性值 (LC_{50}) 随盐度的增加而增加,底鳉 (*Fundulus heteroclitus*) 对镉的急性毒性值 (LC_{50}) 随盐度的增加而降低,由于盐度对镉的海洋生物毒性影响的趋势并不一致,存在物种特异性,未能实现基于盐度的海洋生物水质基准值的校正。

海水 pH 会影响海水中镉的形态、吸附能力和氧化还原速率,从而对镉的毒性产生影响。

海洋浮游生物和底栖无脊椎动物对 pH 的变化比海洋鱼类更为敏感^[34]。例如, Shi 等人发现海水 pH 的下降显著增加了三种海洋双壳类 (*Mytilus edulis*, *Tegillarca granosa*, *Meretrix meretrix*) 体内镉的累积, 原因主要为: 1) 海洋酸化增加了海水中 Cd^{2+} 的浓度, 进而提高了 $\text{Cd}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ 的浓度比值, 从而增加了 Ca^{2+} 通道的 Cd^{2+} 的流入; 2) 酸化的海水可能造成了鳃上皮损害, 使镉更容易穿透; 3) 海洋酸化影响生物体对镉的排除机制^[35]。类似的, Cao 等人观察到镉和低 pH 联合暴露条件下不仅增加了牡蛎 (*Crassostrea gigas*) 体内镉的累积, 对氧化应激、组织病理学损伤和细胞凋亡还具有协同作用, 很可能是由于显著促进了活性氧的产生所导致^[36]。然而, pH 变化对海洋藻类呈现出与海洋无脊椎动物不一样的影响。Ma 等人发现坛紫菜 (*Pyropia haitanensis*) 在海水 CO_2 水平增加 (pH 下降) 条件下可降低镉对其毒性效应, 表现为藻体最大净光合产氧速率的抑制率低于单一 Cd^{2+} 暴露^[37], 原因可能与升高的 CO_2 会抑制光呼吸等过程有关。

温度变化对镉的毒性的影响总体表现为随着温度升高, 镉的毒性增强。这种变化趋势与温度升高时机体代谢加快密切相关, 并在多种海洋生物包括诺氏海链藻 (*Thalassiosira nordenskioeldii*)^[38]、长臂虾 (*Palaemon varians*)^[39]、美洲牡蛎 (*Crassostrea virginica*)^[40] 和尼罗罗非鱼 (*Oreochromis niloticus*)^[41] 中均观察到类似现象。

海水中溶解有机碳会影响镉的毒性, 主要表现为镉离子与有机配位体结合, 使得自由镉离子的含量降低, 进而导致了镉生物可利用性和生物毒性的降低。有研究比较了沉积物间隙水和海水中镉对双囊猛水蚤 (*Amphiascus tenuiremis*) 的毒性, 结果表明, 间隙水中镉对双囊猛水蚤的毒性低于海水中镉的毒性, 其原因主要是由于间隙水中溶解有机碳的含量比海水中溶解有机碳的含量高 6 倍, 使得自由镉离子与有机物络合, 降低了生物毒性^[42]。

由此可见, 上述海水水质参数在一定程度上对镉毒性产生影响, 在进行海水水质基准推导前, 需针对不同物种对海水水质参数可能产生的影响进行分析, 但由于海水水质参数对镉的海洋生物毒性影响的趋势并不一致, 存在物种特异性, 以及相关毒性数据有限, 目前国际上尚未实现基于海水水质参数的镉的水质基准校正。

4 毒性数据检索、筛选与评价

4.1 数据需求

推导海洋生物水质基准收集的数据包括类别污染物基本信息、毒性数据、受试生物信息等数据, 主要数据内容见表 5。

表 5 镉的海洋生物水质基准推导所需数据类型

数据类别		具体指标
污染物 基本信 息	名称	中英文名称
	分子式	化学分子式或结构式
	编号	CAS 编号、EINECS 编号、UN 编号等
污染物 毒性数 据信息	实验 条件	实验类型
		急性毒性实验、慢性毒性实验 (单一生命阶段实验、部分生命周期实验、全生命周期实验、多世代实验等)
		实验方法
		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/表观) 和单位
		实验设计
		对照组的设置、平行实验的数量等

数据类别		具体指标
	实验结果	暴露时间
		暴露时间值、暴露时间单位（天或小时等）等
		测试效应指标
		生长（体重、体长、生长率、生物量、发育周期等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）、存活（存活率、死亡率）等
	毒性终点	急性毒性终点：LC ₅₀ 、EC ₅₀ 等
		慢性毒性终点：EC ₁₀ 、EC ₂₀ 、NOEC、LOEC、MATC、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、自测毒性数据、公开发表的文献或报告等	
海洋受试生物信息	受试生物名称	
	受试生物的中文名和学名（拉丁名）	
	生物分类信息	
	门、科等	

4.2 资料检索

推导海洋生物水质基准使用的毒性数据来源于国外毒性数据库及中文文献数据库。检索方案见表 6。用于推导镉的水质基准的化合物应具有较大的溶解度，主要包括氯化镉、硫酸镉和硝酸镉。通过检索 ECOTOX 数据库，共获得镉的毒性数据 2181 条。通过检索中国知网（CNKI）数据库，共获得镉的毒性数据 59 条。

表 6 海洋生物毒性数据和文献检索方案

数据库名称		检索时间	检索式
毒性数据	ECOTOX	截至 2021 年 6 月 11 日前数据库覆盖年限	化学物质：Cadmium 效应：Growth Group + Mortality Group + Reproduction Group + Population Group + Intoxication 终点：IC/ID xx (all % values) + LC/LD xx (all % values) + EC/ED xx (all % values) + LOEC + NOEC + MATC 物种：Crustaceans + Fish + Molluscs + Other Invertebrates + Worms + Algae 测试条件：salt water 出版物选项：All
中文文献	CNKI	截至 2020 年 8 月 30 日前数据库覆盖年限	主题：镉*毒性 来源类别：核心期刊 学科：环境科学与资源利用、生物学、水产和渔业、海洋学

4.3 数据筛选

4.3.1 筛选方法

依据技术指南对检索获得的毒性数据进行筛选，筛选方法见表 7。

表 7 海洋生物毒性数据筛选方法

项目	筛选原则
受试物种筛选	<p>a) 受试物种一般能反映我国海洋生物（包括浮游生物、游泳生物、底栖生物等）区系特征，能充分代表我国河口、沿海或与海洋环境类似的盐湖或盐田等自然水体中不同营养级及其关联性，或具有重要经济价值、生态价值或娱乐用途；</p> <p>b) 受试物种能够被驯养、繁殖并获得足够的数量，优先选择能够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的受试物种；或在某一海域范围内有充足的资源，确保有个体均匀的群体可供实验；</p> <p>c) 受试物种对污染物应具有较高的敏感性及其毒性反应的一致性；</p> <p>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；</p> <p>e) 受试物种在人工驯养、繁殖时能保持遗传性状稳定；</p> <p>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，并确保该采用的生物个体未曾接触过目标污染物；</p> <p>g) 对于我国海域珍稀或濒危物种、特有物种，应根据国家野生动物保护的相关法规选择性作为受试物种；</p> <p>h) 微生物（微藻除外）不应作为受试物种。</p>
毒性数据筛选	<p>实验设计</p> <p>a) 实验设计应依据国家或国际标准毒性测试方法（GB 17378.7、GB 30980、GB/T 18420.2、GB/T 21807、GB/T 21854、HY/T 147.5 等，参见标准文本附录 C）或相关权威文献，否则应对实验设计进行详细说明；</p> <p>b) 实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 0.1 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；</p> <p>c) 实验组浓度应按照标准毒性测试方法的要求进行设定，急性毒性实验浓度间隔系数一般不超过 2.2，慢性毒性实验浓度间隔系数一般不超过 3.2；</p> <p>d) 急、慢性毒性实验应设置一定数量的平行。</p> <p>受试物</p> <p>a) 应明确受试物的准确名称及CAS号，当受试物为无机盐时，应说明实验结果的受试物化学形态或名称；</p> <p>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实验数据进行校正或采用实测浓度。</p> <p>受试生物</p> <p>a) 应说明受试生物的学名（拉丁名）、开展毒性实验的生命阶段、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；</p> <p>b) 实验开始前，应将受试生物在实验条件下进行驯养，受试生物在驯养期间的死亡率一般不能超过 10%。</p> <p>暴露条件</p> <p>a) 对于有明确证据表明具有高挥发性、易于水解或降解的物质，只能使用实测浓度；对于其他物质可以使用实测浓度或表观浓度，但在未使用助溶剂或使用表观浓度的情况下，受试物的暴露浓度应低于其在水中的溶解度；</p> <p>b) 实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%；</p> <p>c) 实验稀释用水应采用过滤后的天然海水或人工海水；</p>

项目	筛选原则
	<p>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；</p> <p>e) 在急性毒性实验期间，一般受试生物无需喂食，糠虾类生物除外；</p> <p>f) 采用流水式、半静态或静态暴露方式的急性毒性数据均可使用，慢性毒性实验一般使用流水式或半静态暴露方式的毒性数据，微藻一般只适合静态暴露方式；</p> <p>g) 对于急性毒性实验，微藻的暴露时间一般不大于24 h，轮虫一般不大于48 h，其他海洋生物（如大型藻类、环节动物、软体动物、节肢动物、棘皮动物、脊索动物等）一般不大于96 h（详见标准文本附录D中表D.1）；</p> <p>h) 对于慢性毒性实验，微藻的暴露时间一般不少于3 d，轮虫一般不少于4 d，枝角类一般不少于5 d，其他生命周期较短的海洋生物一般不少于7 d，生命周期较长的海洋生物一般不少于21 d（详见标准文本附录D中表D.2）。</p> <p>实验结果</p> <p>a) 对照组的生长率（藻类）、死亡率（如鱼类、贝类等）或活动抑制率（浮游动物）等变化范围应符合标准毒性测试方法的规定，急性毒性实验中对对照组的存活率通常不应低于90%，微藻毒性实验中对对照组的72 h生长率通常不应低于16倍；</p> <p>b) 应选用与生物存活（如存活率、死亡率等）、生长（如体重、体长、生长率、生物量、发育周期等）、繁殖（如孵化率、孵化时间、性别比等）等具有生态相关性的毒性效应指标相关的实验数据，不应使用与组织或亚细胞水平等个体以下水平的毒性效应指标相关的实验数据；</p> <p>c) 应选用具有明确的毒性终点的毒性数据，对于急性毒性数据，一般使用LC₅₀或EC₅₀作为毒性终点；对于慢性毒性数据，一般使用EC₁₀、EC₂₀、MATC、NOEC、LOEC、EC₅₀或LC₅₀作为毒性终点；针对不同的毒性终点选择相应的统计分析方法，并详细说明统计学参数，实验结果应具有统计学意义。</p>

4.3.2 筛选结果

根据受试物种筛选要求，ECOTOX 数据库包含我国本土物种的毒性数据 851 条，涉及 103 个物种；CNKI 数据库提取包含我国本土物种的毒性数据 59 条，涉及 19 个物种。根据毒性数据筛选要求中对暴露时间的规定，共获得急性毒性数据 692 条，慢性毒性数据 149 条，其余 69 条毒性数据的暴露时间不符合规定。根据其他毒性数据筛选原则，共获得急性毒性数据 606 条，慢性毒性数据 111 条，用于毒性数据评价（见表 8）。

表 8 数据筛选结果

数据库	总数据量 (条)	剔除数据（条）					剩余数据（条）	
		受试物种 不符	暴露时间不符	毒性终点不符		暴露方式 不符		
ECOTOX	2181	1330	56	急性	83	0	572	683
				慢性	25	4	111	
CNKI	59	0	13	急性	3	0	34	34
				慢性	9	0	0	
合计	2240	1330	69	急性	86	0	606	717
				慢性	34	4	111	

4.4 毒性数据评价

4.4.1 评价方法

通过下述评价原则将毒性数据确定为无限制可靠数据、限制性可靠数据、不可靠数据和不确定数据，无限制可靠数据和限制性可靠数据可用于推导基准：

- 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；
- c) 不可靠数据：数据产生过程与 a) 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；
- d) 不确定数据：没有提供足够的实验细节，无法判断数据可靠性。

4.4.2 评价结果

经可靠性评价，共有 392 条毒性数据用于基准推导（见表 9），其中急性毒性数据 322 条（见附录 A），涵盖 39 科 53 种；慢性毒性数据 70 条（见附录 B），涵盖 11 科 11 种。急性毒性数据和慢性毒性数据均符合最少毒性数据需求（生产者、初级消费者和次级消费者 3 个营养级的 5 科 10 种）。

表 9 数据可靠性评价及分布

数据可靠性	急性毒性数据（条）	慢性毒性数据（条）	合计（条）
无限制可靠数据	119	16	135
限制性可靠数据	203	54	257
不可靠数据	83	12	95
不确定数据	201	29	230
合计	606	111	717

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 海水水质参数对镉生物毒性影响分析

分析并确定影响污染物毒性效应的主要海水水质参数，如盐度、温度、pH 或溶解有机碳等。根据污染物的理化特性和毒性研究结果构建模型，以水质参数或其对数等转换形式为自变量 x ，以对应的毒性值或其对数等转换形式为因变量 y ，进行回归分析，确定水质参数对污染物毒性的影响。当水质参数对污染物毒性影响显著且影响规律明确时，须建立或利用相关模型对毒性数据进行校正。

5.1.1.2 数据优先性

同一受试生物具有多组毒性数据时，应按照毒性终点、生命阶段、暴露方式、溶液浓度

化学分析情况和离群值判断的顺序确定数据使用的优先性，步骤如下：

- a) 毒性终点：急性毒性数据通常使用 LC_{50} 或 EC_{50} 作为毒性终点，不区分优先性；慢性毒性数据的优先性为 $EC_{10} > EC_{20} > MATC > NOEC > LOEC > EC_{50} > LC_{50}$ ；
- b) 生命阶段：急性毒性数据的优先性为明确报道物种暴露初始生命阶段的数据 > 未报道物种暴露初始生命阶段的数据。如果某种毒性效应具有多个不同生命阶段，比较不同生命阶段毒性值的差异。如果相差 2 倍以上，则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。对于慢性毒性数据，全生命周期 > 部分生命周期 > 单一生命周期；
- c) 暴露方式：流水式 > 半静态/静态 > 未报道暴露方式；
- d) 溶液浓度化学分析情况：实测浓度 > 表观浓度；
- e) 离群值判断：如果经上述筛选后的相同效应毒性数据之间相差 10 倍以上，需通过统计学方法或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。

5.1.1.3 种急性值的计算

对于急性毒性数据，本报告获得的毒性终点包括 EC_{50} 和 LC_{50} ，两者不区分优先顺序。急性毒性效应一般分为生长效应（体重、体长、生长率、生物量等）和存活效应（存活率、死亡率等）。如果同一受试生物的某种毒性效应具有多组急性毒性值（ATV），按公式（1）计算几何平均值作为该效应的急性毒性值 AVE。

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

式中：AVE——同效应急性值， $\mu\text{g/L}$ ；

i ——某一物种，无量纲；

k ——急性毒性效应种类数量，个；

m ——ATV 数量，个；

ATV——急性毒性值， $\mu\text{g/L}$ 。

如果同一物种存在多个 AVE，取最敏感效应即 AVE 的最小值作为该物种的种急性值（SAV）。

5.1.1.4 种慢性值的计算

基于慢性毒性终点的不同，CTV 包括 EC_{10} 、 EC_{20} 、 $NOEC$ 、 $LOEC$ 、 $MATC$ 和 EC_{50} 等，对于同时获得 $NOEC$ 和 $LOEC$ （来自同一文献，且毒性效应指标和暴露时间等均相同）的某个毒性效应，按物种将 $NOEC$ 和 $LOEC$ 代入公式（2）计算获得各物种该效应的 $MATC$ ，随后遵循 $EC_{10} > EC_{20} > MATC > NOEC > LOEC > EC_{50}$ 的优先顺序。

$$MATC_{i,z} = \sqrt{NOEC_{i,z} \times LOEC_{i,z}} \quad (2)$$

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。

慢性毒性效应一般分为生长效应（体重、体长、生长率、生物量、发育周期等）、繁殖效应（孵化率、孵化时间、性别比等）和存活效应（存活率、死亡率等）。如果同一受试生物的某种毒性效应具有多组慢性毒性值（CTV），按公式（3）计算几何平均值作为该效应的慢性毒性值 CVE。

$$CVE_{i,k} = \sqrt[m]{CTV_{i,k,1} \times CTV_{i,k,2} \times \dots \times CTV_{i,k,m}} \quad (3)$$

式中：CVE——同效应慢性值， $\mu\text{g/L}$ ；

i ——某一物种，无量纲；

k ——慢性毒性效应种类数量，个；

m ——CTV 数量，个；

CTV——慢性毒性值， $\mu\text{g/L}$ 。

如果同一物种存在多个 CVE，取最敏感效应即 CVE 的最小值作为该物种的种慢性值 (SCV)。

5.1.1.5 种急/慢性值的对数转换

将得到的 SAV_i 和 SCV_i 分别取常用对数，得到 $\lg\text{SAV}_i$ 和 $\lg\text{SCV}_i$ 。

5.1.2 模型拟合与评价

5.1.2.1 累积频率计算

将物种 $\lg\text{SAV}_i$ 和 $\lg\text{SCV}_i$ 分别从小到大进行排序，确定其秩次 R （按毒性值由小到大依次排列，最小毒性值的秩次为 1，如果有两个或两个以上物种的毒性值相同，将其任意排成连续秩次），分别计算物种的急性和慢性累积频率 F_R ，计算方法见公式（4）。

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

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。

5.1.2.2 模型拟合

分别以 $\lg\text{SAV}_i$ 和 $\lg\text{SCV}_i$ 作为自变量 x ，以对应的累积频率 F_R 为因变量 y ，利用正态分布模型和逻辑斯谛分布模型进行 SSD 模型拟合。

5.1.2.3 模型评价

根据拟合优度评价结果，在概率 p 值（Kolmogorov-Smirnov 检验）大于 0.05 的拟合模型中，选择均方根误差（RMSE）最小的模型作为最优拟合模型。

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（5）和公式（6）进行基准外推，分别计算获得短期水质基准和长期水质基准。

$$\text{SWQC} = \frac{\text{SHC}_5}{\text{SAF}} \quad (5)$$

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——短期水质基准的评估因子，无量纲。

$$\text{LWQC} = \frac{\text{LHC}_5}{\text{LAF}} \quad (6)$$

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

LHC₅——基于慢性毒性数据推导的 5%物种危害浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

LAF——长期水质基准的评估因子，无量纲。

短期水质基准推导所用毒性数据有 52 条，因此 AF_s 取值为 2；由于用于计算长期水质基准的慢性毒性数据量仅有 11 条，为减少计算结果的不确定性， AF_L 取值为 3。

5.1.5 基准确定与表述

基准值表述主要包括以下内容：

- a) 按照本标准推导出的水质基准包括 SWQC 和 LWQC；
- b) 结合专业判断，确保 SWQC 和 LWQC 分别小于所有经济价值高或生态学意义突出的重要物种的 SAV 和 SCV，否则，应以最敏感的重要物种的 SAV 或 SCV 作为 SWQC 或 LWQC；
- c) 海洋生物水质基准值的有效位数根据污染物海水环境暴露数据保留 3 位有效数字，单位为 $\mu\text{g/L}$ ；
- d) 海洋生物水质基准表述内容包括水质基准值、 HC_5 和评估因子。

5.2 推导结果

5.2.1 海洋生物短期水质基准

5.2.1.1 毒性数据预处理

5.2.1.1.1 海水水质参数对镉生物毒性影响分析

海水水质参数如盐度、pH、温度、溶解有机碳等是影响镉的海洋生物毒性的主要因素（见本案例 3.3.2），本案例针对评价为无限制可靠和限制性可靠的镉的急性毒性数据（共计 322 条），共筛选出受盐度影响的毒性数据 20 条（涉及 6 个物种），受温度影响的毒性数据 3 条（涉及 1 个物种），没有受 pH 和溶解有机碳影响的毒性数据（见表 10）。结果表明盐度对镉的海洋生物毒性影响研究最为广泛，盐度为影响镉的海洋生物毒性的主要水质参数。本案例分别通过协方差分析法和一元线性回归法构建模型，分析盐度对镉的海洋生物毒性的影响。US EPA 在 2016 年发布的镉的水质基准技术报告^[34]中指出，盐度和温度均能够影响镉的毒性。由于受温度影响的毒性数据不足，仅通过协方差分析法分析了盐度对镉的海洋生物毒性的影响，由于盐度对镉的海洋生物毒性影响的趋势并不一致，存在物种特异性，而未能实现海洋生物水质基准值的校正。

本案例采用协方差分析法分析盐度对不同物种毒性的影响。对选取生命阶段、暴露时间、毒性效应、毒性终点和其他海水水质参数相同、盐度不同的 20 条急性毒性数据进行分析（图 1，表 11），所涉及的 6 个物种中，有 4 个物种（褶臂尾轮虫（*Brachionus plicatilis*）、隐居螺赢蜚（*Corophium insidiosum*）、日本大螯蜚（*Grandidierella japonica*）和尖吻鲈（*Lates calcarifer*））呈现 LC_{50} 随盐度升高而升高的趋势，即镉的急性毒性随盐度的升高而降低。此外，有 2 个物种（细基江蓠（*Gracilaria tenuistipitata*）、砂海螂（*Mya arenaria*））呈现 LC_{50} 随盐度升高而降低的趋势，即镉的急性毒性随盐度的升高而升高。根据现有数据分析，盐度对污染物毒性影响具有一定的物种特异性，且数据不满足协方差分析中的方差齐次要求（ $p = 0.006$ ），因此未能实现通过协方差分析法校正盐度对海洋生物的急性毒性影响。

本案例采用一元线性回归分析盐度对不同海洋物种急性毒性的影响。首先，将受试物种分为脊椎动物、无脊椎动物和浮游植物。按式（7）和（8）建立校对方程。

表 10 受海水水质参数（温度、盐度）影响的镉的急性毒性数据

编号	物种名称与初始生命阶段	暴露时间(h)	毒性效应	毒性终点	ATV($\mu\text{g/L}$)	温度($^{\circ}\text{C}$)	盐度	参考文献
盐度影响								
1	细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	96	生长（种群增长率）	EC ₅₀	800	25	6	[43]
2	细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	96	生长（种群增长率）	EC ₅₀	470	25	6	[43]
3	细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	96	生长（种群增长率）	EC ₅₀	570	25	6	[43]
4	细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	96	生长（种群增长率）	EC ₅₀	530	25	25	[43]
5	细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	96	生长（种群增长率）	EC ₅₀	630	25	25	[43]
6	褶臂尾轮虫（幼虫） <i>Brachionus plicatilis</i>	24	存活（存活率）	LC ₅₀	54900	25	15	[44]
7	褶臂尾轮虫（幼虫） <i>Brachionus plicatilis</i>	24	存活（存活率）	LC ₅₀	36300	25	15	[44]
8	褶臂尾轮虫（幼虫） <i>Brachionus plicatilis</i>	24	存活（存活率）	LC ₅₀	56800	25	30	[44]
9	褶臂尾轮虫（幼虫） <i>Brachionus plicatilis</i>	24	存活（存活率）	LC ₅₀	46700	25	30	[44]
10	砂海螂 <i>Mya arenaria</i>	96	存活（存活率）	LC ₅₀	2200	20	20	[45]
11	砂海螂 <i>Mya arenaria</i>	96	存活（存活率）	LC ₅₀	850	22	30	[45]
12	砂海螂 <i>Mya arenaria</i>	48	存活（存活率）	LC ₅₀	50000	20	20	[45]

编号	物种名称与初始生命阶段	暴露时间(h)	毒性效应	毒性终点	ATV($\mu\text{g/L}$)	温度($^{\circ}\text{C}$)	盐度	参考文献
13	砂海螂 <i>Mya arenaria</i>	48	存活（存活率）	LC ₅₀	3400	22	30	[45]
14	隐居螺赢蜚 <i>Corophium insidiosum</i>	96	存活（存活率）	LC ₅₀	960	20	28	[46]
15	隐居螺赢蜚 <i>Corophium insidiosum</i>	96	存活（存活率）	LC ₅₀	1270	19.5	35	[47]
16	日本大螯蜚 <i>Grandidierella japonica</i>	96	存活（存活率）	LC ₅₀	340	20	28	[46]
17	日本大螯蜚 <i>Grandidierella japonica</i>	96	存活（存活率）	LC ₅₀	1170	19.5	35	[47]
18	尖吻鲈（4 month） <i>Lates calcarifer</i>	96	存活（存活率）	LC ₅₀	1990	24.5-28	5	[48]
19	尖吻鲈（4 month） <i>Lates calcarifer</i>	96	存活（存活率）	LC ₅₀	14200	24.5-28	15	[48]
20	尖吻鲈（4 month） <i>Lates calcarifer</i>	96	存活（存活率）	LC ₅₀	19000	24.5-28	30	[48]
温度影响								
21	长牡蛎（精子） <i>Crassostrea gigas</i>	1	繁殖（受精）	EC ₅₀	11900	12	27	[49]
22	长牡蛎（精子） <i>Crassostrea gigas</i>	1	繁殖（受精）	EC ₅₀	35700	20	27	[49]
23	长牡蛎（精子） <i>Crassostrea gigas</i>	1	繁殖（受精）	EC ₅₀	11600	20	27	[49]

$$\lg \text{ATV} = K_A \lg S_A + C_A \quad (7)$$

$$\text{ATV}_S = 10^{K_A \times \lg S + \lg \text{ATV} - K_A \lg S_A} \quad (8)$$

式中：ATV——盐度校正前急性毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

K_A ——急性毒性-盐度回归方程斜率，无量纲；

S_A ——盐度校正前ATV对应盐度值，无量纲；

C_A ——急性毒性-盐度回归方程截距，无量纲；

ATV_S ——盐度校正后急性毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

S ——校正盐度值，无量纲。

由于缺乏无脊椎动物和浮游植物受盐度影响的急性毒性数据，因此，不针对这两类生物进行校正。对于脊椎动物，根据现有研究仅收集到盐度对尖吻鲈（*L. calcarifer*）的镉的急性毒性数据，因此选取尖吻鲈作为脊椎动物的代表物种，建立急性毒性-盐度回归方程为： $\lg \text{ATV} = 1.307 \times \lg S_A + 2.449$ ，急性毒性-盐度回归方程斜率 $K_A = 1.307$ ，决定系数 $R^2 = 0.9264$ ，线性相关性不显著（ $p = 0.175$ ，表 11），因此本案例也未能通过线性回归分析校正盐度对海洋生物的急性毒性影响。

综上，目前根据现有的镉的海洋生物毒性数据无法实现基于海水水质参数的回归分析模型的构建。

表 11 盐度对海洋生物毒性影响的回归分析

中文名	学名（拉丁名）	斜率（95%置信区间）	R^2	p	n
细基江蓠	<i>Gracilaria tenuistipitata</i>	-0.039	—	—	2
褶臂尾轮虫	<i>Brachionus plicatilis</i>	0.183	—	—	2
砂海螂（4 d）	<i>Mya arenaria</i>	-2.345	—	—	2
砂海螂（2 d）	<i>Mya arenaria</i>	-6.630	—	—	2
隐居螺赢蜚	<i>Corophium insidiosum</i>	1.254	—	—	2
日本大螯蜚	<i>Grandidierella japonica</i>	5.538	—	—	2
尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	1.307（-3.376~5.990）	0.9264	0.175	3

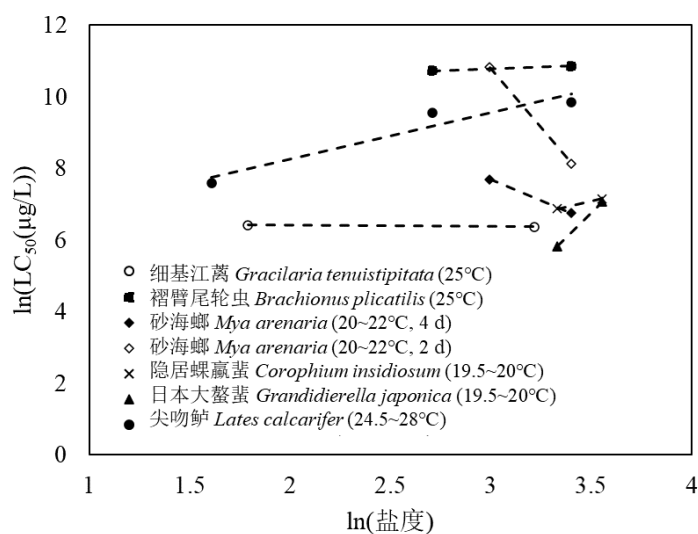


图 1 不同盐度对镉的海洋生物急性毒性（半数致死浓度 LC_{50} ）的影响

5.2.1.1.2 种急性值的计算

利用公式（1）分别计算物种生长效应和存活效应等毒性效应指标的 AVE，取最小值作为该物种的 SAV（见附录 A），取常用对数后得到 $\lg\text{SAV}_i$ ，结果见表 12。

表 12 不同海洋生物的种急性值（SAV）及累积频率（ F_R ）

中文名	学名（拉丁名）	SAV ($\mu\text{g/L}$)	$\lg(\text{SAV}_i, \mu\text{g/L})$	R	F_R (%)
近缘真宽水蚤	<i>Eurytemora affinis</i>	10.00	1.000	1	1.890
刺尾纺锤水蚤	<i>Acartia spinicauda</i>	50.00	1.699	2	3.770
锯缘青蟹	<i>Scylla serrata</i>	78.00	1.892	3	5.660
华美盘管虫	<i>Hydroides elegans</i>	86.66	1.938	4	7.550
长牡蛎	<i>Crassostrea gigas</i>	92.20	1.965	5	9.430
孔石莼	<i>Ulva pertusa</i>	95.00	1.978	6	11.32
长海胆	<i>Echinometra mathaei</i>	100.0	2.000	7	13.21
文蛤	<i>Meretrix meretrix</i>	104.9	2.021	8	15.09
钳形歪水蚤	<i>Tortanus forcipatus</i>	130.0	2.114	9	16.98
小头虫	<i>Capitella capitata</i>	220.0	2.342	10	18.87
锈斑蟊	<i>Charybdis feriatus</i>	250.0	2.398	11	20.75
红星梭子蟹	<i>Portunus sanguinolentus</i>	250.0	2.398	12	22.64
日本对虾	<i>Penaeus japonicus</i>	321.5	2.507	13	24.53
远海梭子蟹	<i>Portunus pelagicus</i>	380.0	2.580	14	26.42
菲律宾偏顶蛤	<i>Modiolus philippinarum</i>	396.4	2.598	15	28.30
凶猛片钩虾	<i>Elasmopus rapax</i>	463.8	2.666	16	30.19
地中海贻贝	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	590.0	2.771	17	32.08
细基江蓠	<i>Gracilaria tenuistipitata</i>	590.1	2.771	18	33.96
萨氏仿贻贝	<i>Mytilopsis sallei</i>	710.0	2.851	19	35.85
刺冠海胆	<i>Diadema setosum</i>	716.1	2.855	20	37.74
真赤鲷	<i>Pagrus major</i>	800.0	2.903	21	39.62
紫贻贝	<i>Mytilus edulis</i>	960.0	2.982	22	41.51
日本大螯蜚	<i>Grandidierella japonica</i>	1077	3.032	23	43.40
凡纳滨对虾	<i>Litopenaeus vannamei</i>	1422	3.153	24	45.28
河螺赢蜚	<i>Corophium acherusicum</i>	1460	3.164	25	47.17
隐居螺赢蜚	<i>Corophium insidiosum</i>	1680	3.225	26	49.06
海刺猬	<i>Glyptocidaris crenularis</i>	2007	3.303	27	50.94
中间球海胆	<i>Strongylocentrotus intermedius</i>	2392	3.379	28	52.83
园毛好转虫	<i>Dinophilus gyrotilatus</i>	2500	3.398	29	54.72
小刺哲水蚤	<i>Paracalanus parvus</i>	2710	3.433	30	56.60
海湾扇贝	<i>Argopecten irradians</i>	3036	3.482	31	58.49
翡翠股贻贝	<i>Perna viridis</i>	3356	3.526	32	60.38
波纹巴非蛤	<i>Paphia undulata</i>	3673	3.565	33	62.26

中文名	学名（拉丁名）	SAV ($\mu\text{g/L}$)	$\lg(\text{SAV}_i, \mu\text{g/L})$	R	F_R (%)
厚壳贻贝	<i>Mytilus coruscus</i>	3858	3.586	34	64.15
双齿围沙蚕	<i>Perinereis aibuhitensis</i>	3880	3.589	35	66.04
蒙古裸腹蚤	<i>Moina mongolica</i>	4235	3.627	36	67.92
盐卤虫	<i>Artemia salina</i>	4898	3.690	37	69.81
黑棘鲷	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	5299	3.724	38	71.70
三疣蚌木水虱	<i>Limnoria tripunctata</i>	7120	3.853	39	73.58
魁蚶	<i>Scapharca broughtonii</i>	7210	3.858	40	75.47
尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	8127	3.910	41	77.36
三角招潮蟹	<i>Uca triangularis</i>	11040	4.043	42	79.25
褶牡蛎	<i>Alectryonella plicatula</i>	14492	4.161	43	81.13
秀丽织纹螺	<i>Nassarius festivus</i>	16220	4.210	44	83.02
鲮	<i>Mugil cephalus</i>	16404	4.215	45	84.91
环纹招潮蟹	<i>Uca annulipes</i>	19630	4.293	46	86.79
日本虎斑猛水蚤	<i>Tigriopus japonicus</i>	25200	4.401	47	88.68
长颌大口鰕虎鱼	<i>Chasmichthys dolichognathus</i>	25995	4.415	48	90.57
珠带拟蟹守螺	<i>Cerithidea cingulata</i>	27216	4.435	49	92.45
鲢	<i>Girella punctata</i>	31558	4.499	50	94.34
方格星虫	<i>Sipunculus nudus</i>	32653	4.514	51	96.23
褶臂尾轮虫	<i>Brachionus plicatilis</i>	46009	4.663	52	98.11

5.2.1.2 模型拟合与评价

利用公式（4）计算物种的累积频率 F_R ，见表 12。

正态分布模型和逻辑斯谛分布模型拟合结果如表 13 所示。通过 RMSE 和 p 值（K-S 检验）的比较，正态分布模型的 SSD 曲线拟合最优（图 2）。

表 13 两种模型的海洋生物短期水质基准拟合结果

拟合模型	RMSE	p 值（K-S 检验）
正态分布模型	0.0316	> 0.05
逻辑斯谛分布模型	0.0342	> 0.05

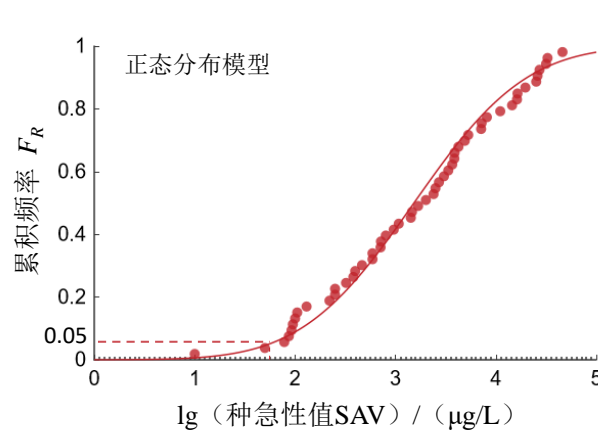


图 2 急性毒性数据的物种敏感性分布拟合曲线

5.2.1.3 短期物种危害浓度

采用正态分布模型计算的 HC_x 值结果见表 14。

表 14 镉的短期海水物种危害浓度 ($\mu\text{g/L}$)

拟合模型	HC_5	HC_{10}	HC_{25}	HC_{50}	HC_{75}	HC_{90}	HC_{95}
正态分布模型	54.87	114.3	390.5	1529	5991	20488	42796

5.2.1.4 镉的海洋生物短期水质基准

表 14 中 HC_5 除以评估因子 (AF_S) 2, 得到镉的 SWQC 为 $27.4 \mu\text{g/L}$, 表示对海洋生物及其用途不产生急性有害影响的水体中镉的最大浓度 (以任何 1 小时的算术平均浓度计)。

5.2.2 海洋生物长期水质基准

5.2.2.1 毒性数据预处理

5.2.2.1.1 海水水质参数对镉生物毒性影响分析

针对评价为无限制可靠和限制性可靠的镉的慢性毒性数据 (共计 70 条), 进一步筛选出 2 条受温度影响的数据, 涉及 1 个海水物种。在盐度 35 的条件下, 温度从 18°C 升高至 21°C , 镉对三角褐指藻 (*Phaeodactylum tricornutum*) 的 EC_{50} 从 $22.39 \mu\text{g/L}$ 增加至 $27 \mu\text{g/L}$ 。盐度对镉的慢性毒性影响缺乏相关数据, 因此无法进行分析和校正。

5.2.2.1.2 种慢性值的计算

利用公式 (2) 计算 MATC, 利用公式 (3) 分别计算物种生长效应、繁殖效应和存活效应等毒性效应指标的 CVE, 取最小值作为该物种的 SCV (见附录 B), 取常用对数后得到 $\lg SCV_i$, 结果见表 15。

表 15 不同海洋生物的种慢性值（SCV）及累积频率（ F_R ）

中文名	学名（拉丁名）	SCV ($\mu\text{g/L}$)	$\lg(\text{SCV}_i, \mu\text{g/L})$	R	F_R (%)
蒙古裸腹蚤	<i>Moina mongolica</i>	7.270	0.8615	1	8.333
褐牙鲈	<i>Paralichthys olivaceus</i>	19.27	1.285	2	16.67
三角褐指藻	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	27.00	1.431	3	25.00
多边漆沟藻	<i>Gonyaulax polyedra</i>	70.71	1.850	4	33.33
矛尾复鰕虎鱼	<i>Synechogobius hasta</i>	79.00	1.898	5	41.67
凡纳滨对虾	<i>Litopenaeus vannamei</i>	141.4	2.151	6	50.00
曲长钟螅	<i>Campanularia flexuosa</i>	175.5	2.244	7	58.33
中肋骨条藻	<i>Skeletonema costatum</i>	187.4	2.273	8	66.67
秀丽织纹螺	<i>Nassarius festivus</i>	220.0	2.342	9	75.00
小头虫	<i>Capitella capitata</i>	843.6	2.926	10	83.33
羊栖菜	<i>Hizikia fusiforme</i>	4327	3.636	11	91.67

5.2.2.2 模型拟合与评价

利用公式（4）计算物种的累积频率 F_R ，见表 15。

正态分布模型和逻辑斯谛分布模型拟合结果如表 16 所示。通过 RMSE 和 p 值（K-S 检验）的比较，逻辑斯谛分布模型的 SSD 曲线拟合最优（图 3）。

表 16 两种模型的长期水质基准拟合结果

拟合模型	RMSE	p 值（K-S 检验）
正态分布模型	0.0534	> 0.05
逻辑斯谛分布模型	0.0512	> 0.05

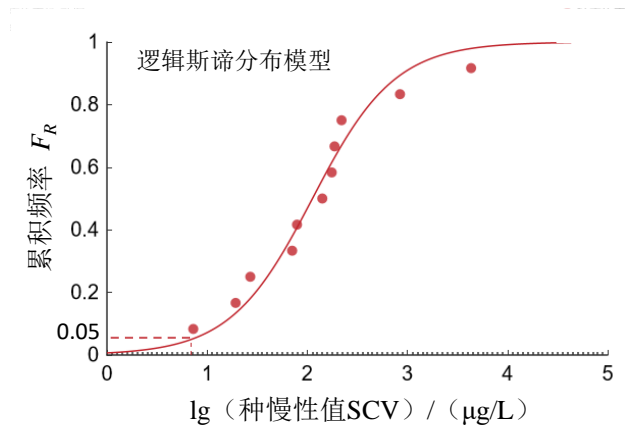


图 3 慢性毒性数据的物种敏感性分布拟合曲线

5.2.2.3 长期物种危害浓度

采用逻辑斯谛分布模型计算的 HC_x 值结果见表 17。

表 17 镉的长期海水物种危害浓度 ($\mu\text{g/L}$)

拟合模型	HC ₅	HC ₁₀	HC ₂₅	HC ₅₀	HC ₇₅	HC ₉₀	HC ₉₅
逻辑斯谛分布模型	6.957	14.11	39.90	112.8	319.0	902.1	1829

5.2.2.4 镉的海洋生物长期水质基准

由于用于计算长期水质基准的慢性毒性数据量仅有 11 条,为减少计算结果的不确定性,确定评估因子为 3。表 17 中 HC₅除以评估因子 (AF_L) 3,得到镉的 LWQC 为 $2.32 \mu\text{g/L}$,表示对海洋生物及其用途不产生慢性有害影响的水体中镉的最大浓度(以连续 4 个自然日的日均浓度的算术平均浓度计算)。

6 质量评价

《海洋生物水质基准推导案例—镉》在推导过程中使用的物种、数据质量情况及其与技术指南中相关要求的对比见表 18。我国海水水质基准研究尚处于起步阶段,能够满足基准推导要求的毒性数据有限。随着我国海洋生态环境科学研究的不断发展和深入,海水水质基准也将适时修订和更新。

表 18 基准推导自审核对照表

审核项目	技术指南相关要求	本基准使用	
		急性	慢性
营养级别	生产者	1. 孔石莼; 2. 细基江蓠	1. 多边漆沟藻; 2. 三角褐指藻; 3. 中肋骨条藻; 4. 羊栖菜
	消费者	1. 褶臂尾轮虫; 2. 园毛好转虫; 3. 华美盘管虫; 4. 双齿围沙蚕; 5. 小头虫; 6. 方格星虫; 7. 魁蚶; 8. 珠带拟蟹守螺; 9. 波纹巴非蛤; 10. 文蛤; 11. 褶牡蛎; 12. 长牡蛎; 13. 海湾扇贝; 14. 萨氏仿贻贝; 15. 厚壳贻贝; 16. 菲律宾偏顶蛤; 17. 紫贻贝; 18. 地中海贻贝; 19. 翡翠股贻贝; 20. 秀丽织纹螺; 21. 日本对虾; 22. 凡纳滨对虾; 23. 刺尾纺锤水蚤; 24. 河螺赢蜚; 25. 隐居螺赢蜚; 26. 日本大螯蜚; 27. 近缘真宽水蚤; 28. 盐卤虫; 29. 蒙古裸腹蚤; 30. 凶猛片钩虾; 31. 日本虎斑猛水蚤; 32. 小刺哲水蚤; 33. 环纹招潮蟹; 34. 三角招潮蟹; 35. 锈斑螳; 36. 远海梭子蟹; 37. 红星梭子蟹; 38. 锯缘青蟹; 39. 钳形歪水蚤; 40. 三疣蚌木水虱; 41. 刺冠海胆; 42. 长海胆; 43. 海刺猬; 44. 中间球海胆; 45. 黑棘鲷; 46. 真赤鲷; 47. 鲆; 48. 尖吻鲈; 49. 长颌大口鰕虎鱼; 50. 鳎	1. 曲长钟螳; 2. 小头虫; 3. 秀丽织纹螺; 4. 蒙古裸腹蚤; 5. 凡纳滨对虾; 6. 矛尾复鰕虎鱼; 7. 褐牙鲈
物种要求	至少 5 科 10 种	38 科, 52 种	11 科, 11 种

审核项目	技术指南 相关要求	本基准使用	
		急性	慢性
	微藻或大型藻类至少 1 科	1. 石莼科（孔石莼）；2. 江蓠科（细基江蓠）	1. 漆沟藻科（多边漆沟藻）；2. 褐指藻科（三角褐指藻）；3. 骨条藻科（中肋骨条藻）；4. 马尾藻科（羊栖菜）
	甲壳类至少 2 科	1. 对虾科（日本对虾、凡纳滨对虾）；2. 纺锤水蚤科（刺尾纺锤水蚤）；3. 螺赢蜚科（河螺赢蜚、隐居螺赢蜚、日本大螯蜚）；4. 宽水蚤科（近缘真宽水蚤）；5. 卤虫科（盐卤虫）；6. 裸腹蚤科（蒙古裸腹蚤）；7. 马耳他钩虾科（凶猛片钩虾）；8. 猛水蚤科（日本虎斑猛水蚤）；9. 拟哲水蚤科（小刺哲水蚤）；10. 沙蟹科（环纹招潮蟹、三角招潮蟹）；11. 梭子蟹科（锈斑蛄、远海梭子蟹、红星梭子蟹、锯齿青蟹）；12. 歪水蚤科（钳形歪水蚤）；13. 蛀木水虱科（三疣蛀木水虱）	1. 裸腹蚤科（蒙古裸腹蚤）；2. 对虾科（凡纳滨对虾）
	硬骨鱼类至少 1 科	1. 鲷科（黑棘鲷、真赤鲷）；2. 鲆科（鲆）；3. 尖吻鲈科（尖吻鲈科）；4. 鰕虎鱼科（长颌大口鰕虎鱼）；5. 鲷科（鲷）	1. 鰕虎鱼科（矛尾复鰕虎鱼）；2. 牙鲆科（褐牙鲆）
	其他门类（或甲壳类和硬骨鱼类中未使用的）生物至少 1 科	1. 臂尾轮科（褶臂尾轮虫）；2. 好转虫科（园毛好转虫）；3. 龙介虫科（华美盘管虫）；4. 沙蚕科（双齿围沙蚕）；5. 小头虫科（小头虫）；6. 方格星虫科（方格星虫）；7. 蚶科（魁蚶）；8. 汇螺科（珠带拟蟹守螺）；9. 帘蛤科（波纹巴非蛤、文蛤）；10. 牡蛎科（褶牡蛎、长牡蛎）；11. 扇贝科（海湾扇贝）；12. 饰贝科（萨氏仿贻贝）；13. 贻贝科（厚壳贻贝、菲律宾偏顶蛤、紫贻贝、地中海贻贝、翡翠股贻贝）；14. 织纹螺科（秀丽织纹螺）；15. 冠海胆科（刺冠海胆）；16. 长海胆科（长海胆）；17. 疣海胆科（海刺猬）；18. 球海胆科（中间球海胆）	1. 钟螳科（曲长钟螳）；2. 小头虫科（小头虫）；3. 织纹螺科（秀丽织纹螺）
毒性数据 （条）	无限制可靠数据	119	16
	限制性可靠数据	203	54

7 不确定性分析

应对基准制定过程中的不确定性进行定性分析，不确定性的产生涉及数据获取、模型选择、基准推导等相关步骤，具体包括但不限于数据来源、检索方案、数据筛选与评价、受试生物的代表性、毒性数据校正、SSD 拟合模型评价以及评估因子取值等。本案例在进行镉的

基准推导过程中存在的不确定性包括：

a) 污染物基准计算过程中数据的多寡直接影响着最后推导出的基准值的准确与否。镉的慢性毒性数据量仅有 11 条，不确定程度相应加大。

b) 目前推导所用毒性数据均获自实验室，而实验获取的数据绝大多数未考虑实际环境中镉与其他因子例如温度、盐度等之间的相互作用。由此可见，环境因子的变化可对镉的急性毒性产生影响，基于镉的毒理学实验数据对真实环境的反映本身存在一定的不确定性。

c) 在推导方法方面，各种推导方法均有其优势和可取之处，但也均有一定的不足和缺点，很难判定何种方法是推导水质基准的最优方法。因此，本报告在借鉴国内外先进经验的基础上，综合分析比较了各方法的可取之处，最终推荐两种模型用于镉的海洋生物水质基准推导，根据模型参数选取最优拟合模型。此外，将 HC₅ 最后确立为水质基准时，考虑到模型外推法可能引入的不确定性以及毒性数据的质量、物种代表性和模型拟合程度等因素，在 HC₅ 的基础上除以一个评估因子 (AF) 以获得最终的水质基准。实际上，目前还没有足够的科学方法来确定评估因子的大小，AF 的选择实际是一个判断的问题，并不是基于明确的科学证据，因此也是基准推导过程中的一个不确定性因素。

参考文献

- [1] WEN L S, JIANN K T, SANTACHI P H. Physicochemical speciation of bioactive trace metals (Cd, Cu, Fe, Ni) in the oligotrophic South China Sea[J]. Marine Chemistry, 2006, 101(1-2): 104-129.
- [2] 任艺君, 李力, 王小静, 等. 中国黄、渤海海水中溶解镉的形态研究[J]. 海洋科学进展, 2020, 38: 263-275.
- [3] TAN Q G, LU S, CHEN R, et al. Making acute tests more ecologically relevant: cadmium bioaccumulation and toxicity in an estuarine clam under various salinities modeled in a toxicokinetic-toxicodynamic framework[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(5): 2873-2880.
- [4] MANTOURA R F C, DICKSON A, RILEY J P. The complexation of metals with humic materials in natural waters[J]. Estuarine and Coastal Marine Science, 1978, 6(4): 387-408.
- [5] USGS. Mineral commodity summaries 2013[R]. Washington, DC: United States Geological Survey, 2013.
- [6] USEPA. Aquatic life ambient water quality criteria cadmium: EPA 820-R-16-002[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [7] REINFELDER J R, JABLONKA R E, CHENEY M. Metabolic responses to subacute toxicity of trace metals in a marine microalga (*Thalassiosira weissflogii*) measured by calorimetry[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19: 448-453.
- [8] SUNDA W G, HUNTSMAN S A. Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects: phytoplankton as model systems[J]. Science of the Total Environment, 1998, 219: 165-181.
- [9] SUNDA W G, HUNTSMAN S A. Antagonisms between cadmium and zinc toxicity and manganese limitation in a coastal diatom[J]. Limnology and Oceanography, 1996, 41(3): 373-387.
- [10] FOSTER P L, MOREL F M M. Reversal of cadmium in a diatom: an interaction between cadmium activity and iron[J]. Limnology and Oceanography, 1982, 27: 745-752.
- [11] HARRISON G I, MOREL F M M. Antagonism between cadmium and iron in the marine diatom *Thalassiosira weissflogii*[J]. Journal of Phycology, 1983, 19: 495-507.
- [12] PAUL N, SENGUPTA M. Lead induced overactivation of phagocytes and variation in enzymatic and non-enzymatic antioxidant defenses in intestinal macrophages of *Channa punctatus*[J]. Modern Research in Inflammation, 2003, 39: 1008-1018.
- [13] BERTRAND M, SCHOEFS B, SIFFEL P, et al. Cadmium inhibits epoxidation of diatoxanthin in the xanthophyll cycle of the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum*[J]. FEBS Letters, 2001, 508: 153-156.
- [14] TAN Q, WANG W X. The influence of ambient and body calcium on cadmium and zinc accumulation in *Daphnia magna*[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2009, 27: 1605-1613.
- [15] CARROLL J J, ELLIS S J, OLIVER W S. Influences of hardness constituents on the acute toxicity of cadmium to brook trout (*Salvelinus fontinalis*)[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1979, 22: 575-581.
- [16] EVANS D H. The fish gill: site of action and model for toxic effects of environmental pollutants[J]. Environmental Health Perspectives, 1987, 71: 47-58.

- [17] MOREL F M M, HERING J G. Principles and applications of aquatic chemistry[J]. Journal of Hydrology, 1993: 588.
- [18] PAGENKOPF G K. Gill surface interaction model for trace-metal toxicity to fishes: role of complexation, pH, and water hardness[J]. Environmental Science & Technology, 1983, 17(6): 342-347.
- [19] ROCH M, MALY E J. Relationship of cadmium-induced hypocalcemia with mortality in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and the influence of temperature on toxicity[J]. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1979, 36(11): 1297-1303.
- [20] MCGEER J C, NIYOGI S, SMITH D. Cadmium[J]. Homeostasis and toxicology of non-essential metals, 2011, 31: 125-184.
- [21] WOOD C M, ADAMS W J, ANKLEY G T, et al. Environmental toxicology of metals. Reassessment of metals criteria for aquatic life protection: priorities for research and implementation[R]. Pensacola, FL: SETAC Press, 1997.
- [22] LE CROIZIER G, LACROIX C, ARTIGAUD S, et al. Metal subcellular partitioning determines excretion pathways and sensitivity to cadmium toxicity in two marine fish species[J]. Chemosphere, 2019, 217: 754-762.
- [23] MENG J, WANG W, LI L, et al. Cadmium effects on DNA and protein metabolism in oyster (*Crassostrea gigas*) revealed by proteomic analyses[J]. Scientific Reports, 2017, 7(1): 11716.
- [24] IVANINA A V, TAYLOR C, SOKOLOVA I M. Effects of elevated temperature and cadmium exposure on stress protein response in eastern oysters *Crassostrea virginica* (Gmelin)[J]. Aquatic Toxicology, 2009, 91(3): 245-54.
- [25] DUTTON J, FISHER N S. Salinity effects on the bioavailability of aqueous metals for the estuarine killifish *Fundulus heteroclitus*[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2011, 30(9): 2107-2114.
- [26] FRANK P M, ROBERTSON P B. The influence of salinity on toxicity of cadmium and chromium to the blue crab, *Callinectes sapidus*[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1979, 21(1-2): 74-78.
- [27] BIELMYER-FRASER G, HARPER B, PICARIELLO C, et al. The influence of salinity and water chemistry on acute toxicity of cadmium to two euryhaline fish species[J]. Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology, 2018, 214: 23-27.
- [28] RINGWOOD A H. The relative sensitivities of different life stages of *Isognomon californicum* to cadmium toxicity[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1990, 19(3): 338-340.
- [29] BENGTTSSON B E, BERGSTRM B. A flowthrough fecundity test with *Nitocra spinipes* (harpacticoida crustacea) for aquatic toxicity[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 1987, 14(3): 260-268.
- [30] FRIAS-ESPERICUETA M G, VOLTOLINA D, OSUNA-LOPEZ J I. Acute toxicity of cadmium, mercury, and lead to whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) postlarvae[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2001, 67(4): 580-586.
- [31] WU J P, CHEN H C. Effects of cadmium and zinc on oxygen consumption, ammonium excretion, and osmoregulation of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*)[J]. Chemosphere 2004, 57(11): 1591-1598.
- [32] DE LISLE P F, ROBERTS Jr. M H. The effect of salinity on cadmium toxicity to the estuarine mysid *Mysidopsis bahia*: role of chemical speciation[J]. Aquatic Toxicology, 1988, 12(4): 357-

- [33] PIAZZA V, GAMBARDELLA C, CANEPA S, et al. Temperature and salinity effects on cadmium toxicity on lethal and sublethal responses of *Amphibalanus amphitrite* nauplii[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2016, 123: 8-17.
- [34] USEPA. Ecological effects test guidelines — gammarid amphipod acute toxicity test: OCSPP 850.1020[S]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [35] SHI W, ZHAO X, HAN Y, et al. Ocean acidification increases cadmium accumulation in marine bivalves: a potential threat to seafood safety[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 20197.
- [36] CAO R, LIU Y, WANG Q, et al. Seawater acidification aggravated cadmium toxicity in the oyster *Crassostrea gigas*: metal bioaccumulation, subcellular distribution and multiple physiological responses[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 809-823.
- [37] MA H, ZOU D, WEN J, et al. The impact of elevated atmospheric CO₂ on cadmium toxicity in *Pyropia haitanensis* (Rhodophyta)[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(33): 33361-33369.
- [38] WANG M J, WANG W X. Temperature-dependent sensitivity of a marine diatom to cadmium stress explained by subcellular distribution and thiol synthesis[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(22): 8603-8608.
- [39] BROWN A, THATJE S, HAUTON C. The effects of temperature and hydrostatic pressure on metal toxicity: insights into toxicity in the deep sea[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(17): 10222-10231.
- [40] CHERKASOV A S, BISWAS P K, RIDINGS D M, et al. Effects of acclimation temperature and cadmium exposure on cellular energy budgets in the marine mollusk *Crassostrea virginica*: linking cellular and mitochondrial responses[J]. *Journal of Experimental Biology*, 2006, 209(7): 1274-1284.
- [41] ABDEL-TAWWAB M, WAFEEK M. Influence of water temperature and waterborne cadmium toxicity on growth performance and metallothionein-cadmium distribution in different organs of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.)[J]. *Journal of Thermal Biology*, 2014, 45: 157-162.
- [42] GREEN A S, CHANDLER G T, BLOOD E R. Aqueous-phase, pore-water, and sediment-phase cadmium - toxicity relationships for a meiobenthic copepod[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1993, 12(8): 1497-1506.
- [43] HAGLUND K, BJORKLUND M, GUNNARE S, et al. New method for toxicity assessment in marine and brackish environments using the macroalga *Gracilaria tenuistipitata* (Gracilariales, Rhodophyta)[J]. *Hydrobiologia*, 1996, 326-327(1): 317-325.
- [44] SNELL T W, PERSOONE G. Acute toxicity bioassays using rotifers. I. A test for brackish and marine environments with *Brachionus plicatilis*[J]. *Aquatic Toxicology*, 1989, 14(1): 65-80.
- [45] EISLER R. Acute toxicities of selected heavy metals to the softshell clam, *Mya arenaria*[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1977, 17(2): 137-145.
- [46] BOESE B L, LAMBERSON J O, SWARTZ R C, et al. Photoinduced toxicity of fluoranthene to seven marine benthic crustaceans[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1997, 32(4): 389-393.
- [47] HONG J S, REISH D J. Acute toxicity of cadmium to eight species of marine amphipod and isopod crustaceans from Southern California[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 1987, 39(5): 824-888.
- [48] SHAZILI N A M. Effects of salinity and pre-exposure on acute cadmium toxicity to seabass,

- Lates calcarifer*[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1995, 54(1): 22-28.
- [49] DINNEL P A, STOBBER Q J, LINK J M, et al. Methodology and validation of a sperm cell toxicity test for testing toxic substances in marine waters[J]. 1983.
- [50] HAN T, HAN Y S, PARK C Y, et al. Spore release by the green alga *Ulva*: a quantitative assay to evaluate aquatic toxicants[J]. Environmental Pollution, 2008, 153(3): 699-705.
- [51] SNELL T W, MOFFAT B D, JANSSEN C, et al. Acute toxicity tests using rotifers. III. Effects of temperature, strain, and exposure time on the sensitivity of *Brachionus plicatilis*[J]. Environmental Toxicology, 1991, 6(1): 63-75.
- [52] RØED K H. The effects of interacting salinity, cadmium, and mercury on population growth of an archiannelid, *Dinophilus gyrociliatus*[J]. Sarsia, 2011, 64(4): 245-252.
- [53] GOPALAKRISHNAN S, THILAGAM H, RAJA P V. Comparison of heavy metal toxicity in life stages (spermioxicity, egg toxicity, embryotoxicity and larval toxicity) of *Hydroides elegans*[J]. Chemosphere, 2008, 71(3): 515-28.
- [54] ZHANG Q, ZHOU Q, WANG J, et al. Influences of Cu or Cd on the neurotoxicity induced by petroleum hydrocarbons in ragworm *Perinereis aibuhitensis*[J]. Journal of Environmental Sciences, 2008, 20(3): 364-371.
- [55] REISH D J, MARTIN J M, PILTZ F M, et al. The effect of heavy metals on laboratory populations of two polychaetes with comparisons to the water quality conditions and standards in Southern California marine waters[J]. Water Research, 1976, 10(4): 299-302.
- [56] 刘旭佳, 彭银辉, 林景超, 等. 铜和镉对方格星虫的急性毒性研究[J]. 水产科学, 2015, 34: 95-99.
- [57] 刘天红, 于晓清, 刘广斌, 等. 无机镉对魁蚶(*Scapharca broughtonii*)毒性效应及其安全性评价[J]. 渔业科学进展, 2015, 36: 88-94.
- [58] RAMAKRITINAN C M, CHANDURVELAN R, KUMARAGURU A K. Acute toxicity of metals Cu, Pb, Cd, Hg and Zn on marine molluscs, *Cerithedia cingulata* G., and *Modiolus philippinarum* H.[J]. Indian Journal of Geo-Marine Sciences, 2012, 41(2): 141-145.
- [59] 于淑池, 符修正, 王昌昊, 等. 镉对波纹巴非哈(*Paphia undulata*)的急性毒性及组织蓄积性研究[J]. 琼州学院学报, 2016, 23: 35-39.
- [60] WANG Q, LIU B, YANG H, et al. Toxicity of lead, cadmium and mercury on embryogenesis, survival, growth and metamorphosis of *Meretrix meretrix* larvae[J]. Ecotoxicology, 2009, 18(7): 829-37.
- [61] 刘建博, 潘登, 江安娜, 等. 镉暴露对文蛤雄性生殖细胞的影响[J]. 环境科学学报, 2013, 33: 2036-2043.
- [62] 陈细香, 吴文杰, 林玲玲. 重金属 Cd、Zn 对文蛤的急性毒性和联合毒性[J]. 江苏农业科学, 2014, 42: 241-244.
- [63] 李诗逸, 孙继鹏, 洪专, 等. Zn²⁺、Cd²⁺、Cu²⁺、Cr⁶⁺和 Se⁴⁺对褶牡蛎急性毒性效应研究[J]. 海洋环境科学, 2015, 34: 813-818.
- [64] WATLING H R. Comparative study of the effects of zinc, cadmium, and copper on the larval growth of three oyster species[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1982, 28(2): 195-201.
- [65] NELSON D A, CALABRESE A, NELSON B A, et al. Biological effects of heavy metals on juvenile bay scallops, *Argopecten irradians*, in short-term exposures[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1976, 16(3): 275-282.

- [66] DEVI V U. Bioaccumulation and metabolic effects of cadmium on marine fouling dressinid bivalve, *Mytilopsis sallei* (Recluz)[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1996, 31(1): 47-53.
- [67] 彭玲, 曾江宁, 陈全震, 等. 镉对厚壳贻贝急性毒性及对其鳃抗氧化酶活性的影响[J]. 环境科学与技术, 2015, 38: 13-18.
- [68] NELSON D A, J.E. MILLER, CALABRESE A. Effect of heavy metals on bay scallops, surf clams, and blue mussels in acute and long-term exposures[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1988, 17(5): 595-600.
- [69] AMIARD-TRIQUET C, BERTHET B, METAYER C, et al. Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis*. II. experimental study[J]. Marine Biology 1986, 92(1): 7-13.
- [70] EISLER R. Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces Cyprinodontidae) and other marine organisms[J]. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1971, 28(9): 1225-1234.
- [71] MARTIN M, OSBORN K E, BILLIG P, et al. Toxicities of ten metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* Embryos and *Cancer magister* Larvae[J]. Marine Pollution Bulletin, 1981, 12(9): 305-308.
- [72] PAVICIC J, SKREBLIN M, KREGAR I, et al. Embryo-larval tolerance of *Mytilus galloprovincialis*, exposed to the elevated sea water metal concentrations-I. Toxic effects of Cd, Zn and Hg in relation to the metallothionein level [J]. Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology, 1994, 107(2): 249-257.
- [73] ANNICCHIARICO C, BIANCOLINO F, CARDELLICCHIO N, et al. Predicting toxicity in marine sediment in Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy) using Sediment Quality Guidelines and a battery bioassay[J]. Ecotoxicology, 2007, 16(2): 239-46.
- [74] CHAN H M. Accumulation and tolerance to cadmium, copper, lead and zinc by the green mussel *Perna viridis*[J]. Marine Ecology Progress Series, 1988, 48(3): 295-303.
- [75] MOHAN C V, GUPTA T R C, SHETTY H P C, et al. Combined toxicity of mercury and cadmium to the tropical green mussel *Perna viridis*[J]. Diseases of Aquatic Organisms, 1986, 2(1): 65-72.
- [76] WO K T, LAM P K S, WU R S S. A comparison of growth biomarkers for assessing sublethal effects of cadmium on a marine gastropod, *Nassarius festivus*[J]. Marine Pollution Bulletin, 1999, 39(1/12): 165-173.
- [77] BAMBANG Y, CHARMANTIER G, THUET P, et al. Effect of cadmium on survival and osmoregulation of various developmental stages of the shrimp *Penaeus japonicus* (Crustacea Decapoda)[J]. Marine Biology 1995, 123(3): 443-450.
- [78] MADHUPRATAP M, ACHUTHANKUTTY C T, NAIR S R S. Toxicity of some heavy metals to copepods *Acartia spinicauda* and *Tortanus forcipatus*[J]. Indian Journal of Marine Sciences, 1981, 10: 382-383.
- [79] 王睿睿, 闫启仑, 韩明辅, 等. 河螺赢蜚对镉的急性毒性响应[J]. 生态毒理学报, 2010, 5: 87-90.
- [80] REISH D J. Effects of metals and organic compounds on survival and bioaccumulation in two species of marine gammaridean amphipod, together with a summary of toxicological research on this group[J]. Journal of Natural History, 1993, 27(4): 781-794.
- [81] KOHN N P, WORD J Q, NIYOGI D K, et al. Acute toxicity of ammonia to four species of

- marine amphipod[J]. Marine Environmental Research, 1994, 38(1): 1-15.
- [82] ROBERTS M H, Jr., WARINNER J E, TSAI C F, et al. Comparison of estuarine species sensitivities to three toxicants[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1982, 11(6): 681-692.
- [83] SULLIVAN B K, BUSKEY E, MILLER D C, et al. Effects of copper and cadmium on growth, swimming and predator avoidance in *Eurytemora affinis* (Copepoda)[J]. Marine Biology, 1983, 77(3): 299-306.
- [84] HALL L W, Jr., ZIEGENFUSS M C, ANDERSON R D, et al. The effect of salinity on the acute toxicity of total and free cadmium to a Chesapeake Bay copepod and fish[J]. Marine Pollution Bulletin, 1995, 30(6): 376-384.
- [85] KISSA E, MORAITOU-APOSTOLOPOULOU M, KIORTSIS V. Effects of four heavy metals on survival and hatching rate of *Artemia salina* (L.)[J]. Archiv Fur Hydrobiologie, 1984, 102(2): 255-264.
- [86] CRISINEL A, DELAUNAY L, ROSSEL D, et al. Cyst-based ecotoxicological tests using anostracans comparison of two species of *Streptocephalus*[J]. Environmental Toxicology, 1994, 9(4): 317-326.
- [87] BOROWITZ J L, MCLAUGHLIN J L. Evidence for calcium channels in brine shrimp diltiazem protects shrimp against cadmium[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 1992, 36(2): 183-188.
- [88] WANG Z, YAN C, ZHANG X. Acute and chronic cadmium toxicity to a saltwater cladoceran *Moina monogolica* Daday and its relative importance[J]. Ecotoxicology, 2009, 18(1): 47-54.
- [89] ZANDERS I P, ROJAS W E. Cadmium accumulation, LC₅₀ and oxygen consumption in the tropical marine amphipod *Elasmopus rapax*[J]. Marine Biology, 1992, 113(3): 409-413.
- [90] LEE K W, RAISUDDIN S, HWANG D S, et al. Acute toxicities of trace metals and common xenobiotics to the marine copepod *Tigriopus japonicus*: evaluation of its use as a benchmark species for routine ecotoxicity tests in Western Pacific coastal regions[J]. Environmental Toxicology, 2007, 22(5): 532-8.
- [91] ARNOTT G H, AHSANULLAH M. Acute toxicity of copper, cadmium and zinc to three species of marine copepod[J]. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 1979, 30: 63-71.
- [92] DEVI V U. Heavy metal toxicity to fiddler crabs, *Uca annulipes* Latreille and *Uca triangularis* (Milne Edwards) tolerance to copper, mercury, cadmium[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 1987, 39(6): 1020-1027.
- [93] GREENWOOD J G, FIELDER D R. Acute toxicity of zinc and cadmium to zoeae of three species of portunid crabs (Crustacea Brachyura)[J]. Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology, 1983, 75(1): 141-144.
- [94] KRISHNAJA A P, REGE M S, JOSHI A G. Toxic effects of certain heavy metals (Hg, Cd, Pb, As and Se) on the intertidal crab *Scylla serrata*[J]. Marine Environmental Research, 1987, 21(2): 109-119.
- [95] SREENIVASULA REDDY P, BHAGYALAKSHMI A. Changes in oxidative metabolism in selected tissues of the crab (*Scylla serrata*) in response to cadmium toxicity[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1994, 29(3): 255-264.
- [96] RAMACHANDRAN S, PATEL T R, COLBO M H. Effect of copper and cadmium on three malaysian tropical estuarine invertebrate larvae[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety,

- 1997, 36(2): 183-188.
- [97] RINGWOOD A H. Comparative sensitivity of gametes and early developmental stages of a sea urchin species (*Echinometra mathaei*) and a bivalve species (*Isognomon californicum*) during metal exposures[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 1992, 22(3): 288-295.
- [98] XU X, WANG X, LI Y, et al. Acute toxicity and synergism of binary mixtures of antifouling biocides with heavy metals to embryos of sea urchin *Glyptocidaris crenularis*[J]. Human & Experimental Toxicology, 2011, 30(8): 1009-21.
- [99] XU X, LI Y, WANG Y, et al. Assessment of toxic interactions of heavy metals in multi-component mixtures using sea urchin embryo-larval bioassay[J]. Toxicol In Vitro, 2011, 25(1): 294-300.
- [100] KOYAMA J, KUROSHIMA R, ISHIMATSU A. The seawater fish for evaluation of the toxicity of pollutants[J]. Journal of Japan Society on Water Environment, 1992, 15(11): 804-813.
- [101] CAO L, HUANG W, SHAN X, et al. Cadmium toxicity to embryonic-larval development and survival in red sea bream *Pagrus major*[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009, 72(7): 1966-74.
- [102] KUROSHIMA R, KIMURA S. Changes in toxicity of Cd and its accumulation in girella and goby with their growth[J]. Nippon Suisan Gakkaishi, 1990, 56(3): 431-435.
- [103] HILMY A M, SHABANA M B, DAABEES A Y. Bioaccumulation of cadmium toxicity in *Mugil cephalus*[J]. Comparative biochemistry and physiology. C, Comparative pharmacology and toxicology, 1985, 81(1): 139-143.
- [104] OKAMOTO O K, SHAO L, HASTINGS J W, et al. Acute and chronic effects of toxic metals on viability, encystment and bioluminescence in the dinoflagellate *Gonyaulax polyedra*[J]. Comparative Biochemistry and Physiology C-Pharmacology Toxicology & Endocrinology, 1999, 123(1): 75-83.
- [105] RACHLIN J W, WARKENTINE B, JENSEN T E. The growth responses of *Chlorella saccharophila*, *Navicula incerta* and *Nitzschia closterium* to selected concentrations of cadmium[J]. Bulletin of the Torrey Botanical Club, 1982, 109(2): 129-135.
- [106] TORRES E, CID A, FIDALGO P, et al. Long-chain class III metallothioneins as a mechanism of cadmium tolerance in the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin[J]. Aquatic Toxicology, 1997, 39(3-4): 231-246.
- [107] TORRES E, CID A, HERRERO C, et al. Removal of cadmium ions by the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum* bohlin accumulation and long-term kinetics of uptake[J]. Bioresource Technology, 1998, 63(3): 213-220.
- [108] HORVATIC J, PERSIC V. The effect of Ni^{2+} , Co^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} and Hg^{2+} on the growth rate of marine diatom *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin: microplate growth inhibition test[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2007, 79(5): 494-8.
- [109] OSBORN H L, HOOK S E. Using transcriptomic profiles in the diatom *Phaeodactylum tricornutum* to identify and prioritize stressors[J]. Aquatic toxicology, 2013, 138-139: 12-25.
- [110] WALSH G E, MCLAUGHLIN L L, YODER M J, et al. *Minutocellus polymorphus*: a new marine diatom for use in algal toxicity tests[J]. Environmental Toxicology and Chemistry 1988, 7(11): 925-929.
- [111] NASSIRI Y, MANSOT J L, WERY J, et al. Ultrastructural and electron energy loss

- spectroscopy studies of sequestration mechanisms of Cd and Cu in the marine diatom *Skeletonema costatum*[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1997, 32(2): 147-155.
- [112] ZHU X, ZOU D, DU H. Physiological responses of *Hizikia fusiformis* to copper and cadmium exposure[J]. Botanica Marina, 2011, 54(5): 431-439.
- [113] MOORE M N, STEBBING A R D. The quantitative cytochemical effects of three metal ions on a lysosomal hydrolase of a hydroid[J]. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 1976, 56(4): 995-1005.
- [114] REISH D J, PESCH C E, GENTILE J H, et al. Interlaboratory calibration experiments using the polychaetous annelid *Capitella capitata*[J]. Marine Environmental Research, 1978, 1(2): 109-118.
- [115] WU J P, CHEN H C. Effects of cadmium and zinc on the growth, food consumption, and nutritional conditions of the white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone)[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2005, 74(2): 234-41.
- [116] CAO L, HUANG W, LIU J, et al. Accumulation and oxidative stress biomarkers in Japanese flounder larvae and juveniles under chronic cadmium exposure[J]. Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology, 2010, 151(3): 386-92.
- [117] SONG Y F, LUO Z, PAN Y X, et al. Effects of copper and cadmium on lipogenic metabolism and metal element composition in the javelin goby (*Synechogobius hasta*) after single and combined exposure[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2014, 67(2): 167-80.

附录 A 镉对海洋生物的急性毒性数据

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
1	孔石莼 <i>Ulva pertusa</i>	—	NP ^e	N, U	96	繁殖（种子或孢子生产）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>95^f</u>	95.00	95.00	—	35	[50]
2	细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	—	氯化镉	S, U	96	生长（种群增长率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>800^f</u>	590.1	590.1	25	6	[43]
3		—	氯化镉	R, U	96	生长（种群增长率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>470^f</u>			25	6	[43]
4		—	氯化镉	S, U	96	生长（种群增长率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>570^f</u>			25	6	[43]
5		—	氯化镉	S, U	96	生长（种群增长率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>530^f</u>			25	25	[43]
6		—	氯化镉	S, U	96	生长（种群增长率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>630^f</u>			25	25	[43]
7	褶臂尾轮虫 <i>Brachionus plicatilis</i>	幼虫	氯化镉	S, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>56800^f</u>	46009	46009	25	30	[44]
8		幼虫	氯化镉	S, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>54900^f</u>			25	15	[44]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
9		幼虫	氯化镉	S, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>36300^f</u>			25	15	[44]
10		幼虫	氯化镉	S, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>46700^f</u>			25	30	[44]
11		幼虫	NP ^e	S, U	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>39000^f</u>			25	15	[51]
12		—	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	39100 ^g			25	15	[51]
13		—	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	9200 ^g			25	15	[51]
14	园毛好转虫 <i>Dinophilus gyrociliatus</i>	成体	氯化镉	S, U	48	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>2500^f</u>	2500	2500	20	30	[52]
15	华美盘管虫 <i>Hydroides elegans</i>	精子	氯化镉	S, M	1	繁殖（精细胞活性）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>94.34^f</u>	94.34	86.66	28	34	[53]
16		卵	氯化镉	S, M	1	繁殖（受精率）	限制性可靠	EC ₅₀	227.62 ^g			28	34	[53]
17		胚胎	氯化镉	S, M	2	生长（畸形率）	限制性可靠	EC ₅₀	176.97 ^g	86.66		28	34	[53]
18		囊胚期	氯化镉	S, M	2	生长（畸形率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>86.66^f</u>			28	34	[53]
19		成体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>230.35^f</u>	417.5		28	34	[53]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
20		成体	氯化镉	R, U	24	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>756.83^f</u>			28	34	[53]
21	双齿围沙蚕 <i>Perinereis aibuhitensis</i>	—	氯化镉	R, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>3880^f</u>	3880	3880	15	—	[54]
22	小头虫 <i>Capitella capitata</i>	幼虫	氯化镉	S, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>220^f</u>	220.0	220.0	—	—	[55]
23		成体	氯化镉	S, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	7500 ^g			—	—	[55]
24	方格星虫 <i>Sipunculus nudus</i>	成体	氯化镉	S, U	24	存活 (死亡率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>45754^f</u>	32653	32653	26.5~29.5	32	[56]
25		成体	氯化镉	S, U	48	存活 (死亡率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>34471^f</u>			26.5~29.5	32	[56]
26		成体	氯化镉	S, U	72	存活 (死亡率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>29628^f</u>			26.5~29.5	32	[56]
27		成体	氯化镉	S, U	96	存活 (死亡率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>24328^f</u>			26.5~29.5	32	[56]
28	砂海螂 <i>Mya arenaria</i>	—	氯化镉	S, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	850 ^g	—	—	22	30	[45]
29		—	氯化镉	S, U	48	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	3400 ^g			22	30	[45]
30		成体	氯化镉	S, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	2500 ^h			20	20	[45]
31		成体	氯化镉	S, U	24	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	32000 ^h			20	20	[45]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
32		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	50000 ^g			20	20	[45]
33		—	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	200000 ^g			20	20	[45]
34		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	2200 ^g			20	20	[45]
35	魁蚶 <i>Scapharca broughtonii</i>	成体	氯化镉	S, U	24	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	131110 ^h	7211	7211	18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
36		成体	氯化镉	S, U	48	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	41400^f			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
37		成体	氯化镉	S, U	72	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	3570^f			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
38		成体	氯化镉	S, U	96	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	3370^f			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
39		成体	氯化镉	S, U	24	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	54100^f			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
40		成体	氯化镉	S, U	48	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	9460^f			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
41		成体	氯化镉	S, U	72	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	2540^f			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
42		成体	氯化镉	S, U	96	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	500^f			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
43		成体	氯化镉	S, U	24	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	157360 ^h			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
44		成体	氯化镉	S, U	48	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>38130^f</u>			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
45		成体	氯化镉	S, U	72	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>8900^f</u>			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
46		成体	氯化镉	S, U	96	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>3460^f</u>			18.5±1.5	3.10±0.03	[57]
47	珠带拟蟹守螺 <i>Cerithidea cingulata</i>	成体	氯化镉	R, U	72	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>29157^f</u>	27216	27216	28	30	[58]
48		成体	氯化镉	R, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>51442^f</u>			28	30	[58]
49		成体	氯化镉	R, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>39788^f</u>			28	30	[58]
50		成体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>9193^f</u>			28	30	[58]
51	波纹巴非蛤 <i>Paphia undulata</i>	成体	氯化镉	R, U	24	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>4953^f</u>	3673	3673	18~22	31	[59]
52		成体	氯化镉	R, U	48	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>4081^f</u>			18~22	31	[59]
53		成体	氯化镉	R, U	72	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>3254^f</u>			18~22	31	[59]
54		成体	氯化镉	R, U	96	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>2767^f</u>			18~22	31	[59]
55	文蛤	幼虫	氯化镉	R, M	96	生长（体长）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>84^f</u>	104.9	104.9	28	20	[60]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
56	<i>Meretrix meretrix</i>	胚胎	氯化镉	S, M	24	生长（发育迟缓或不发育）	限制性可靠	EC ₅₀	1014 ^g			28	20	[60]
57		面盘幼虫	氯化镉	S, M	48	生长（变态发育）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>131^f</u>			28	20	[60]
58		幼虫	氯化镉	R, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>68^f</u>			28	20	[60]
59		幼虫	氯化镉	R, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>237^f</u>	28		20	[60]	
60		成体	氯化镉	R, U	48	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	40780 ^g	—		15	[61]	
61		成体	氯化镉	R, U	48	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	2243 ^g	—		22-23	[62]	
62		成体	氯化镉	R, U	96	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	1557 ^g	—		22-23	[62]	
63		成体	氯化镉	R, U	24	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	197350 ^g	18.9		15	[61]	
64		成体	氯化镉	R, U	48	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	40780 ^g	18.9		15	[61]	
65		成体	氯化镉	R, U	72	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	21400 ^g	18.9		15	[61]	
66	<i>Alectryonella plicatula</i>	成体	氯化镉	R, M	48	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>28160^f</u>	14492	14492	18±1	26~28	[63]
67		成体	氯化镉	R, M	72	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>12240^f</u>			18±1	26~28	[63]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
68		成体	氯化镉	R, M	96	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>8830^f</u>			18±1	26~28	[63]
69	长牡蛎 <i>Crassostrea gigas</i>	16 d	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>100^f</u>	92.20	92.20	22-23	34	[64]
70		6 d	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>85^f</u>			22-23	34	[64]
71		精子	氯化镉	S, U	1	繁殖（受精）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>11600^f</u>			20	27	[49]
72		精子	氯化镉	S, U	1	繁殖（受精）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>11900^f</u>	17017		12	27	[49]
73		精子	氯化镉	S, U	1	繁殖（受精）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>35700^f</u>			20	27	[49]
74		6 d	氯化镉	R, U	96	生长（生长率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>75^f</u>			94.87	22-23	34
75		16 d	氯化镉	R, U	96	生长（生长率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>120^f</u>	22-23			34	[64]
76		胚胎	氯化镉	S, U	48	生长（发育）	限制性可靠	EC ₅₀	1100 ^g	20			30	[49]
77		胚胎	氯化镉	S, U	48	生长（发育）	限制性可靠	EC ₅₀	120 ^g	20			30	[49]
78		胚胎	氯化镉	S, U	48	生长（发育）	限制性可靠	EC ₅₀	611 ^g	20			33.79	[64]
79	海湾扇贝	幼体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>1480^f</u>	3036	3036	20	25	[65]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
80	<i>Argopecten irradians</i>	幼体	氯化镉	R, U	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	8200^f			20	25	[65]
81		幼体	氯化镉	R, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	3210^f			20	25	[65]
82		幼体	氯化镉	R, U	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	2180^f			20	25	[65]
83	萨氏仿贻贝 <i>Mytilopsis sallei</i>	—	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	710^f	710.0	710.0	29	32	[66]
84	厚壳贻贝 <i>Mytilus coruscus</i>	成体	氯化镉	R, U	24	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	4850^f	3858	3858	28±1.5	28.2±1.3	[67]
85		成体	氯化镉	R, U	48	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	4150^f			28±1.5	28.2±1.3	[67]
86		成体	氯化镉	R, U	72	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	3550^f			28±1.5	28.2±1.3	[67]
87		成体	氯化镉	R, U	96	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	3100^f			28±1.5	28.2±1.3	[67]
88	菲律宾偏顶蛤 <i>Modiolus philippinarum</i>	成体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	221^f	396.4	396.4	28	30	[58]
89		成体	氯化镉	R, U	72	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	280^f			28	30	[58]
90		成体	氯化镉	R, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	566^f			28	30	[58]
91		成体	氯化镉	R, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	705^f			28	30	[58]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
92	紫贻贝 <i>Mytilus edulis</i>	成体	NP ^e	F, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	3360 ^g	960.0	960.0	11.9	28.7	[49]
93		幼体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	960^f			20	25	[68]
94		—	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	1550 ^g			15.5	25	[69]
95		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	165000 ^g			20	20	[70]
96		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	25000 ^g			20	20	[70]
97		—	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	200000 ^g			20	20	[70]
98		胚胎	氯化镉	S, U	72	生长（发育）	限制性可靠	EC ₅₀	2200^f	2579		12.5-12.8	30	[49]
99		胚胎	氯化镉	S, U	72	生长（发育）	限制性可靠	EC ₅₀	6500^f			12.5-12.8	30	[49]
100		胚胎	氯化镉	S, U	48	生长（发育）	限制性可靠	EC ₅₀	1200^f			17	33.79	[71]
101		地中海贻贝 <i>Mytilus galloprovincialis</i>	卵	氯化镉	S, U	48	生长（发育）	限制性可靠	EC ₅₀	4055^f	4055	590.0	20	37-38
102	幼虫	氯化镉	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	590^f	590.0	16	—		[73]	
103	翡翠股贻贝 <i>Perna viridis</i>	—	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	1570^f	3356	3356	20	33	[74]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
104		—	氯化镉	S, U	84	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>3100^f</u>			—	34-35.5	[75]
105		—	氯化镉	S, U	60	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>7000^f</u>			—	34-35.5	[75]
106		—	氯化镉	S, U	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>5000^f</u>			—	34-35.5	[75]
107		—	氯化镉	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>2500^f</u>			—	34-35.5	[75]
108	秀丽织纹螺 <i>Nassarius festivus</i>	—	氯化镉	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>16220^f</u>	16220	16220	20-25	30	[76]
109	日本对虾 <i>Penaeus japonicus</i>	1龄期幼体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>238^f</u>	321.5	321.5	25	36	[77]
110		1龄期幼体	氯化镉	R, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>298^f</u>			25	36	[77]
111		1龄期幼体	氯化镉	R, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>240^f</u>			25	36	[77]
112		2龄期幼体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>284^f</u>			25	36	[77]
113		2龄期幼体	氯化镉	R, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>350^f</u>			25	36	[77]
114		3龄期幼体	氯化镉	R, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>770^f</u>			25	36	[77]
115		3龄期幼体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>316^f</u>			25	36	[77]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
116		无节幼体	氯化镉	R, U	24	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>667^f</u>			25	36	[77]
117		无节幼体	氯化镉	R, U	48	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>124^f</u>			25	36	[77]
118		—	氯化镉	R, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	563 ^g			25	36	[77]
119		—	氯化镉	R, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	198 ^g			25	36	[77]
120		—	氯化镉	R, U	48	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	1076 ^g			25	36	[77]
121		后期幼体	氯化镉	R, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	3405 ^g			25	36	[77]
122		后期幼体	氯化镉	R, U	48	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	6319 ^g			25	36	[77]
123	凡纳滨对虾 <i>Litopenaeus vannamei</i>	后期幼体	NP ^e	R, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>1070^f</u>	1422	1422	25	15	[31]
124		后期幼体	NP ^e	R, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>1300^f</u>			25	15	[31]
125		后期幼体	NP ^e	R, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>2580^f</u>			25	15	[31]
126		后期幼体	NP ^e	R, U	72	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>1140^f</u>			25	15	[31]
127	刺尾纺锤水蚤 <i>Acartia spinicauda</i>	—	氯化镉	S, U	48	存活 (活动抑制)	限制性可靠	EC ₅₀	<u>50^f</u>	50.00	50.00	—	33.1-34.2	[78]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
128	河螺赢蜚 <i>Corophium acherusicum</i>	成体	氯化镉	R, U	96	存活（死亡率）	限制性可靠	LC ₅₀	1460^f	1460	1460	20	25	[79]
129	隐居螺赢蜚 <i>Corophium insidiosum</i>	—	氯化镉	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	1270 ^g	1680	1680	19.5	35	[47]
130		—	氯化镉	N, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	680 ^g			19	—	[80]
131		—	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	960 ^g			20	28	[46]
132		未成年	氯化镉	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	1680^f			16	—	[73]
133	日本大螯蜚 <i>Grandidierella japonica</i>	—	氯化镉	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	1170^f	1077	1077	19.5	35	[47]
134		—	NP ^e	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	3140^f			15	30	[81]
135		—	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	340^f			20	28	[46]
136	近缘真宽水蚤 <i>Eurytemora affinis</i>	无节幼体	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	60 ^g	10.00	10.00	22	10	[82]
137		多种	NP ^e	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	140 ^g			15	10	[83]
138		多种	NP ^e	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	120 ^g			15	10	[83]
139		多种	NP ^e	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	147.7 ^g			15	10	[83]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
140		桡足幼体	氯化镉	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>10^f</u>			24-25	5.0-6.0	[84]
141	盐卤虫 <i>Artemia salina</i>	卵	氯化镉	S, U	48	存活（孵化）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>4898^f</u>	4898	4898	24	—	[85]
142		幼虫	氯化镉	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	78100 ^g			25	10	[86]
143		无节幼体	硫酸镉	S, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	159611 ^g			24	—	[85]
144		无节幼体	氯化镉	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	267700 ^g			—	—	[87]
145		无节幼体	氯化镉	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	246300 ^g			—	—	[87]
146		无节幼体	氯化镉	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	143000 ^g			—	—	[87]
147	蒙古裸腹蚤 <i>Moina mongolica</i>	幼体	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>1870^f</u>	4235	4235	20	10	[88]
148		幼体	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>9590^f</u>			20	10	[88]
149	凶猛片钩虾 <i>Elasmopus rapax</i>	蜕皮期	氯化镉	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>293.3^f</u>	463.8	463.8	24	—	[89]
150		蜕皮期	氯化镉	S, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>733.3^f</u>			24	—	[89]
151	日本虎斑猛水蚤	成体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>25200^f</u>	25200	25200	20	32	[90]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
	<i>Tigriopus japonicus</i>													
152	小刺哲水蚤 <i>Paracalanus parvus</i>	多种	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>2710^f</u>	2710	2710	17	34.5-35.5	[91]
153	环纹招潮蟹 <i>Uca annulipes</i>	幼体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>15910^f</u>	19630	19630	29	25	[92]
154		幼体	氯化镉	R, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>24220^f</u>			29	25	[92]
155	三角招潮蟹 <i>Uca triangularis</i>	幼体	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>7660^f</u>	11040	11040	29	25	[92]
156		幼体	氯化镉	R, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>15910^f</u>			29	25	[92]
157	锈斑蛄 <i>Charybdis feriatius</i>	幼虫	氯化镉	S, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>250^f</u>	250.0	250.0	26	35	[93]
158	远海梭子蟹 <i>Portunus pelagicus</i>	幼虫	氯化镉	S, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>380^f</u>	380.0	380.0	26	35	[93]
159	红星梭子蟹 <i>Portunus sanguinolentus</i>	幼虫	氯化镉	S, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>250^f</u>	250.0	250.0	26	35	[93]
160	锯缘青蟹 <i>Scylla serrata</i>	—	氯化镉	R, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	119000 ^g	78.00	78.00	—	—	[94]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
161		—	氯化镉	R, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	18000*			—	—	[94]
162		—	氯化镉	R, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	38000*			—	—	[94]
163		—	氯化镉	R, U	72	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	24000*			—	—	[94]
164		—	氯化镉	S, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	25000*			—	—	[95]
165		6-8 d 幼体	氯化镉	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	78^f			—	30	[96]
166	钳形歪水蚤 <i>Tortanus forcipatus</i>	—	氯化镉	S, U	48	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	130^f	130.0	130.0	—	33.1-34.2	[78]
167	三疣蚌木水虱 <i>Limnoria tripunctata</i>	—	氯化镉	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	7120^f	7120	7120	19.5	35	[47]
168	刺冠海胆 <i>Diadema setosum</i>	胚胎	氯化镉	N, U	48	生长（发育）	无限制可靠	EC ₅₀	1150^f	716.1	716.1	—	30	[96]
169		胚胎	氯化镉	N, U	1	生长（发育）	无限制可靠	EC ₅₀	310^f			—	30	[96]
170		胚胎	氯化镉	N, U	5	生长（发育）	无限制可靠	EC ₅₀	1030^f			—	30	[96]
171	长海胆 <i>Echinometra mathaei</i>	多种	氯化镉	S, U	3	繁殖（繁殖）	限制性可靠	EC ₅₀	100^f	100.0	100.0	—	—	[97]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
172	海刺猬 <i>Glyptocidaris crenularis</i>	胚胎	氯化镉	S, U	0	生长（畸形率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>3087.04^f</u>	2007	2007	20	28	[98]
173		胚胎	氯化镉	S, U	1	生长（畸形率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>1596.68^f</u>			20	28	[98]
174		胚胎	氯化镉	S, U	1	生长（畸形率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>3083.37^f</u>			20	28	[98]
175		胚胎	氯化镉	S, U	21	生长（畸形率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>1543.52^f</u>			20	28	[98]
176		胚胎	氯化镉	S, U	50	生长（畸形率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>923.91^f</u>			20	28	[98]
177		胚胎	氯化镉	S, U	0.5	生长（畸形率）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>3013.71^f</u>			20	28	[98]
178		精子	氯化镉	S, U	1.33	繁殖（受精）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>3134.70^f</u>	3135		20	28	[98]
179	中间球海胆 <i>Strongylocentrotus intermedius</i>	精子	氯化镉	S, U	0.33	繁殖（受精）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>15055.74^f</u>	15056	2392	22	34	[99]
180		胚胎	氯化镉	S, U	53	生长（龄期）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>2392.27^f</u>	2392		20	34	[99]
181	黑棘鲷 <i>Acanthopagrus schlegelii</i>	幼体	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	17200 ^g	5299	5299	23.2	—	[100]
182		幼体	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	33000 ^g			23.2	—	[100]
183		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	33500 ^g			24.5	—	[100]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
184		幼体	NP ^e	N, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	7000 ^g			23.2	—	[100]
185		幼体	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	26000 ^g			24.5	—	[100]
186		幼体	NP ^e	N, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	17000 ^g			23.2	—	[100]
187		幼体	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	25900 ^g			23.2	—	[100]
188		幼体	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	2300 ^g			23.2	—	[100]
189		幼体	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	8300 ^g			23.2	—	[100]
190		幼体	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	38000 ^g			23.2	—	[100]
191		幼体	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	8400 ^g			23.2	—	[100]
192		幼体	NP ^e	N, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	15500 ^g			23.2	—	[100]
193		幼体	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	23200 ^g			23.2	—	[100]
194		幼体	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	4600 ^g			23.2	—	[100]
195		幼体	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	18600 ^g			23.2	—	[100]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
196		幼体	NP ^e	N, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	19700 ^g			23.2	—	[100]
197		幼体	NP ^e	N, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	21800 ^g			24.5	—	[100]
198		幼虫	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	5400^f			23.2	—	[100]
199		幼虫	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	5200^f			23.2	—	[100]
200	真赤鲷 <i>Pagrus major</i>	胚胎	NP ^e	S, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	IC ₅₀	930 ⁱ	8042	800.0	18	33	[101]
201		胚胎	NP ^e	S, M	24	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	9800^f			18	33	[101]
202		胚胎	NP ^e	S, M	24	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	6600^f			18	33	[101]
203		幼体	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	22600 ^j			25	—	[100]
204		幼体	NP ^e	N, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	19500 ^j			25	—	[100]
205		幼体	NP ^e	N, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	13300 ^j			24.9	—	[100]
206		幼体	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	16300 ^j			24.6	—	[100]
207		幼体	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	1200 ^j			24.6	—	[100]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
208		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	27500 ^j			25	—	[100]
209		幼体	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	16200 ^j			24.9	—	[100]
210		幼体	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	650 ^j			24.8	—	[100]
211		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	1500 ^j			24.6	—	[100]
212		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	23800 ^j			24.6	—	[100]
213		幼体	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	1000 ^j			24.6	—	[100]
214		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	1200 ^j			24	—	[100]
215		幼体	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	670 ^j			24.8	—	[100]
216		幼体	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	10300 ^j			24.6	—	[100]
217		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	780 ^j			24.8	—	[100]
218		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	19300 ^j			24.9	—	[100]
219		幼体	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	11600 ^j			24.6	—	[100]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
220		幼虫	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	6800 ^g			23	—	[100]
221		幼虫	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	6400 ^g			23	—	[100]
222		幼虫	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	5000 ^g			23	—	[100]
223		幼虫	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	6500 ^g			23	—	[100]
224		幼虫	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	11900 ^g			23	—	[100]
225		幼虫	NP ^e	S, M	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	5600 ^g			18	33	[101]
226		幼虫	NP ^e	S, M	24	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	18900 ^g			18	33	[101]
227		幼虫	氯化镉	S, M	72	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	8000 ^g			18	33	[101]
228		幼虫	氯化镉	S, M	48	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	16200 ^g			18	33	[101]
229		卵黄囊幼虫	氯化镉	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	5900 ^g			22.2	—	[100]
230		卵黄囊幼虫	氯化镉	N, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	7900 ^g			22.2	—	[100]
231		卵黄囊幼虫	氯化镉	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	3900 ^g			22.2	—	[100]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
232		卵黄囊幼虫	氯化镉	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	18000*	800.0		22.2	—	[100]
233		卵黄囊幼虫	氯化镉	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	41800*			22.2	—	[100]
234		胚胎	氯化镉	S, U	96	生长（畸形率）	限制性可靠	IC ₅₀	800^f			18	33	[101]
235	鯢 <i>Girella punctata</i>	—	氯化镉	S, M	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	30800*	31558	31558	24.6	30.7	[102]
236		—	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	37000*			24.3	33	[102]
237		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	29700*			24.6	30.7	[102]
238		—	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	38200*			24.3	34.7	[102]
239		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	40400*			24.6	30.7	[102]
240		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	34800*			24.3	33	[102]
241		—	氯化镉	S, M	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	16900*			24.3	32.1	[102]
242		—	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	50700*			24.6	30.7	[102]
243		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	31300*			24.3	34.7	[102]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
244		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	19700*			24.3	32.1	[102]
245		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	15700*			24.3	32.1	[102]
246		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	27100*			24.3	34.7	[102]
247		—	氯化镉	S, M	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	28700*			24.3	34.7	[102]
248		—	氯化镉	S, M	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	26500*			24.3	33	[102]
249		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	25100*			24.3	33	[102]
250		—	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	37100*			24.3	32.1	[102]
251		幼体	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>44000^f</u>			24.6	—	[100]
252		幼体	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>29500^f</u>			24.6	—	[100]
253		幼体	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>31000^f</u>			24.3	—	[100]
254		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>31000^f</u>			24.3	—	[100]
255		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>51000^f</u>			24.6	—	[100]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
256		幼体	NP ^e	N, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>17000^f</u>			24.3	—	[100]
257		幼体	NP ^e	N, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>27000^f</u>			24.3	—	[100]
258		幼体	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>34000^f</u>			24.3	—	[100]
259		幼体	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>42000^f</u>			24.3	—	[100]
260		幼体	NP ^e	N, U	48	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>23000^f</u>			24.3	—	[100]
261		幼体	NP ^e	N, U	24	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>37000^f</u>			24.3	—	[100]
262		幼体	NP ^e	N, U	96	存活 (存活率)	无限制可靠	LC ₅₀	<u>27500^f</u>			24.3	—	[100]
263	尖吻鲈 <i>Lates calcarifer</i>	4 month	氯化镉	R, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>1990^f</u>	8128	8128	24.5-28	5	[48]
264		4 month	氯化镉	R, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>19000^f</u>			24.5-28	30	[48]
265		4 month	氯化镉	R, U	96	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	<u>14200^f</u>			24.5-28	15	[48]
266	长颌大口鰕虎鱼	—	氯化镉	S, M	48	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	32500*	25995	25995	25	34.4	[102]
267	<i>Chasmichthys dolichognathus</i>	—	氯化镉	S, M	24	存活 (存活率)	限制性可靠	LC ₅₀	37600*			25.2	34.1	[102]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
268		—	氯化镉	S, M	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	38400*			24.9	33.8	[102]
269		—	氯化镉	S, M	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	31500*			25.2	34.1	[102]
270		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	28500*			24.6	31.5	[102]
271		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	5500*			24	33.5	[102]
272		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	39500*			24.9	33.8	[102]
273		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	31200*			25	34.4	[102]
274		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	36400*			24.6	31.5	[102]
275		—	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	59000*			25	34.4	[102]
276		—	氯化镉	S, M	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	22000*			24.3	34.4	[102]
277		—	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	32000*			24.3	34.4	[102]
278		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	17700*			24	33.5	[102]
279		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	31500*			25.2	34.1	[102]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
280		—	氯化镉	S, M	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	24400 ^g			24	33.5	[102]
281		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	17200 ^g			24.3	34.4	[102]
282		—	氯化镉	S, M	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	24500 ^g			24.3	34.4	[102]
283		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	30500 ^g			25.2	34.1	[102]
284		—	氯化镉	S, M	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	31900 ^g			24.6	31.5	[102]
285		—	氯化镉	S, M	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	31200 ^g			25	34.4	[102]
286		—	氯化镉	S, M	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	7600 ^g			24	33.5	[102]
287		—	氯化镉	S, M	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	35000 ^g			24.9	33.8	[102]
288		稚鱼	氯化镉	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>24400^f</u>			24	—	[100]
289		稚鱼	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>24500^f</u>			24.3	—	[100]
290		稚鱼	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>5500^f</u>			25	—	[100]
291		稚鱼	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>17700^f</u>			24	—	[100]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	SAV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
292		稚鱼	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>32000^f</u>			24	—	[100]
293		稚鱼	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>17200^f</u>			24.3	—	[100]
294		幼鱼	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>31000^f</u>			25	—	[100]
295		幼鱼	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>32500^f</u>			25	—	[100]
296		幼鱼	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>36400^f</u>			24.6	—	[100]
297		幼鱼	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>30500^f</u>			25.2	—	[100]
298		幼鱼	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>39500^f</u>			24.9	—	[100]
299		幼鱼	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>28500^f</u>			24.6	—	[100]
300		幼鱼	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>35000^f</u>			24.9	—	[100]
301		幼鱼	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>31500^f</u>			25.2	—	[100]
302		幼鱼	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	<u>37600^f</u>			25.2	—	[100]
303	鲮 <i>Mugil cephalus</i>	幼体	NP ^e	S, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>8240^f</u>	16404	16404	—	—	[103]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
304		幼体	NP ^e	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	7079^f			—	—	[103]
305		幼体	NP ^e	S, U	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	11169^f			—	—	[103]
306		幼体	NP ^e	S, U	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	7120^f			—	—	[103]
307		幼体	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	6600 ^j			24.6	—	[100]
308		幼体	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	16600 ^j			24.5	—	[100]
309		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	12900 ^j			24.7	—	[100]
310		幼体	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	14900 ^j			23.2	—	[100]
311		幼体	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	17100 ^j			23.2	—	[100]
312		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	8300 ^j			24.6	—	[100]
313		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	22500 ^j			23.2	—	[100]
314		幼体	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	8400 ^j			24.7	—	[100]
315		幼体	NP ^e	N, U	48	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	16900 ^j			24.5	—	[100]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(h)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	ATV (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	SAV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
316		幼体	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	8000 ^j			24.7	—	[100]
317		幼体	NP ^e	N, U	96	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	6600 ^j			24.6	—	[100]
318		幼体	NP ^e	N, U	24	存活（存活率）	无限制可靠	LC ₅₀	20200 ^j			24.5	—	[100]
319		幼体	NP ^e	S, U	72	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>30416</u> ^f			—	—	[103]
320		幼体	NP ^e	S, U	24	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>38900</u> ^f			—	—	[103]
321		幼体	NP ^e	S, U	48	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>34120</u> ^f			—	—	[103]
322		幼体	NP ^e	S, U	96	存活（存活率）	限制性可靠	LC ₅₀	<u>28000</u> ^f			—	—	[103]
<div><div>^a 未提及初始生命阶段的数据此部分空缺；</div><div>^b S = static（静态），R = renewal（半静态），F = flow-through（流水式），N = Not reported（暴露方式未报道）；U = unmeasured（无实测浓度），M = measured（有实测浓度）；</div><div>^c AVE：同效应急性值；</div><div>^d SAV：种急性值；</div><div>^e 文献只报道镉离子，未报道具体化合物类型；</div><div>^f 粗体有下划线的毒性数据用于计算同效应急性值 AVE；</div><div>^g 同一效应有更佳生命阶段的数据可用；</div><div>^h 筛选后毒性数据剔除异常值；</div><div>ⁱ 同种暴露方式有实测浓度的数据优先使用（M > U）；</div><div>^j 同一效应有更佳暴露浓度方式的数据可用（F > R/S > N）。</div></div>														

附录 B 镉对海洋生物的慢性毒性数据

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(d)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	CTV (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^c (μg/L)	SCV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
1	多边漆沟藻 <i>Gonyaulax polyedra</i>	—	氯化镉	N,U	4	存活（存活率）	限制性可靠	LOEC	100°	<u>70.71^f</u>	70.71	70.71	—	—	[104]
2		—	氯化镉	N,U	4	存活（存活率）	限制性可靠	NOEC	50°				—	—	[104]
3	三角褐指藻 <i>Phaeodactylum tricornutum</i>	—	氯化镉	S, U	4	生长（种群变化）	限制性可靠	EC ₅₀	476°	—	27.00	27.00	19	—	[105]
4		—	氯化镉	S, U	4	生长（种群数量）	限制性可靠	EC ₅₀	22390°	—			18	35	[106]
5		—	氯化镉	S, N	4	生长（生长率）	限制性可靠	EC ₅₀	22.39°	—			18	35	[107]
6		—	氯化镉	S, N	4	生长（生长率）	限制性可靠	LOEC	5°	2.240°			18	35	[107]
7		—	氯化镉	S, N	4	生长（生长率）	限制性可靠	NOEC	1°				18	35	[107]
8		—	硝酸镉	S, U	14	生长（生长率）	限制性可靠	IC ₅₀	7560.6°	—			20	—	[108]
9		—	硝酸镉	S, U	7	生长（生长率）	限制性可靠	IC ₅₀	188.68°	—			20	—	[108]
10		—	硝酸镉	S, U	3	生长（生长率）	限制性可靠	IC ₅₀	5.368°	—			20	—	[108]
11		—	硝酸镉	S, U	4	生长（生长率）	限制性可靠	IC ₅₀	15.72°	—			20	—	[108]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(d)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	CTV (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^c (μg/L)	SCV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
12		—	硫酸镉	S, M	3	生长（生长率）	限制性可靠	IC ₁₀	<u>27^f</u>	—			21	35	[109]
13		—	硫酸镉	S, M	3	生长（生长率）	限制性可靠	IC ₅₀	500 ^e	—			21	—	[109]
14	中肋骨条藻 <i>Skeletonema costatum</i>	—	氯化镉	S, U	3	生长（种群数量变化）	无限制可靠	EC ₅₀	<u>144^f</u>	—	187.4	187.4	20	36	[110]
15		—	氯化镉	N,U	4	生长（种群数量变化）	限制性可靠	IC ₅₀	<u>244^f</u>	—			17	—	[111]
16	羊栖菜 <i>Hizikia fusiforme</i>	—	氯化镉	N,U	7	生长（光合作用系统Ⅱ电子传递活性）	限制性可靠	LOEC	6000 ^e	<u>4899^f</u>	4327	4327	20	—	[112]
17		—	氯化镉	N,U	7	生长（光合作用系统Ⅱ电子传递活性）	限制性可靠	NOEC	4000 ^e				20	—	[112]
18		—	氯化镉	N,U	7	生长（生长率）	限制性可靠	LOEC	4000 ^e	<u>2828^f</u>			20	—	[112]
19		—	氯化镉	N,U	7	生长（生长率）	限制性可靠	NOEC	2000 ^e				20	—	[112]
20		—	氯化镉	N,U	7	生长（光合作用）	限制性可靠	LOEC	10000 ^e	<u>8944^f</u>			20	—	[112]
21		—	氯化镉	N,U	7	生长（光合作用）	限制性可靠	NOEC	8000 ^e				20	—	[112]
22		—	氯化镉	N,U	7	生长（光合作用）	限制性可靠	LOEC	4000 ^e	<u>2828^f</u>			20	—	[112]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(d)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	CTV (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^c (μg/L)	SCV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
23		—	氯化镉	N,U	7	生长（光合作用）	限制性可靠	NOEC	2000 ^e				20	—	[112]
24		—	氯化镉	N,U	7	生长（光合作用）	限制性可靠	LOEC	2000 ^e	—			20	—	[112]
25		—	氯化镉	N,U	7	生长（光合作用）	限制性可靠	LOEC	2000 ^e	—			20	—	[112]
26	曲长钟螳 <i>Campanularia flexuosa</i>	—	氯化镉	R, U	11	生长（种群数量）	限制性可靠	LOEC	280^f	—	175.5	175.5	—	—	[113]
27		—	氯化镉	R, U	11	生长（种群数量）	限制性可靠	LOEC	110^f	—			—	—	[113]
28	小头虫 <i>Capitella capitata</i>	—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	830^f	—	843.6	843.6	19	30	[114]
29		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	1500^f	—			19	30	[114]
30		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	450^f	—			19	30	[114]
31		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	1400^f	—			19	30	[114]
32		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	1450^f	—			19	30	[114]
33		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	1450^f	—			19	30	[114]
34		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	800^f	—			19	30	[114]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(d)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	CTV (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^c (μg/L)	SCV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
35		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>1000</u>^f	—			19	30	[114]
36		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>620</u>^f	—			19	30	[114]
37		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>630</u>^f	—			19	30	[114]
38		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>630</u>^f	—			19	30	[114]
39		—	氯化镉	R, U	28	存活（活动抑制）	限制性可靠	EC ₅₀	<u>400</u>^f	—			19	30	[114]
40	秀丽织纹螺	—	氯化镉	R, U	16	生长（体重）	限制性可靠	LOEC	220°	—	220.0	220.0	25	30	[76]
41	<i>Nassarius festivus</i>	—	氯化镉	R, U	16	生长（体长）	限制性可靠	LOEC	220°	—			25	30	[76]
42	凡纳滨对虾 <i>Litopenaeus vannamei</i>	—	硫酸镉	R, U	21	生长（体长）	限制性可靠	LOEC	100°	—	141.4	141.4	25	15	[115]
43		—	硫酸镉	R, U	21	生长（体重）	限制性可靠	LOEC	100°	—			25	15	[115]
44		—	硫酸镉	R, U	21	生长（体长）	限制性可靠	LOEC	200°	<u>141.4</u>^f			25	15	[115]
45		—	硫酸镉	R, U	21	生长（体长）	限制性可靠	NOEC	100°				25	15	[115]
46		—	硫酸镉	R, U	21	生长（体重）	限制性可靠	LOEC	200°	<u>141.4</u>^f			25	15	[115]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(d)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	CTV (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^c (μg/L)	SCV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
47		—	硫酸镉	R, U	21	生长（体重）	限制性可靠	NOEC	100 ^e				25	15	[115]
48	蒙古裸腹蚤 <i>Moina mongolica</i>	—	氯化镉	R, M	21	存活（预期寿命）	无限制可靠	LOEC	26.7 ^e	18.56^f	18.56	7.270	20	10	[88]
49		—	氯化镉	R, M	21	存活（预期寿命）	无限制可靠	NOEC	12.9 ^e				20	10	[88]
50		—	氯化镉	R, M	21	生长（世代时间）	无限制可靠	LOEC	12.9 ^e	7.270^f	7.270		20	10	[88]
51		—	氯化镉	R, M	21	生长（世代时间）	无限制可靠	NOEC	4.1 ^e				20	10	[88]
52		—	氯化镉	R, M	21	生长（内在增长率）	无限制可靠	LOEC	4.1 ^e	—	20		10	[88]	
53		—	氯化镉	R, M	21	繁殖（后代数量）	无限制可靠	LOEC	171.8 ^e	125.5^f	9.330		20	10	[88]
54		—	氯化镉	R, M	21	繁殖（后代数量）	无限制可靠	NOEC	91.6 ^e				20	10	[88]
55		—	氯化镉	R, M	21	繁殖（后代数量）	无限制可靠	LOEC	26.7 ^e	18.56^f			20	10	[88]
56		—	氯化镉	R, M	21	繁殖（后代数量）	无限制可靠	NOEC	12.9 ^e				20	10	[88]
57		—	氯化镉	R, M	21	繁殖（后代数量）	无限制可靠	LOEC	4.1 ^e	—			20	10	[88]
58		—	氯化镉	R, M	21	繁殖（后代数量）	无限制可靠	LOEC	4.1 ^e	—			20	10	[88]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(d)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	CTV (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^c (μg/L)	SCV ^d (μg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
59		—	氯化镉	R, M	21	繁殖（净生殖率）	无限制可靠	LOEC	3.01 ^e	<u>1.830^f</u>			20	10	[88]
60		—	氯化镉	R, M	21	繁殖（净生殖率）	无限制可靠	NOEC	1.11 ^e				20	10	[88]
61		—	氯化镉	R, M	21	繁殖（净生殖率）	无限制可靠	MATC	<u>1.78^f</u>	<u>1.780^f</u>			20	10	[88]
62		—	氯化镉	R, M	21	繁殖（产头胎时间）	无限制可靠	NOEC	171.8 ^e	—			20	10	[88]
63	褐牙鲈 <i>Paralichthys olivaceus</i>	—	氯化镉	R, M	80	生长（体长）	限制性可靠	LOEC	26.79 ^e	<u>19.27^f</u>	19.27	19.27	18	33	[116]
64		—	氯化镉	R, M	80	生长（体长）	限制性可靠	NOEC	13.86 ^e				18	33	[116]
65		—	氯化镉	R, M	80	生长（体重）	限制性可靠	LOEC	26.79 ^e	<u>19.27^f</u>			18	33	[116]
66		—	氯化镉	R, M	80	生长（体重）	限制性可靠	NOEC	13.86 ^e				18	33	[116]
67		—	氯化镉	R, M	80	生长（状态指数）	限制性可靠	NOEC	51.29 ^e				—	18	33
68	矛尾复鰕虎鱼 <i>Synechogobius hasta</i>	—	氯化镉	R, U	30	生长（体重）	限制性可靠	NOEC	<u>79^f</u>	—	79.00	79.00	25.9	19.6	[117]
69		—	氯化镉	R, U	30	生长（状态指数）	限制性可靠	NOEC	<u>79^f</u>	—			25.9	19.6	[117]
70		—	氯化镉	R, U	30	存活（存活率）	限制性可靠	NOEC	<u>79^f</u>	—	79.00		25.9	19.6	[117]

编号	物种名称	初始生命阶段 ^a	化合物	暴露方式 ^b	暴露时间(d)	测试效应指标	数据评价	毒性终点	CTV (µg/L)	MATC (µg/L)	CVE ^c (µg/L)	SCV ^d (µg/L)	温度 (°C)	盐度	参考文献
^a 未提及初始生命阶段的此部分空缺； ^b S = static (静态), R = renewal (半静态), F = flow-through (流水式), N = Not reported (暴露方式未报道); U = unmeasured (无实测浓度), M = measured (有实测浓度); ^c CVE: 同效应慢性值; ^d SCV: 种慢性值; ^e 有更佳毒性终点的数据可用; ^f 粗体有下划线的毒性数据用于计算同效应慢性值。															