

附件 2

淡水水生生物水质基准技术报告—苯酚

(2020 年版)

2020 年 12 月

声 明

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

国家生态环境基准由生态环境部负责组织制定。

前 言

生态环境基准是在特定条件和用途下，环境因子（污染物质或有害要素）对人群健康与生态系统不产生有害效应的最大剂量或水平。生态环境基准研究以环境暴露、毒性效应与风险评估为核心，揭示环境因子对人群健康和生态安全影响的客观规律，研究结果不仅是制修订生态环境质量标准的理论基础和科学依据，也是构建国家生态环境风险防范体系的重要基石。从揭示客观规律看，生态环境基准具有普适性，但自然地理和生态系统构成等方面的差异，也会使这种客观规律呈现一定的地域特殊性，需要各国乃至各地区根据实际情况开展针对性研究。

环境基准研究始于19世纪末，发达国家相关工作开展较早，现已形成了相对完整的环境基准体系，为环境标准的制定和颁布奠定了科学基础。我国相关工作起步晚，虽然围绕生态环境基准陆续设立了一系列科研项目，但基础薄弱、任务部署零散、体系不强、研究方法不统一，成果产出距离满足生态环境管理工作的实际需要还存在一定差距。随着生态文明建设的不断深化及其对生态环境服务功能要求的不断提高，研究制定符合我国生态环境特征的生态环境基准，对于制定更加科学、合理、有效的生态环境质量标准的重要意义日益凸显。

《中华人民共和国环境保护法》第15条规定：“国家鼓励开展环境基准研究”。作为生态环境管理的重要组成部分，生态环境基准工作在法律层面得以明确，为建立健全国家生态环境基准体系、推动生态环境基准工作健康发展提供了制度保障。2017年，生态环境部（原环境保护部）发布了《国家环境基准管理办法（试行）》（公告2017年第14号）。在充分吸收国内外最新研究成果的基础上，结合我国区域特征和生态环境管理需要，生态环境部从制定水质生态环境基准入手进行探索和实践，于2017年开始陆续发布国家生态环境基准制定技术指南，规范我国生态环境基准制定程序、技术和方法。

《淡水水生生物水质基准—苯酚》（2020年版）为国家生态环境基准之一。根据《国家环境基准管理办法（试行）》，为阐述生态环境基准制定的具体方法和过程，生态环境基准发布时需编制技术报告作为附件。《淡水水生生物水质基准技术报告—苯酚》（2020年版）分为六章和三个附录：第1章概述了基准制定的基本情况；第2章介绍了国内外相关基准的研究进展；第3章介绍了苯酚的理化性质和毒性效应；第4章介绍了基准制定所依据的文献和数据的筛选方法和结果；第5章介绍了基准的推导方法和推导结果；第6章为基准审核情况；附录A和B分别列表展示了苯酚对淡水水生生物的急、慢性毒性数据；附录C提供了实验室自测毒性数据实验报告。

《淡水水生生物水质基准—苯酚》（2020年版）、《淡水水生生物水质基准技术报告—苯酚》（2020年版）由生态环境部法规与标准司组织制定，中国环境科学研究院依据《淡水水生生物水质基准制定技术指南》（HJ 831—2017）起草。

缩略语说明

| 序号 | 缩略语 | 中文名称 | 英文名称 | 单位 |
|----|------------------|-----------|---|------|
| 1 | ATV | 急性毒性值 | Acute Toxicity Value | μg/L |
| 2 | CTV | 慢性毒性值 | Chronic Toxicity Value | μg/L |
| 3 | EC ₅₀ | 半数效应浓度 | 50% of Effective Concentration | μg/L |
| 4 | ECOTOX | 生态毒性数据库 | Ecotoxicology Database | - |
| 5 | GLP | 良好实验室规范 | Good Laboratory Practice | - |
| 6 | HC _x | x%物种危害浓度 | Hazardous Concentration for x% of Species | mg/L |
| 7 | IC ₅₀ | 半数抑制效应浓度 | 50% of Inhibitory Concentration | μg/L |
| 8 | LC ₅₀ | 半数致死浓度 | 50% of Lethal Concentration | μg/L |
| 9 | LOEC | 最低观察效应浓度 | Lowest Observed Effect Concentration | μg/L |
| 10 | LOEL | 最低观察效应水平 | Lowest Observed Effect Level | μg/L |
| 11 | LWQC | 长期水质基准 | Long-term Water Quality Criteria | mg/L |
| 12 | MATC | 最大允许浓度 | Maximum Acceptable Toxicant Concentration | μg/L |
| 13 | NOEC | 无观察效应浓度 | No Observed Effect Concentration | μg/L |
| 14 | NOEL | 无观察效应水平 | No Observed Effect Level | μg/L |
| 15 | SMAV | 种平均急性值 | Species Mean Acute Value | μg/L |
| 16 | SMCV | 种平均慢性值 | Species Mean Chronic Value | μg/L |
| 17 | SSD | 物种敏感度分布 | Species Sensitivity Distribution | - |
| 18 | SWQC | 短期水质基准 | Short-term Water Quality Criteria | mg/L |
| 19 | WOS | 科学引文索引数据库 | Web of Science | - |

目 录

| | |
|-----------------------------|----|
| 1 概述 | 1 |
| 2 国内外研究进展 | 1 |
| 3 苯酚化合物的环境问题 | 2 |
| 3.1 理化性质 | 2 |
| 3.2 苯酚对淡水水生生物的毒性 | 2 |
| 3.2.1 毒性效应 | 2 |
| 3.2.2 急性毒性 | 3 |
| 3.2.3 慢性毒性 | 3 |
| 3.3 水质参数对苯酚毒性的影响 | 3 |
| 4 资料检索和数据筛选 | 3 |
| 4.1 数据需求 | 3 |
| 4.2 资料检索 | 4 |
| 4.3 文献数据筛选 | 5 |
| 4.3.1 筛选方法 | 5 |
| 4.3.2 筛选结果 | 5 |
| 4.4 实验室自测苯酚毒性数据 | 7 |
| 4.5 基准推导涉及的物种及毒性数据分布 | 8 |
| 5 基准推导 | 9 |
| 5.1 推导方法 | 9 |
| 5.1.1 种平均急/慢性值计算 | 9 |
| 5.1.2 毒性数据分布检验 | 10 |
| 5.1.3 累积频率计算 | 10 |
| 5.1.4 模型拟合与评价 | 10 |
| 5.1.5 基准的确定 | 10 |
| 5.1.6 SSD 模型拟合软件 | 11 |
| 5.1.7 结果表达 | 11 |
| 5.2 推导结果 | 11 |
| 5.2.1 短期水质基准 | 11 |
| 5.2.2 长期水质基准 | 14 |
| 6 基准审核 | 17 |
| 参考文献 | 19 |
| 附录 A 苯酚对淡水水生生物的急性毒性数据 | 24 |
| 附录 B 苯酚对淡水水生生物的慢性毒性数据 | 30 |
| 附录 C 实验室自测毒性数据实验报告 | 32 |

附录表目录

附录C 实验室自测毒性数据实验报告

| | |
|--|----|
| 表 C-1 苯酚对草鱼 96 h 的急性毒性实验结果 | 34 |
| 表 C-2 苯酚对草鱼 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果..... | 34 |
| 表 C-3 苯酚对草鱼 96 h 的急性毒性线性拟合结果..... | 34 |
| 表 C-4 苯酚对鲫鱼 96 h 的急性毒性实验结果 | 36 |
| 表 C-5 苯酚对鲫鱼 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果..... | 36 |
| 表 C-6 苯酚对鲫鱼 96 h 的急性毒性线性拟合结果..... | 36 |
| 表 C-7 苯酚对鲢鱼 96 h 的急性毒性实验结果 | 38 |
| 表 C-8 苯酚对鲢鱼 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果..... | 38 |
| 表 C-9 苯酚对鲢鱼 96 h 的急性毒性线性拟合结果..... | 39 |
| 表 C-10 苯酚对泥鳅 96 h 的急性毒性实验结果 | 40 |
| 表 C-11 苯酚对泥鳅 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果..... | 40 |
| 表 C-12 苯酚对泥鳅 96 h 的急性毒性线性拟合结果..... | 41 |
| 表 C-13 苯酚对霍甫水丝蚓 96 h 的急性毒性实验结果..... | 42 |
| 表 C-14 苯酚对霍甫水丝蚓 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果..... | 43 |
| 表 C-15 苯酚对霍甫水丝蚓 96 h 的急性毒性线性拟合结果..... | 43 |
| 表 C-16 苯酚对中华锯齿米虾 96 h 的急性毒性实验结果..... | 45 |
| 表 C-17 苯酚对中华锯齿米虾 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果..... | 45 |
| 表 C-18 苯酚对中华锯齿米虾 96 h 的急性毒性线性拟合结果..... | 46 |
| 表 C-19 苯酚对中华圆田螺 96 h 的急性毒性实验结果..... | 47 |
| 表 C-20 苯酚对中华圆田螺 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果..... | 48 |
| 表 C-21 苯酚对中华圆田螺 96 h 的急性毒性线性拟合结果..... | 48 |
| 表 C-22 苯酚对紫背浮萍 48 h 的急性毒性实验结果..... | 51 |
| 表 C-23 苯酚对紫背浮萍 48 h 的急性毒性实验数据分布检验结果..... | 51 |
| 表 C-24 苯酚对紫背浮萍 48 h 的急性毒性线性拟合结果..... | 52 |
| 表 C-25 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验结果..... | 53 |
| 表 C-26 苯酚对草鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验结果..... | 54 |
| 表 C-27 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验数据分布检验结果..... | 54 |
| 表 C-28 苯酚对草鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验数据分布检验结果..... | 55 |
| 表 C-29 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 55 |
| 表 C-30 苯酚对草鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 55 |
| 表 C-31 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长的 NOEC 和 LOEC | 55 |
| 表 C-32 苯酚对草鱼 28 d 的体长增长的 NOEC 和 LOEC | 55 |

| | |
|--|----|
| 表 C-33 苯酚对鲫鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验结果..... | 57 |
| 表 C-34 苯酚对鲫鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验结果..... | 57 |
| 表 C-35 苯酚对鲫鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验数据分布检验结果..... | 58 |
| 表 C-36 苯酚对鲫鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验数据分布检验结果..... | 58 |
| 表 C-37 苯酚对鲫鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 58 |
| 表 C-38 苯酚对鲫鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 58 |
| 表 C-39 苯酚对鲫鱼 28 d 的体重增长的 NOEC 和 LOEC | 59 |
| 表 C-40 苯酚对鲫鱼 28 d 的体长增长的 NOEC 和 LOEC | 59 |
| 表 C-41 苯酚对泥鳅 28 d 的体重增长慢性毒性实验结果..... | 60 |
| 表 C-42 苯酚对泥鳅 28 d 的体长增长慢性毒性实验结果..... | 60 |
| 表 C-43 苯酚对泥鳅 28 d 的体重增长慢性毒性实验数据分布检验结果..... | 61 |
| 表 C-44 苯酚对泥鳅 28 d 的体长增长慢性毒性实验数据分布检验结果..... | 61 |
| 表 C-45 苯酚对泥鳅 28 d 的体重增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 61 |
| 表 C-46 苯酚对泥鳅 28 d 的体长增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 62 |
| 表 C-47 苯酚对泥鳅 28 d 的体重增长的 NOEC 和 LOEC | 62 |
| 表 C-48 苯酚对泥鳅 28 d 的体长增长的 NOEC 和 LOEC | 62 |
| 表 C-49 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性实验结果..... | 64 |
| 表 C-50 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性实验数据分布检验结果..... | 64 |
| 表 C-51 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的生长率抑制慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 65 |
| 表 C-52 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的自断慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 65 |
| 表 C-53 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的致死慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 65 |
| 表 C-54 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性的 NOEC 和 LOEC | 65 |
| 表 C-55 苯酚对中华锯齿米虾 28 d 的慢性毒性实验结果..... | 67 |
| 表 C-56 苯酚对中华锯齿米虾 28 d 的慢性毒性实验数据分布检验结果..... | 67 |
| 表 C-57 苯酚对中华锯齿米虾 28 d 的慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 68 |
| 表 C-58 苯酚对中华锯齿米虾 28 d 的致死的 NOEC 和 LOEC | 68 |
| 表 C-59 苯酚对中华圆田螺 28 d 的慢性毒性实验结果..... | 69 |
| 表 C-60 苯酚对中华圆田螺 28 d 的慢性毒性实验数据分布检验结果..... | 70 |
| 表 C-61 苯酚对中华圆田螺 28 d 的慢性毒性实验组间均值差异分析结果..... | 70 |
| 表 C-62 苯酚对中华圆田螺 28 d 的致死的 NOEC 和 LOEC | 70 |

1 概述

苯酚对水生生物毒性效应明显,是我国《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)的基本项目挥发酚的重要组成部分。《淡水水生生物水质基准—苯酚》(2020年版)是在我国水质基准前期研究的基础上^[1-2],依据《淡水水生生物水质基准制定技术指南》(HJ 831—2017)制定,反映现阶段水环境中苯酚对95%的中国淡水水生生物及其生态功能不产生有害效应的最大浓度,可为制修订相关水生态环境质量标准、预防和控制苯酚对水生生物及生态系统的危害提供科学依据。

基准推导过程中,共纳入6866篇中英文文献、1301条毒性数据库数据和20条实验室自测毒性数据,经质量评价后135条数据为无限制可靠数据和限制性可靠数据,可用于基准推导,涉及68种淡水水生生物,基本涵盖了草鱼、鲢鱼等我国淡水水生生物优势种。基于物种敏感度分布法,推导得到短期水质基准(SWQC)和长期水质基准(LWQC),用苯酚浓度表示,单位为mg/L,保留三位有效数字。

2 国内外研究进展

国内外苯酚的环境水质基准研究进展对比见表1。美国是较早开始水质基准研究的国家,1980年,基于评价因子法,美国发布了苯酚的国家水质基准^[3]。继美国之后,加拿大、澳大利亚和新西兰也分别基于评价因子法和物种敏感度分布法制定颁布了本国苯酚(或酚类化合物)的环境水质基准^[4-5]。由于水质基准推导方法、物种使用和表征形式的差异,不同国家制定的苯酚相关的水质基准也存在一定差异(表2)。

表1 国内外苯酚的环境水质基准研究进展

| 内容 | 发达国家 | 中国 |
|---------|--|---|
| 基准推导方法 | 主要包括评价因子法、物种敏感度分布法 | 对评价因子法、物种敏感度分布法、毒性百分数排序法均进行了研究,并在HJ 831—2017中确定使用物种敏感度分布法 |
| 物种类型 | 本土物种、引进物种、国际通用物种 | 本土物种、国际通用且在中国水体中广泛分布的物种、引进物种 |
| 物种选择 | 基于不同国家生物区系的差异,各个国家物种选择要求不同。例如加拿大要求不少于3种及以上鱼类、3种及以上水生或半水生无脊椎动物 | 按照HJ 831—2017规定,基准推导至少需要5个淡水水生生物物种,覆盖3个营养级 |
| 毒性测试方法 | 参照采用国际标准化组织、经济合作与发展组织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、经济合作与发展组织等规定的水生生物毒性测试方法;采用国家标准方法 |
| 相关毒性数据库 | 生态毒性数据库(ECOTOX) (http://cfpub.epa.gov/ecotox/) | 中国知识基础设施工程、万方知识服务平台、维普网等文献数据库。无生态毒性数据库 |

表 2 淡水水生生物苯酚水质基准

| 国家 | 制定时间 | 水质基准 (mg/L) | | 物种数 (个) | | 推导方法 | 发布部门 |
|------|--------|-------------|---------|---------|------|----------|----------------------------|
| | | SWQC | LWQC | SWQC | LWQC | | |
| 美国 | 1980 年 | 10.200 | 2.560 | 17 | 1 | 评价因子法 | 美国环境保护局 |
| 加拿大 | 1999 年 | - | 0.0040* | - | 9 | 评价因子法 | 加拿大环境部长理事会 |
| 澳大利亚 | 2000 年 | - | 0.320 | - | 不详 | 物种敏感度分布法 | 澳大利亚和新西兰环境保护委员会、农业与资源管理委员会 |
| 新西兰 | 2000 年 | - | 0.320 | - | 不详 | 物种敏感度分布法 | 澳大利亚和新西兰环境保护委员会、农业与资源管理委员会 |
| 中国 | 2020 年 | 2.47 | 0.290 | 60 | 18 | 物种敏感度分布法 | 中华人民共和国生态环境部 |

* 酚类化合物水质基准。

3 苯酚化合物的环境问题

3.1 理化性质

苯酚，分子式为 C_6H_5OH ，为无色或白色结晶，具有特殊气味，具有一定挥发性，苯酚的理化性质见表3。环境中苯酚的来源分为自然源和人为源。自然源主要来自水环境中水生植物的分解；人为源可分为工业废水和生活污水的直接排放，同时有些有机物的水解、化学氧化和生物降解也会产生苯酚及酚类化合物。

表 3 苯酚化合物的理化性质

| 物质名称 | 苯酚 |
|----------|-------------------------------------|
| 分子式 | C_6H_5OH |
| CAS 号 | 108-95-2 |
| EINECS 号 | 203-632-7 |
| UN 编号 | 2312 (熔融苯酚)，1671 (固态苯酚)，2821 (苯酚溶液) |
| 熔点 (°C) | 41 |
| 沸点 (°C) | 182 |
| 溶解性 | 可溶于水，65°C以上与水混溶 |
| 用途 | 有机化工原料、溶剂、消毒剂等 |

3.2 苯酚对淡水水生生物的毒性

3.2.1 毒性效应

苯酚不具有持久性和生物富集性，其对水生生物的毒性效应主要通过对水生生物的抗氧

化防御系统产生影响导致氧化应激、发生细胞大分子的氧化损伤，以及通过诱导或抑制乙酰胆碱酯酶的活性影响水生生物神经系统的毒性作用。

3.2.2 急性毒性

基于急性毒性效应测试终点不同，急性毒性值（ATV）包括半数致死浓度（ LC_{50} ）、半数效应浓度（ EC_{50} ）和半数抑制浓度（ IC_{50} ）。本报告筛选获得的 ATV 包括 LC_{50} 和 EC_{50} ，推导种平均急性值（SMAV）时，以 LC_{50} 和 EC_{50} 作为 ATV 计算 SMAV。对于同一物种，若同时存在 LC_{50} 和 EC_{50} ，则全部使用。

3.2.3 慢性毒性

慢性毒性值（CTV）包括无观察效应浓度（NOEC）、最低观察效应浓度（LOEC）、无观察效应水平（NOEL）、最低观察效应水平（LOEL）和最大允许浓度（MATC）。MATC 是 NOEC 和 LOEC（或 NOEL 和 LOEL）的几何平均值。本基准推导种平均慢性值（SMCV）时，以基于生长和生殖毒性等效效应指标获得的 MATC 作为 CTV 计算 SMCV。

3.3 水质参数对苯酚毒性的影响

水质参数包括温度、pH值、硬度等，是影响污染物毒性和水质基准的可能因素。部分研究显示pH值、温度等水质参数有可能对苯酚的毒性造成影响。对于大型蚤、弓背鱼等，当pH值接近9时苯酚会因电离毒性减弱，在中性pH值左右苯酚的毒性没有明显变化；对于大型蚤和蚤状蚤，温度对苯酚的毒性基本没有影响，对于弓背鱼表现为温度升高苯酚毒性增强，草鱼等则表现为温度升高苯酚毒性减弱；硬度等其他水质参数对苯酚毒性的影响也不一致^[5-10]。由于目前研究结果较少，水质参数对苯酚毒性的影响尚未形成统一认识，美国、加拿大、澳大利亚和新西兰在制定本国苯酚相关基准时，均未考虑水质参数对苯酚毒性的影响，本次基准推导对水质参数的影响也不予考虑。

4 资料检索和数据筛选

4.1 数据需求

本次基准制定所需数据类型包括物种类型、毒性数据等，各类型数据的具体指标见表 4。

表 4 毒性数据检索要求

| 数据类型 | 关注指标 |
|----------|------------------------------|
| 化合物 | 苯酚 |
| 物种类型 | 本土物种、国际通用且在中国水体中广泛分布的物种、引进物种 |
| 物种名称 | 中文名称、拉丁文名称 |
| 实验物种生命阶段 | 幼体、成体等 |
| 暴露方式 | 流水暴露、半静态暴露、静态暴露 |
| 暴露时间 | 以天或小时计 |

| 数据类型 | 关注指标 |
|------|--|
| ATV | LC ₅₀ 、EC ₅₀ 、IC ₅₀ |
| CTV | NOEC、LOEC、NOEL、LOEL、MATC |
| 毒性效应 | 致死效应、生殖毒性效应、活动抑制效应等 |

4.2 资料检索

本次基准制定使用的数据来自英文毒性数据库和中英文文献数据库。英文毒性数据库和中英文文献数据库纳入和剔除原则见表 5；在数据库筛选的基础上进行苯酚毒性数据检索，检索方案见表 6，检索结果见表 7。

表 5 数据库纳入和剔除原则

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

表 6 毒性数据和文献检索方案

| 数据类别 | 数据库名称 | 检索时间 | 检索式 | |
|------|---------------------------|------------------------------|--|--|
| | | | 急性毒性 | 慢性毒性 |
| 毒性数据 | ECOTOX | 截至 2019 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限 | 化合物名称: phenol; 暴露介质: freshwater; 毒性效应测试终点: EC ₅₀ 或 LC ₅₀ 或 IC ₅₀ | 化合物名称: phenol; 暴露介质: freshwater; 毒性效应测试终点: NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC |
| 文献检索 | 中国知识基础设施工程; 万方知识服务平台; 维普网 | 截至 2019 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限 | 题名: 酚或苯酚; 主题: 毒性; 期刊来源类别: 核心期刊 | 题名: 酚或苯酚; 主题: 毒性; 期刊来源类别: 核心期刊 |
| | WOS | 截至 2019 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限 | 题名: phenol 或 phenols; 主题: toxicity 或 ecotoxicity 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀ 或 IC ₅₀ | 题名: phenol 或 phenols; 主题: toxicity 或 ecotoxicity 或 NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC |

表 7 毒性数据和文献检索结果

| 数据库类型 | 数据类型 | 数据或文献量 | 合计 |
|-------|------|--------|---------|
| 毒性数据库 | 急性毒性 | 936 条 | 1301 条 |
| | 慢性毒性 | 365 条 | |
| 文献数据库 | 急性毒性 | 4623 篇 | 6866 篇* |
| | 慢性毒性 | 4363 篇 | |

* 急性和慢性的部分文献有重复。

4.3 文献数据筛选

4.3.1 筛选方法

依据 HJ 831—2017 对检索获得的数据（表 7）进行筛选，筛选方法见表 8。数据筛选时，采用两组研究人员分别独立完成，筛选过程中若两组人员对数据存在歧义，则提交编制组统一讨论或组织专家咨询后决策。

表 8 数据筛选方法

| 内容 | 筛选原则 |
|----------|--|
| 物种筛选 | <ol style="list-style-type: none"> 1) 中国本土物种依据《中国动物志》^[11]、《中国大百科全书》^[12]、《中国生物物种名录》^[13]进行筛选； 2) 国际通用且在中国水体中广泛分布的物种，依据 HJ 831—2017 附录 B 进行筛选； 3) 引进物种依据《中国外来入侵生物》^[14]进行筛选 |
| 毒性数据筛选 | <ol style="list-style-type: none"> 1) 纳入受试物种在适宜生长条件下测得的毒性数据，剔除溶解氧、总有机碳含量不符合要求的数据； 2) 纳入实验用水为标准稀释水或曝气自来水的毒性数据，剔除使用蒸馏水或去离子水获得的毒性数据； 3) 剔除未设置对照组实验的毒性数据，剔除对照组（含空白对照组、助溶剂对照组）生物出现胁迫、疾病和死亡的比例超过 10%的数据； 4) 优先采用流水式实验获得的毒性数据，其次采用半静态或静态实验获得的毒性数据； 5) 剔除以单细胞动物作为受试物种的实验数据； 6) 同一物种的同一毒性效应测试终点实验数据相差 10 倍以上时，剔除离群值 |
| 暴露时间 | <ol style="list-style-type: none"> 1) 急性毒性：暴露时间大于等于 1 天且小于等于 4 天； 2) 慢性毒性：暴露时间大于等于 21 天；或实验暴露时间至少跨越 1 个世代或生命敏感阶段 |
| 毒性效应测试终点 | <ol style="list-style-type: none"> 1) 急性毒性：LC₅₀、基于活动抑制效应的 EC₅₀、IC₅₀； 2) 慢性毒性：基于生长和繁殖毒性等效应终点的 NOEC、LOEC、NOEL、LOEL、MATC |

4.3.2 筛选结果

依据表8所示数据筛选方法对检索所得数据进行筛选，共获得数据312条，筛选结果见表 9。经可靠性评价，共有115条文献毒性数据可用于基准推导（表10），其中：急性毒性数据 96条（附录A），慢性毒性数据19条（附录B）。这115条数据共涉及63个物种（表11），其

中：中国本土物种43个、国际通用且在中国水体中广泛分布的物种6个、引进物种14个。大部分物种都是我国本土淡水常见种，个别物种如稀有鮡鲫，虽然在我国分布地域不广，但是我国特有鱼类，也是我国化学品环境管理中指定的生态毒性测试受试生物，具有重要的生态学意义和应用价值，也纳入基准计算。

获得的动物急性毒性数据终点有LC₅₀和EC₅₀（附录A），获得的动物慢性毒性数据终点有NOEC、LOEC和MATC（附录B）。植物毒性数据的急、慢性分类规则尚不明确。苯酚对水生植物的毒性数据相对较少，本报告筛选获得了11条用于基准推导的水生植物毒性数据，包括3条萍类毒性数据和8条藻类毒性数据。其中稀脉萍毒性数据暴露时间为4天，纳入短期基准计算，圆瘤浮萍和浮萍毒性数据暴露时间为7天，纳入长期基准计算；藻类毒性暴露时间为大于等于3天，跨越了至少一个世代，纳入长期基准计算。

表 9 数据筛选结果

| 数据库 | 毒性数据类型 | 总数据量 (条) | 剔除数据 (条) | | | | 剩余数据 (条) |
|-------------|--------|-------------|----------|------|--------|------|-------------|
| | | | 重复 | 无关 | 暴露时间不符 | 物种不符 | |
| 毒性数据库 数据 | ATV | 936 | 0 | 75 | 611 | 73 | 177 |
| | CTV | 365 | 0 | 35 | 228 | 18 | 84 |
| 中文文献数 据库 | ATV | 2007 | 539 | 1363 | 72 | 9 | 24 |
| | CTV | 1935 | 509 | 1378 | 24 | 16 | 8 |
| 英文文献数 据库 | ATV | 2942 | 171 | 2695 | 56 | 4 | 16 |
| | CTV | 2493 | 25 | 2456 | 4 | 5 | 3 |
| 合计 (条) | | 10678 | 1244 | 8002 | 995 | 125 | 312 |

表 10 数据可靠性评价及分布

| 数据 可靠性 | 评价原则 | 毒性数据 (条) | | 合计 (条) |
|-----------|---|----------|----|-----------|
| | | 急性 | 慢性 | |
| 无限制 可靠 | 数据来自良好实验室规范 (GLP) 体系，或数据生产过程符合实验准则 (参照 HJ 831—2017 相关要求) | 24 | 5 | 29 |
| 限制 可靠 | 数据生产过程不完全符合实验准则，但发表于核心期刊或有充足的证据证明数据可用 | 72 | 14 | 86 |
| 不可靠 | 数据生产过程与实验准则有冲突或矛盾，没有充足的证据证明数据可用，实验过程不能令人信服或不被同行评议专家接受，以及合并后的非优先数据 | 106 | 54 | 160 |
| 不确定 | 没有提供足够的实验细节，无法判断数据可靠性 | 15 | 22 | 37 |
| 合计 | | 217 | 95 | 312 |

表 11 可靠性数据涉及的物种分布

| 数据类型 | 物种类型 | 物种数量 (种) | 物种名称 | 合计 (种) |
|----------|--------------------------------|-------------|---|-----------|
| 急性 毒性 | 本土物种 | 38 | 1.中华鲟; 2.眶棘双边鱼; 3.栉水虱; 4.筒弧象鼻溞; 5.鲫鱼; 6.锯齿米虾; 7.美丽网纹溞; 8.羽摇蚊; 9.溪流 摇蚊; 10.伸展摇蚊; 11.圆形盘肠溞; 12.鲤鱼; 13.近 球形金星介; 14.长刺溞; 15.短钝溞; 16.蚤状溞; 17. 隆线溞; 18.蚤状钩虾; 19.稀有鮎鲫; 20.印度囊鳃鲶; 21.石蚕蛾; 22.印度扁卷螺; 23.乔氏鳉; 24.稀脉萍; 25.霍甫水丝蚓; 26.夹杂带丝蚓; 27.椎实螺; 28.泥鳅; 29.黑点青鳉; 30.大鳞副泥鳅; 31.项圈五脉摇蚊; 32.红裸 须摇蚊; 33.麦穗鱼; 34.斑尾小鲃; 35.异斑小鲃; 36. 琵琶萝卜螺; 37.晶莹仙达溞; 38.刺铗长足摇蚊 | 55 |
| | 国际通用且 在中国水体 中广泛分布 的物种 | 3 | 1.模糊网纹溞; 2.大型溞; 3.日本青鳉 | |
| | 引进物种 | 14 | 1.红尾印度鳉; 2.澳洲银鲈; 3.元宝鳊; 4.麦瑞拉加陵 鱼; 5.奥尼罗非鱼; 6.斑点叉尾鲷; 7.蓝鳃太阳鲈; 8. 罗氏沼虾; 9.弓背鱼; 10.虹鳟; 11.莫桑比克罗非鱼; 12.细鳞鲃; 13.孔雀胎鳉; 14.红剑鱼 | |
| 慢性 毒性 | 本土物种 | 5 | 1.蛋白核小球藻; 2.普通小球藻; 3.拟鲤; 4.近具刺链 带藻; 5.斜生栅藻 | 12 |
| | 国际通用且 在中国水体 中广泛分布 的物种 | 5 | 1.大型溞; 2.圆瘤浮萍; 3.浮萍; 4.日本青鳉; 5.近头状 伪蹄形藻 | |
| | 引进物种 | 2 | 1.弓背鱼; 2.虹鳟 | |

4.4 实验室自测苯酚毒性数据

由于筛选获得的相关毒性数据较少, 尤其慢性毒性数据相对缺乏, 因此本报告参考国家标准测试方法^[15], 利用本土代表性物种开展了苯酚急性、慢性毒性测试。在急性毒性数据方面, 获取了苯酚对本土代表性鲤科鱼类鲫鱼、草鱼和鲢鱼的 96 h-LC₅₀ (附录 A 第 10 条, 第 30 条和第 56 条), 本土代表性淡水螺中华圆田螺的 96 h-LC₅₀ (附录 A 第 28 条), 本土代表性环节动物霍甫水丝蚓的 96 h-LC₅₀ (附录 A 第 63 条), 本土代表性非鲤科鱼类泥鳅的 96 h-LC₅₀ (附录 A 第 70 条), 本土代表性淡水虾中华锯齿米虾的 96 h-LC₅₀ (附录 A 第 71 条), 以及本土代表性水生植物紫背浮萍的 48 h-EC₅₀ (附录 A 第 100 条)。在慢性毒性数据方面, 获取了苯酚对鲫鱼和草鱼 28 d 慢性实验的 NOEC 和 LOEC (附录 B 第 1-2 条、第 7-8 条), 中华圆田螺 28 d 慢性实验的 NOEC 和 LOEC (附录 B 第 5-6 条), 霍甫水丝蚓 28 d 慢性实验的 NOEC 和 LOEC (附录 B 第 13-14 条), 泥鳅 28 d 慢性实验的 NOEC 和 LOEC (附录 B 第 15-16 条), 中华锯齿米虾 28 d 慢性实验的 NOEC 和 LOEC (附录 B 第 17-18 条)。测试实验报告见附录 C。

4.5 基准推导涉及的物种及毒性数据分布

短期水质基准推导物种及毒性数据分布情况见表 12，长期水质基准推导物种及毒性数据分布情况见表 13。

表 12 短期水质基准推导涉及的物种及毒性数据分布

| 序号 | 物种名称 | 毒性数据 (条) | 物种类型 | 序号 | 物种名称 | 毒性数据 (条) | 物种类型 | |
|----|--------|-------------|------|----|---------|-------------|------|--------------------------------|
| 1 | 蚤状蚤 | 8 | 本土物种 | 31 | 印度扁卷螺 | 1 | 本土物种 | |
| 2 | 羽摇蚊 | 4 | | 32 | 乔氏鳞 | 1 | | |
| 3 | 印度囊鳃鲶 | 4 | | 33 | 稀脉萍 | 1 | | |
| 4 | 伸展摇蚊 | 3 | | 34 | 夹杂带丝蚓 | 1 | | |
| 5 | 鲤鱼 | 3 | | 35 | 椎实螺 | 1 | | |
| 6 | 眶棘双边鱼 | 2 | | 36 | 中华锯齿米虾 | 1 | | |
| 7 | 鲫鱼 | 2 | | 37 | 大鳞副泥鳅 | 1 | | |
| 8 | 短钝蚤 | 2 | | 38 | 项圈五脉摇蚊 | 1 | | |
| 9 | 霍甫水丝蚓 | 2 | | 39 | 红裸须摇蚊 | 1 | | |
| 10 | 泥鳅 | 2 | | 40 | 麦穗鱼 | 1 | | |
| 11 | 黑点青鲮 | 2 | | 41 | 琵琶萝卜螺 | 1 | | |
| 12 | 斑尾小鲃 | 2 | | 42 | 晶莹仙达蚤 | 1 | | |
| 13 | 异斑小鲃 | 2 | | 43 | 紫背浮萍 | 1 | | |
| 14 | 刺铁长足摇蚊 | 2 | | 44 | 模糊网纹蚤 | 4 | | 国际通用且 在中国水体 中广泛分布 的物种 |
| 15 | 中华鲟 | 1 | | 45 | 大型蚤 | 1 | | |
| 16 | 栉水虱 | 1 | | 46 | 日本青鲮 | 1 | | 引进物种 |
| 17 | 筒弧象鼻蚤 | 1 | | 47 | 虹鳟 | 5 | | |
| 18 | 锯齿米虾 | 1 | | 48 | 孔雀胎鲮 | 4 | | |
| 19 | 美丽网纹蚤 | 1 | | 49 | 罗氏沼虾 | 3 | | |
| 20 | 溪流摇蚊 | 1 | | 50 | 弓背鱼 | 3 | | |
| 21 | 圆形盘肠蚤 | 1 | | 51 | 红尾印度鲮 | 2 | | |
| 22 | 中华圆田螺 | 1 | | 52 | 元宝鳊 | 2 | | |
| 23 | 草鱼 | 1 | | 53 | 莫桑比克罗非鱼 | 2 | | |
| 24 | 近球形金星介 | 1 | | 54 | 红剑鱼 | 2 | | |
| 25 | 长刺蚤 | 1 | | 55 | 澳洲银鲈 | 1 | | |
| 26 | 隆线蚤 | 1 | | 56 | 麦瑞加拉鲮鱼 | 1 | | |
| 27 | 蚤状钩虾 | 1 | | 57 | 奥尼罗非鱼 | 1 | | |
| 28 | 稀有鮡鲫 | 1 | | 58 | 斑点叉尾鲟 | 1 | | |
| 29 | 石蚕蛾 | 1 | | 59 | 蓝鳃太阳鲈 | 1 | | |
| 30 | 鲢鱼 | 1 | | 60 | 细鳞鲟 | 1 | | |

表 13 长期水质基准推导涉及的物种及毒性数据分布

| 序号 | 物种名称 | 毒性数据 (条) | 物种类型 | 序号 | 物种名称 | 毒性数据 (条) | 物种类型 |
|----|--------|-------------|------|----|---------|-------------|--------------------------------|
| 1 | 斜生栅藻 | 4 | 本土物种 | 10 | 普通小球藻 | 1 | 本土物种 |
| 2 | 鲫鱼 | 2 | | 11 | 近具刺链带藻 | 1 | |
| 3 | 中华圆田螺 | 2 | | 12 | 大型溞 | 2 | 国际通用且 在中国水体 中广泛分布 的物种 |
| 4 | 草鱼 | 2 | | 13 | 圆瘤浮萍 | 1 | |
| 5 | 霍甫水丝蚓 | 2 | | 14 | 浮萍 | 1 | |
| 6 | 泥鳅 | 2 | | 15 | 日本青鳉 | 1 | |
| 7 | 中华锯齿米虾 | 2 | | 16 | 近头状伪蹄形藻 | 1 | 引进物种 |
| 8 | 拟鲤 | 2 | | 17 | 弓背鱼 | 2 | |
| 9 | 蛋白核小球藻 | 1 | | 18 | 虹鳟 | 2 | |

5 基准推导

5.1 推导方法

5.1.1 种平均急/慢性值计算

5.1.1.1 毒性数据使用

(1) 急性毒性数据。本报告获得的急性毒性数据包括 LC_{50} 和 EC_{50} ，计算 SMAV 时，直接作为 ATV 纳入计算。

(2) 慢性毒性数据。本报告获得的动物慢性毒性数据包括 NOEC、LOEC 和 MATC 三种形式，计算 SMCV 时，用公式 1 按照物种分别计算获得 MATC，再统一将 MATC 作为 CTV 纳入计算。获得的植物慢性毒性数据均为 EC_{50} ，计算 SMCV 时，直接作为 CTV 使用。

$$MATC_i = \sqrt{NOEC_i \times LOEC_i} \quad (1)$$

式中：MATC—最大允许浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

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。

5.1.1.2 种平均急/慢性值计算

利用公式 2 和公式 3，分物种计算 SMAV 和 SMCV。

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

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

式中：SMAV—种平均急性值， $\mu\text{g/L}$ ；

SMCV—种平均慢性值， $\mu\text{g/L}$ ；

ATV—急性毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

CTV—慢性毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

m—物种 i 的 ATV 个数，个；

n—物种 i 的 CTV 个数，个；

i—某一物种，无量纲。

5.1.2 毒性数据分布检验

对获得的所有物种的 SMAV 和 SMCV 分别进行正态分布检验（S-W 检验），若不符合正态分布，则对数据进行转换后重新检验。对符合正态分布的数据按照“5.1.4 模型拟合与评价”要求进行物种敏感度分布（SSD）模型拟合。

5.1.3 累积频率计算

将所有物种 SMAV 和 SMCV 或其对数值分别从小到大进行排序，确定其秩次 R（最小毒性值的秩次为 1，次之秩次为 2，依次排列，如果有两个或两个以上物种的毒性值相同，则将其任意排成连续秩次，每个秩次下物种数为 1），分别计算物种的累积频率 F_R ，计算方法见公式 4。

$$F_R = \frac{\sum_1^R f}{\sum f+1} \times 100\% \quad (4)$$

式中： F_R —累积频率，%；

f —频数，指毒性值秩次 R 对应的物种数，个。

5.1.4 模型拟合与评价

分别以通过正态分布检验的 SMAV 和 SMCV 或其转换数据作为模型拟合时的自变量 X，以对应的累积频率 F_R 为因变量 Y，进行 SSD 模型拟合（包括：正态分布模型、对数正态分布模型、逻辑斯谛分布模型和对数逻辑斯谛分布模型），依据模型拟合的决定系数（ r^2 ）、均方根（RMSE）、残差平方和（SSE）以及 K-S 检验结果，结合专业判断，分别确定 SMAV 和 SMCV 或其转换数据的最优拟合模型。

5.1.5 基准的确定

5.1.5.1 物种危害浓度 HC_x

根据“5.1.4 模型拟合与评价”确定的最优拟合模型拟合的 SSD 曲线，分别确定累积频率为 5%、10%、25%、50%、75%、90% 和 95% 所对应的 X 值（SMAV 和 SMCV 或其转换的数据形式），如果 X 为转换数据，将 X 值还原为数据转换前的形式，即为急性/慢性 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95% 物种危害浓度 HC_5 、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 、 HC_{95} 。

5.1.5.2 基准值

急性/慢性 HC_5 分别除以评估因子 2（根据 HJ 831—2017， f 大于 15 且涵盖足够营养级，评估因子取值为 2）后，即为淡水水生生物 SWQC 和 LWQC。

5.1.6 SSD 模型拟合软件

本次基准推导采用的 SSD 模型拟合软件为 MATLAB R2017b (MathWorks)。

5.1.7 结果表达

数据修约按照《数值修约规则与极限数值的表示和判定》(GB/T 8170—2008)进行。由于对数正态和对数逻辑斯谛两种模型拟合需要 $\lg(\text{SMAV})$ 和 $\lg(\text{SMCV})$ 均为正值, 基准推导过程中的苯酚毒性值计量单位均以 $\mu\text{g/L}$ 表示, 最终苯酚基准计量单位以 mg/L 表示, 结果保留三位有效数字。

5.2 推导结果

5.2.1 短期水质基准

5.2.1.1 SMAV

将附录 A 中的 ATV 代入公式 2, 得到各物种的 SMAV, 结果见表 14。

5.2.1.2 毒性数据分布检验

对 SMAV 和 $\lg(\text{SMAV})$ (表 14) 分别进行正态分布检验, 结果见表 15。SMAV 不符合正态分布, $\lg(\text{SMAV})$ 符合正态分布, 满足 SSD 模型拟合要求。

表 14 苯酚 SMAV 及 F_R

| 物种 | SMAV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | $\lg(\text{SMAV}, \mu\text{g/L})$ | R | f (个) | F_R (%) |
|--------|---|-----------------------------------|----|---------|-----------|
| 麦瑞加拉鲮鱼 | 1.555 | 3.192 | 1 | 1 | 1.639 |
| 模糊网纹鲈 | 3.395 | 3.531 | 2 | 1 | 3.279 |
| 隆线鲈 | 4.030 | 3.605 | 3 | 1 | 4.918 |
| 晶莹仙达鲈 | 6.000 | 3.778 | 4 | 1 | 6.557 |
| 眶棘双边鱼 | 6.735 | 3.828 | 5 | 1 | 8.197 |
| 虹鳟 | 9.144 | 3.961 | 6 | 1 | 9.836 |
| 红尾印度鲈 | 9.499 | 3.978 | 7 | 1 | 11.48 |
| 黑点青鲈 | 9.595 | 3.982 | 8 | 1 | 13.11 |
| 短钝鲈 | 10.78 | 4.033 | 9 | 1 | 14.75 |
| 大型鲈 | 12.60 | 4.100 | 10 | 1 | 16.39 |
| 元宝鲈 | 12.64 | 4.102 | 11 | 1 | 18.03 |
| 澳洲银鲈 | 14.00 | 4.146 | 12 | 1 | 19.67 |
| 斑尾小鲈 | 14.09 | 4.149 | 13 | 1 | 21.31 |
| 鲢鱼 | 14.56 | 4.163 | 14 | 1 | 22.95 |
| 斑点叉尾鲷 | 15.08 | 4.178 | 15 | 1 | 24.59 |

| 物种 | SMAV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | $\lg(\text{SMAV}, \mu\text{g/L})$ | R | f (个) | F_R (%) |
|---------|---|-----------------------------------|----|-------|-----------|
| 异斑小鲃 | 15.50 | 4.190 | 16 | 1 | 26.23 |
| 弓背鱼 | 16.14 | 4.208 | 17 | 1 | 27.87 |
| 蓝鳃太阳鲈 | 17.40 | 4.241 | 18 | 1 | 29.51 |
| 长刺鲈 | 18.00 | 4.255 | 19 | 1 | 31.15 |
| 圆形盘肠蚤 | 20.00 | 4.301 | 20 | 1 | 32.79 |
| 罗氏沼虾 | 20.37 | 4.309 | 21 | 1 | 34.43 |
| 草鱼 | 24.38 | 4.387 | 22 | 1 | 36.07 |
| 泥鳅 | 24.68 | 4.392 | 23 | 1 | 37.70 |
| 鲤鱼 | 25.78 | 4.411 | 24 | 1 | 39.34 |
| 奥尼罗非鱼 | 28.07 | 4.448 | 25 | 1 | 40.98 |
| 锯齿米虾 | 30.25 | 4.481 | 26 | 1 | 42.62 |
| 中华锯齿米虾 | 30.69 | 4.487 | 27 | 1 | 44.26 |
| 莫桑比克罗非鱼 | 31.58 | 4.499 | 28 | 1 | 45.90 |
| 印度囊鳃鲶 | 31.88 | 4.504 | 29 | 1 | 47.54 |
| 细鳞鲷 | 32.50 | 4.512 | 30 | 1 | 49.18 |
| 大鳞副泥鳅 | 33.00 | 4.519 | 31 | 1 | 50.82 |
| 鲫鱼 | 34.98 | 4.544 | 32 | 1 | 52.46 |
| 红剑鱼 | 35.21 | 4.547 | 33 | 1 | 54.10 |
| 夹杂带丝蚓 | 35.60 | 4.551 | 34 | 1 | 55.74 |
| 筒弧象鼻蚤 | 36.00 | 4.556 | 35 | 1 | 57.38 |
| 乔氏鲮 | 36.30 | 4.560 | 36 | 1 | 59.02 |
| 麦穗鱼 | 36.56 | 4.563 | 37 | 1 | 60.66 |
| 孔雀胎鲮 | 38.18 | 4.582 | 38 | 1 | 62.30 |
| 日本青鲮 | 38.30 | 4.583 | 39 | 1 | 63.93 |
| 稀有鮡鲫 | 40.65 | 4.609 | 40 | 1 | 65.57 |
| 美丽网纹蚤 | 42.00 | 4.623 | 41 | 1 | 67.21 |
| 蚤状蚤 | 55.63 | 4.745 | 42 | 1 | 68.85 |
| 红裸须摇蚊 | 67.74 | 4.831 | 43 | 1 | 70.49 |
| 蚤状钩虾 | 69.00 | 4.839 | 44 | 1 | 72.13 |
| 中华鲟 | 71.00 | 4.851 | 45 | 1 | 73.77 |
| 刺铗长足摇蚊 | 71.34 | 4.853 | 46 | 1 | 75.41 |
| 近球形金星介 | 71.78 | 4.856 | 47 | 1 | 77.05 |
| 稀脉萍 | 94.00 | 4.973 | 48 | 1 | 78.69 |

| 物种 | SMAV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | $\lg(\text{SMAV}, \mu\text{g/L})$ | R | f (个) | F_R (%) |
|--------|---|-----------------------------------|----|---------|-----------|
| 琵琶萝卜螺 | 102.6 | 5.011 | 49 | 1 | 80.33 |
| 印度扁卷螺 | 125.8 | 5.100 | 50 | 1 | 81.97 |
| 椎实螺 | 128.8 | 5.110 | 51 | 1 | 83.61 |
| 伸展摇蚊 | 154.4 | 5.189 | 52 | 1 | 85.25 |
| 栉水虱 | 180.0 | 5.255 | 53 | 1 | 86.89 |
| 中华圆田螺 | 199.5 | 5.300 | 54 | 1 | 88.52 |
| 石蚕蛾 | 260.0 | 5.415 | 55 | 1 | 90.16 |
| 霍甫水丝蚓 | 343.2 | 5.536 | 56 | 1 | 91.80 |
| 项圈五脉摇蚊 | 400.0 | 5.602 | 57 | 1 | 93.44 |
| 溪流摇蚊 | 500.0 | 5.699 | 58 | 1 | 95.08 |
| 紫背浮萍 | 1246 | 6.096 | 59 | 1 | 96.72 |
| 羽摇蚊 | 1356 | 6.132 | 60 | 1 | 98.36 |

表 15 急性毒性数据的正态性检验结果

| 数据类别 | 百分位数 | | | | | | | 算数 平均值 | 标准差 | 峰度 | 偏度 | p 值 (S-W 检验) |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-----------|--------|--------|--------|-------------------|
| | P5 | P10 | P25 | P50 | P75 | P90 | P95 | | | | | |
| SMAV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 4.129 | 9.180 | 15.19 | 32.75 | 71.26 | 254.0 | 495.0 | 106.9 | 243.7 | 18.96 | 4.248 | 0.0000 |
| $\lg(\text{SMAV}, \mu\text{g/L})$ | 3.614 | 3.963 | 4.181 | 4.516 | 4.853 | 5.404 | 5.694 | 4.566 | 0.5794 | 0.7700 | 0.5500 | 0.1047 |

5.2.1.3 累积频率

利用公式 4，计算 SMAV 的物种急性累积频率 F_R ，结果见表 14。

5.2.1.4 模型拟合与评价

模型拟合结果见表 16。通过 r^2 、RMSE、SSE 和 p 值 (K-S 检验) 的比较，对数逻辑斯谛分布模型 SSD 曲线拟合最优，拟合结果见图 1。

表 16 短期水质基准模型拟合结果

| 模型拟合 | r^2 | RMSE | SSE | p 值 (K-S 检验) |
|------------|--------|--------|--------|-------------------|
| 正态分布模型 | 0.9708 | 0.0485 | 0.1413 | 0.1484 |
| 对数正态分布模型 | 0.9815 | 0.0386 | 0.0895 | 0.3298 |
| 逻辑斯谛分布模型 | 0.9835 | 0.0365 | 0.0798 | 0.4241 |
| 对数逻辑斯谛分布模型 | 0.9874 | 0.0318 | 0.0608 | 0.5497 |

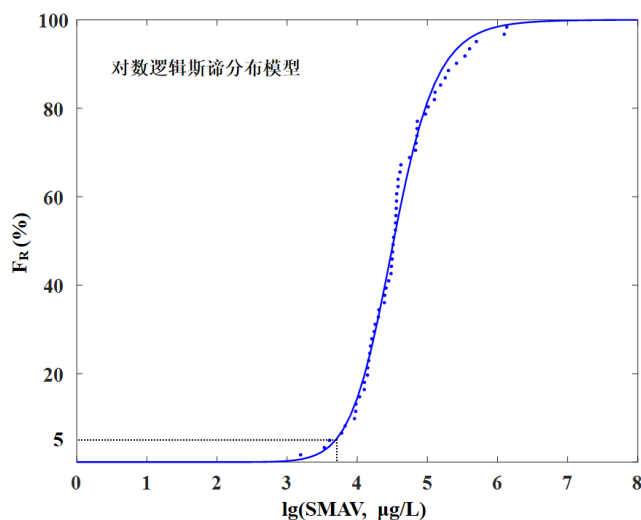


图 1 对数急性毒性—累积频率的模型拟合曲线

5.2.1.5 短期物种危害浓度

采用对数逻辑斯谛分布模型推导的 HC_5 、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 和 HC_{95} 见表 17。

表 17 短期物种危害浓度 (mg/L)

| HC_5 | HC_{10} | HC_{25} | HC_{50} | HC_{75} | HC_{90} | HC_{95} |
|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| 4.932 | 7.707 | 15.51 | 32.96 | 74.28 | 178.4 | 336.6 |

5.2.1.6 短期水质基准

表 17 中 HC_5 除以评估因子 2，得到苯酚短期水质基准 2.47 mg/L，表示对 95% 的中国淡水水生生物及其生态功能不产生急性有害效应的水体中苯酚最大浓度（以任何 1 小时的算术平均浓度计）。

5.2.2 长期水质基准

5.2.2.1 SMCV

将附录 B 中的 CTV 代入公式 3，得到各物种的 SMCV，结果见表 18。

5.2.2.2 毒性数据分布检验

对 SMCV 和 $\lg(\text{SMCV})$ （表 18）分别进行正态分布检验，结果见表 19。SMCV 不符合正态分布， $\lg(\text{SMCV})$ 符合正态分布，满足 SSD 模型拟合要求。

表 18 苯酚 SMCV 及 F_R

| 物种 | SMCV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | $\lg(\text{SMCV}, \mu\text{g/L})$ | R | f (个) | F_R (%) |
|---------|---|-----------------------------------|----|---------|-----------|
| 虹鳟 | 0.4146 | 2.618 | 1 | 1 | 5.263 |
| 弓背鱼 | 0.7275 | 2.862 | 2 | 1 | 10.53 |
| 泥鳅 | 1.817 | 3.259 | 3 | 1 | 15.79 |
| 霍甫水丝蚓 | 2.735 | 3.437 | 4 | 1 | 21.05 |
| 大型蚤 | 3.074 | 3.488 | 5 | 1 | 26.32 |
| 草鱼 | 3.837 | 3.584 | 6 | 1 | 31.58 |
| 日本青鳉 | 3.940 | 3.595 | 7 | 1 | 36.84 |
| 鲫鱼 | 5.593 | 3.748 | 8 | 1 | 42.11 |
| 中华圆田螺 | 6.647 | 3.823 | 9 | 1 | 47.37 |
| 中华锯齿米虾 | 7.071 | 3.849 | 10 | 1 | 52.63 |
| 拟鲤 | 12.55 | 4.099 | 11 | 1 | 57.89 |
| 圆瘤浮萍 | 18.06 | 4.257 | 12 | 1 | 63.16 |
| 浮萍 | 26.48 | 4.423 | 13 | 1 | 68.42 |
| 近头状伪蹄形藻 | 175.0 | 5.243 | 14 | 1 | 73.68 |
| 近具刺链带藻 | 229.0 | 5.360 | 15 | 1 | 78.95 |
| 斜生栅藻 | 242.5 | 5.385 | 16 | 1 | 84.21 |
| 蛋白核小球藻 | 327.3 | 5.515 | 17 | 1 | 89.47 |
| 普通小球藻 | 370.0 | 5.568 | 18 | 1 | 94.74 |

表 19 慢性毒性数据的正态性检验结果

| 数据类别 | 百分位数 | | | | | | | 算数 平均值 | 标准差 | 峰度 | 偏度 | p 值 (S-W 检验) |
|---|--------|--------|-------|-------|-------|-------|------|-----------|--------|--------|--------|-------------------|
| | P5 | P10 | P25 | P50 | P75 | P90 | P95* | | | | | |
| SMCV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 0.4146 | 0.6962 | 2.989 | 6.859 | 188.5 | 331.6 | - | 79.82 | 126.6 | 0.4640 | 1.400 | 0.0000 |
| $\lg(\text{SMCV}, \mu\text{g/L})$ | 2.618 | 2.838 | 3.475 | 3.836 | 5.272 | 5.520 | - | 4.117 | 0.9350 | -1.039 | 0.3450 | 0.1084 |

* 因数据量不足, 无法获得 P95。

5.2.2.3 累积频率

利用公式 4, 计算 SMCV 的物种慢性累积频率 F_R , 结果见表 18。

5.2.2.4 模型拟合与评价

模型拟合结果见表 20。通过 r^2 、RMSE、SSE 和 p 值 (K-S 检验) 的比较, 对数正态分布模型 SSD 曲线拟合最优, 拟合结果见图 2。

表 20 长期水质基准模型拟合结果

| 模型拟合 | r^2 | RMSE | SSE | p 值 (K-S 检验) |
|------------|--------|--------|--------|-------------------|
| 正态分布模型 | 0.9242 | 0.0752 | 0.1018 | 0.6284 |
| 对数正态分布模型 | 0.9538 | 0.0587 | 0.0621 | 0.7129 |
| 逻辑斯谛分布模型 | 0.9347 | 0.0698 | 0.0877 | 0.5668 |
| 对数逻辑斯谛分布模型 | 0.9528 | 0.0593 | 0.0634 | 0.6527 |

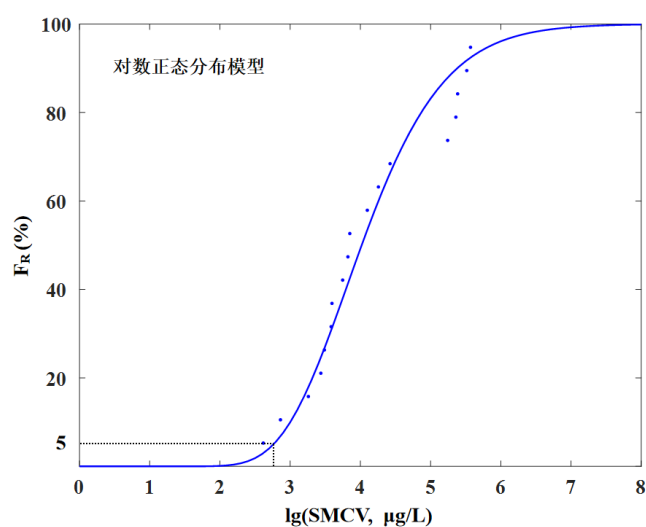


图 2 对数慢性毒性—累积频率的模型拟合曲线

5.2.2.5 长期物种危害浓度

采用对数正态分布模型推导的 HC_5 、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 和 HC_{95} 见表 21。

表 21 长期物种危害浓度 (mg/L)

| HC_5 | HC_{10} | HC_{25} | HC_{50} | HC_{75} | HC_{90} | HC_{95} |
|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| 0.5798 | 1.004 | 2.795 | 10.43 | 48.42 | 239.5 | 696.7 |

5.2.2.6 长期水质基准

表 21 中 HC_5 除以评估因子 2，得到苯酚长期水质基准 0.290 mg/L，表示对 95% 的中国淡水水生生物及其生态功能不产生慢性有害效应的水体中苯酚最大浓度（以连续 4 个自然日的日均浓度的算术平均浓度计）。

6 基准审核

2020年10月26日，依据《国家环境基准管理办法（试行）》和《国家生态环境基准专家委员会章程（试行）》，国家生态环境基准专家委员会召开《淡水水生生物水质基准—苯酚》（2020年版）科学评估会议。

科学评估会议认为：《淡水水生生物水质基准—苯酚》（2020年版）编制经过开题论证、征求意见及相关技术审查环节，符合国家生态环境基准管理规定；基准文件内容编制逻辑清晰，基准推导过程、推导方法科学规范，使用数据可靠，符合《淡水水生生物水质基准制定技术指南》（HJ 831—2017）要求。经专家投票表决，一致通过《淡水水生生物水质基准—苯酚》（2020年版）科学评估。

《淡水水生生物水质基准—苯酚》（2020年版）推导所纳入物种和数据质量情况见表22。我国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，发达国家在其基准研究过程中也存在类似问题。随着我国生态环境科学研究的不断发展和深入，生态环境基准也将适时修订和更新。

表 22 基准推导纳入物种和数据质量情况

| 内容 | HJ 831—2017 有关要求 | 本基准纳入 | |
|------|---------------------|---|--|
| | | SWQC | LWQC |
| 营养级别 | 生产者 | 1.稀脉萍；2.紫背浮萍 | 1.蛋白核小球藻；2.普通小球藻；3.圆瘤浮萍；4.浮萍；5.近头状伪蹄形藻；6.近具刺链带藻；7.斜生栅藻 |
| | 初级消费者 | 1.栉水虱；2.筒弧象鼻溞；3.鲫鱼；4.锯齿米虾；5.模糊网纹溞；6.美丽网纹溞；7.元宝鳊；8.羽摇蚊；9.溪流摇蚊；10.伸展摇蚊；11.圆形盘肠溞；12.中华圆田螺；13.麦瑞加拉鲮鱼；14.草鱼；15.鲤鱼；16.近球形金星介；17.长刺溞；18.大型溞；19.短钝溞；20.蚤状溞；21.隆线溞；22.蚤状钩虾；23.稀有鮎鲫；24.奥尼罗非鱼；25.石蚕蛾；26.鲢鱼；27.印度扁卷螺；28.霍甫水丝蚓；29.夹杂带丝蚓；30.椎实螺；31.罗氏沼虾；32.泥鳅；33.中华锯齿米虾；34.莫桑比克罗非鱼；35.大鳞副泥鳅；36.项圈五脉摇蚊；37.细鳞鲳；38.红裸须摇蚊；39.琵琶萝卜螺；40.晶莹仙达溞；41.刺铗长足摇蚊 | 1.鲫鱼；2.中华圆田螺；3.草鱼；4.大型溞；5.霍甫水丝蚓；6.泥鳅；7.中华锯齿米虾；8.拟鲤 |
| | 次级消费者 | 1.中华鲟；2.眶棘双边鱼；3.红尾印度鲮；4.澳洲银鲈；5.印度囊鳃鲶；6.斑点叉尾鲷；7.乔氏鲮；8.蓝鳃太阳鲈；9.弓背鱼；10.虹鳟；11.日本青鲮；12.黑点青鲮；13.孔雀胎鲮；14.麦穗鱼；15.斑尾小鲃；16.异斑小鲃；17.红剑鱼 | 1.弓背鱼；2.虹鳟；3.日本青鲮 |

| 内容 | HJ 831—2017 有关要求 | 本基准纳入 | |
|------|---------------------|---|---|
| | | SWQC | LWQC |
| | 至少包括 5 个物种 | 60 个 | 18 个 |
| 物种要求 | 1 种硬骨鲤科鱼类 | 1. 鲫鱼；2. 元宝鲮；3. 麦瑞加拉鲮鱼；4. 草鱼；5. 鲤鱼；6. 稀有鮡鲫；7. 鲢鱼；8. 麦穗鱼；9. 斑尾小鲃；10. 异斑小鲃 | 1. 鲫鱼；2. 草鱼；3. 拟鲤 |
| | 1 种硬骨非鲤科鱼类 | 1. 眶棘双边鱼；2. 红尾印度鲳；3. 澳洲银鲈；4. 奥尼罗非鱼；5. 乔氏鲳；6. 蓝鳃太阳鲈；7. 泥鳅；8. 弓背鱼；9. 虹鳟；10. 莫桑比克罗非鱼；11. 日本青鲳；12. 黑点青鲳；13. 大鳞副泥鳅；14. 细鳞鲴；15. 孔雀胎鲳；16. 红剑鱼 | 1. 泥鳅；2. 弓背鱼；3. 虹鳟；4. 日本青鲳 |
| | 1 种浮游动物 | 1. 筒弧象鼻溞；2. 模糊网纹溞；3. 美丽网纹溞；4. 圆形盘肠溞；5. 长刺溞；6. 大型溞；7. 短钝溞；8. 蚤状溞；9. 隆线溞；10. 晶莹仙达溞 | 1. 大型溞 |
| | 1 种底栖动物 | 1. 中华鲟；2. 栉水虱；3. 锯齿米虾；4. 羽摇蚊；5. 溪流摇蚊；6. 伸展摇蚊；7. 中华圆田螺；8. 近球形金星介；9. 蚤状钩虾；10. 印度囊鳃鲶；11. 石蚕蛾；12. 斑点叉尾鲷；13. 印度扁卷螺；14. 霍甫水丝蚓；15. 夹杂带丝蚓；16. 椎实螺；17. 罗氏沼虾；18. 中华锯齿米虾；19. 项圈五脉摇蚊；20. 红裸须摇蚊；21. 琵琶萝卜螺；22. 刺铗长足摇蚊 | 1. 中华圆田螺；2. 霍甫水丝蚓；3. 中华锯齿米虾 |
| | 1 种水生植物 | 1. 稀脉萍；2. 紫背浮萍 | 1. 蛋白核小球藻；2. 普通小球藻；3. 圆瘤浮萍；4. 浮萍；5. 近头状伪蹄形藻；6. 近具刺链带藻；7. 斜生栅藻 |
| | 毒性数据 | 无限制可靠 | 26 条（含 2 条自测数据） |
| 限制可靠 | | 78 条（含 6 条自测数据） | 24 条（含 10 条自测数据） |
| 不可靠 | | 0 | 0 |
| 不确定 | | 0 | 0 |

参考文献

1. 吴丰昌, 等. 中国环境基准体系中长期路线图. 北京: 科学出版社, 2014.
2. 吴丰昌, 等. 水质基准理论与方法学及其案例研究. 当代杰出青年科学文库. 北京: 科学出版社, 2012.
3. USEPA. Ambient water quality criteria for phenol. EPA440/5-80-066. U.S. Environmental Protection Agency, Springfield, Virginia, 1980.
4. CCME. Canadian environmental quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, 1999.
5. ANZECC and ARMCANZ. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, 2000.
6. 于瑞莲和赵元慧. 取代苯胺和苯酚类化合物对大型蚤的毒性及 pH 值对其毒性的影响. 环境化学, 1998, 17(5):452-455.
7. Dalela, R.C., S. Rani and S.R. Verma. Influence of pH on the toxicity of phenol and its two derivatives pentachlorophenol and dinitrophenol to some fresh water teleosts. Acta Hydroch. Hydrob., 1980, 8(6):623-629.
8. Cairns, J., A.L. Buikema, A.G. Heath, et al. Effects of temperature on aquatic organism sensitivity to selected chemicals. Va. Water Resour. Res. Center, Bull. 106, OWRT Project B-084-VA. Office of Water Research and Technology, Blacksburg, V.A., 1978, 88.
9. Gupta, S., R.C. Dalela and P.K. Saxena. Influence of temperature on the toxicity of phenol and its chloro- and nitro-derivatives to the fish *Notopterus notopterus* (Pallas). Acta Hydroch. Hydrob., 1983, 11(2):187-192.
10. 姜礼燾和曹萃禾. 在不同水温条件下酚对鱼类毒性影响的初步探讨. 水产学报, 1985, 9(3):223-230.
11. 中国科学院中国动物志编辑委员会. 中国动物志. 北京: 科学出版社, 1978-2015.
12. 中国大百科全书 (第二版) 总编辑委员会. 中国大百科全书. 第二版. 北京: 中国大百科全书出版社, 2009.
13. 中国科学院生物多样性委员会. 中国生物物种名录. 国家出版基金项目“十三五”国家重点出版物出版规划项目. 北京: 科学出版社, 2019.
14. 徐海根, 强胜, 等. 中国外来入侵生物. 北京: 科学出版社, 2011.
15. 环境保护部化学品登记中心和《化学品测试方法》编委会. 化学品测试方法 生物系统效应卷. 第二版. 北京: 中国环境出版社, 2013.
16. 杜浩, 危起伟, 刘鉴毅, 等. 苯酚、 Cu^{2+} 、亚硝酸盐和总氨氮对中华鲟稚鱼的急性毒性. 大连水产学院学报, 2007, 22(2):118-122.
17. Kondaiah, K. and A.S. Murty. Avoidance behavior test as an alternative to acute toxicity test. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1994, 53(6):836-843.

18. Green, D.W.J., K.A. Williams and D. Pascoe. Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates. 2. Phenol. Arch. Hydrobiol., 1985, 103(1):75-82.
19. Patra, R.W., J.C. Chapman, R.P. Lim, et al. The effects of three organic chemicals on the upper thermal tolerances of four freshwater fishes. Environ. Toxicol. Chem., 2007, 26(7):1454-1459.
20. Kamshilov, M.M. and B.A. Flerov. Experimental research on phenol intoxication of aquatic organisms and destruction of phenol in model communities. Proc.1st and 2nd USA-USSR Symp. Effects of Pollutants upon Aquatic Ecosystems, Duluth, MN, 1976, 181-192.
21. 董先辉, 张朝晖, 梁世杰, 等. 苯酚在实验红鲫 C1HD 系体内富集的实验研究. 科技传播, 2012, (5):112-113.
22. 金显文, 石春梅和杨青. 铜和苯酚对锯齿米虾的急性致毒研究. 淮北煤炭师范学院学报(自然科学版), 2007, 28(1):35-37.
23. Winner, R. Results of phenol *Ceriodaphnia dubia* acute test conducted by R. Winner (Cooperative Agreement). Sept.1987, Oct.1987, and Feb.1988 Memos to R. Spehar, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN, 1988.
24. Oris, J.T., R.W. Winner and M.V. Moore. A four-day survival and reproduction toxicity test for *Ceriodaphnia dubia*. Environ. Toxicol. Chem., 1991, 10(2):217-224.
25. Soucek, D.J. Bioenergetic effects of sodium sulfate on the freshwater crustacean, *Ceriodaphnia dubia*. Ecotoxicology., 2007, 16(3):317-325.
26. Alekseyev, V.A. A study on an acute phenol poisoning in some species of insects and arachnids (Part II). Hydrobiol., 1971, 7(3):35-39.
27. Millemann, R.E., W.J. Birge, J.A. Black, et al. Comparative acute toxicity to aquatic organisms of components of coal-derived synthetic fuels. Trans. Am. Fish. Soc., 1984, 113(1):74-85.
28. Franco, P.J., K.L. Daniels, R.M. Cushman, et al. Acute toxicity of a synthetic oil, aniline and phenol to laboratory and natural populations of chironomid (diptera) larvae. Environ. Pollut. Ser. A., 1984, 34(4):321-331.
29. Verma, S.R., I.P. Tonk, A.K. Gupta, et al. Evaluation of an application factor for determining the safe concentration of agricultural and industrial chemicals. Water Res., 1984, 18(1):111-115.
30. 袁星, 袁晓凡和赵元慧. 取代苯胺、苯酚对鲤鱼毒性的定量构效关系. 东北师大学报(自然科学版), 2001, 33(1):70-73.
31. Sannadurgappa, D. and R.H. Aladakatti. Effect of phenol on oxygen consumption and bioaccumulation in different tissues of freshwater fish *Cyprinus carpio*. J. Basic. Clin. Physiol. Pharmacol., 2010, 21(1):1-14.
32. Sannadurgappa, D., N.H. Ravindranath and R.H. Aladakatti. Effect of phenol on the metabolism and biochemical composition of the freshwater fish *Cyprinus carpio*. J. Basic. Clin. Physiol. Pharmacol., 2006, 17(4):279-288.
33. Rao, P.S., V.S. Durve, B.S. Khangarot, et al. Acute toxicity of phenol, pentachlorophenol and

- sodium pentachlorophenate to a freshwater ostracod *Cypris subglobosa* (Sowerby). *Acta Hydroch. Hydrob.*, 1983, 11(4):457-465.
34. Holcombe, G.W., G.L. Phipps, A.H. Sulaiman, et al. Simultaneous multiple species testing: acute toxicity of 13 chemicals to 12 diverse freshwater amphibian, fish, and invertebrate families. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 1987, 16(6):697-710.
 35. Rossini, G.D.B. and A.E. Ronco. Acute toxicity bioassay using *Daphnia obtusa* as a test organism. *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 1996, 11(3):255-258.
 36. 陈德辉, 戈敏生, 陈坚, 等. 苯酚对不同营养层次水生生物的急性毒性. *生态科学*, 1992, (2):95-99.
 37. 景体淞和徐镜波. 酚、苯、重金属离子对溞类的毒性作用. *吉林师范大学学报 (自然科学版)*, 2000, (3):18-22.
 38. Tisler, T. and J. Zagorc-Koncan. Comparative assessment of toxicity of phenol, formaldehyde, and industrial wastewater to aquatic organisms. *Water Air Soil Pollut.*, 1997, 97(3):315-322.
 39. 郝云祥. 酚、油及氰化物对隆线溞的毒性试验. *生态学杂志*, 1984, (6):45-46.
 40. 卢玲和沈英娃. 酚类、烷基苯类、硝基苯类化合物和环境水样对剑尾鱼和稀有鮡鲫的急性毒性. *环境科学研究*, 2002, 15(4):57-59.
 41. 余坦健, 简纪常, 黄郁葱, 等. 苯酚和十二烷基苯磺酸钠对奥尼罗非鱼的急性毒性及安全评价. *广东海洋大学学报*, 2008, 28(3):100-102.
 42. Moraes, F.D., J.S.L. Figueiredo, P.A. Rossi, et al. Acute toxicity and sublethal effects of phenol on hematological parameters of channel catfish *Ictalurus punctatus* and pacu *Piaractus mesopotamicus*. *Ecotoxicol. Environ. Contam.*, 2015, 10(1):31-36.
 43. Agrawal, H.P. Evaluation of the toxicity of phenol and sodium pentachlorophenate to the snail *Indoplanorbis exustus* (deshayes). *J. Anim. Morphol. Physiol.*, 1987, 34(1):107-112.
 44. Fogels, A. and J.B. Sprague. Comparative short-term tolerance of zebrafish, flagfish, and rainbow trout to five poisons including potential reference toxicants. *Water Res.*, 1977, 11(9):811-817.
 45. Bengtsson, B.E., J.P. Bongo and B. Eklund. Assessment of duckweed *Lemna aequinoctialis* as a toxicological bioassay for tropical environments in developing countries. *Ambio.*, 1999, 28(2):152-155.
 46. Hickey, C.W. and M.L. Martin. Relative sensitivity of five benthic invertebrate species to reference toxicants and resin-acid contaminated sediments. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1995, 14(8):1401-1409.
 47. Gupta, P.K. and P.S. Rao. Toxicity of phenol, pentachlorophenol and sodium pentachlorophenate to a freshwater pulmonate snail *Lymnaea acuminata* (Lamarck). *Arch. Hydrobiol.*, 1982, 94(2):210-217.
 48. Law, A.T. and M.E. Yeo. Toxicity of phenol on *Macrobrachium rosenbergii* (de man) eggs, larvae, and post-larvae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1997, 58(3): 469-474.

49. 高晓莉, 齐凤生, 王丽敏, 等. 蒽与 5 种酚类化合物对泥鳅的联合毒性研究. 水生生态学杂志, 2004, 24(2):65-66.
50. DeGraeve, G.M., R.L. Overcast, and H.L. Bergman. Toxicity of underground coal gasification condenser water and selected constituents to aquatic biota. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 1980, 9(5):543-555.
51. Hodson, P.V., D.G. Dixon and K.L.E. Kaiser. Measurement of median lethal dose as a rapid indication of contaminant toxicity to fish. Environ. Toxicol. Chem., 1984, 3(2): 243-254.
52. Spehar, R. Aquatic toxicity test information on phenol with rainbow trout (*Salmo gairdneri*). U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN, 1989.
53. Saha, N.C., F. Bhunia and A. Kaviraj. Toxicity of phenol to fish and aquatic ecosystems. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1999, 63(2):195-202.
54. Sannadurgappa, D., N.H. Ravindranath and R.H. Aladakatti. Toxicity, bioaccumulation and metabolism of phenol in the freshwater fish *Oreochromis mossambicus*. J. Basic. Clin. Physiol. Pharmacol., 2007, 18(1) :65-77.
55. Holcombe, G.W., D.A. Benoit, D.E. Hammermeister, et al. Acute and long-term effects of nine chemicals on the Japanese medaka (*Oryzias latipes*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 1995, 28(3): 287-297.
56. 尹伊伟, 林嘉和朱永安. 苯, 氯苯及酚, 氯酚对大鳞副泥鳅鱼苗的急性毒性效应. 暨南大学学报 (自然科学与医学版), 1994, 15(3):106-109.
57. Moraes, F. D, P.A. Rossi, J.S.L. Figueiredo, et al. Acute toxicity and sublethal effects of phenol on hematological parameters of channel catfish *Ictalurus punctatus* and pacu *Piaractus mesopotamicus*. Environ. Contam. Toxicol., 2015, 10(1):31-36.
58. Salkinoja-Salonen, M., M.L. Saxelin, J. Pere, et al. Analysis of toxicity and biodegradability of organochlorine compounds released into the environment in bleaching effluents of kraft pulping. Industrial Wastewater Analyses. L.H. Keith (Ed.), Advances in the Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water, Butterworth, Stoneham, MA2., 1981, 1131-1164.
59. Colgan, P.W., J.A. Cross and P.H. Johansen. Guppy behavior during exposure to a sub-lethal concentration of phenol. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1982, 28(1):20-27.
60. 邢军. 苯、氯苯、苯酚、4-氯酚对斑马鱼、孔雀鱼、剑尾鱼的急性毒性. 生态环境学报, 2011, 20(11):1720-1724.
61. 葛士林, 曹传旺, 方国飞, 等. 红裸须摇蚊幼虫生物标志物系统对苯酚的响应. 应用生态学报, 2011, 22(7):1900-1906.
62. 张海艳, 李霞和骆美蓉. 苯酚和铬对麦穗鱼的急性毒性及苯酚麦穗鱼的遗传毒性研究. 安徽农业科学, 2013, 41(12):5389-5391.
63. Gupta, P.K., P.S. Rao, and V.S. Mujumdar. Studies on the toxicity of pentachlorophenol, sodium-pentachlorophenate and phenol to a pulmonate snail *Lymnaea luteola* (Lamarck). Arch. Hydrobiol., 1984, 102(1):123-130.

64. 陈传平, 张庭廷, 何梅, 等. 苯胺、苯酚对淡水藻类生长的影响. 应用生态学报, 2007, 18(1):219-223.
65. Shigeoka, T., Y. Sato, Y. Takeda, et al. Acute toxicity of chlorophenols to green algae, *Selenastrum capricornutum* and *Chlorella vulgaris*, and quantitative structure-activity relationships. Environ. Toxicol. Chem., 1988, 7(10):847-854.
66. LeBlanc, G.A. and D.C. Surprenant. The chronic toxicity of 8 of the 65 priority pollutants to the water flea (*Daphnia magna*). Draft Manuscript. EG&G Bionomics, Aquatic Toxicology Laboratory, Wareham, MA., 1980, 36.
67. Cowgill, U.M., D.P. Milazzo, and B.D. Landenberger. The sensitivity of *Lemna gibba* G-3 and four clones of *Lemna minor* to eight common chemicals using a 7-Day Test. Res. J. Water Pollut. Control Fed., 1991, 63(7):991-998.
68. Gupta, S., R.C. Dalela and P.K. Saxena. Effect of phenolic compounds on in vivo activity of transaminases in certain tissues of the fish, *Notopterus notopterus*. Environ. Res., 1983, 32(1):8-13.
69. Hodson, P.V., R. Parisella, B. Blunt, et al. Quantitative structure-activity relationships for chronic toxicity of phenol, p-chlorophenol, 2,4-dichlorophenol, pentachlorophenol, p-nitrophenol, and 1,2,4-trichlorobenzene to early life stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 1991, 1784:55.
70. Gaur, J.P. Toxicity of some oil constituents to *Selenastrum capricornutum*. Acta. Hydroch. Hydrob., 1988, 16(6):617-620.
71. Talikina, M.G., Y.G. Izyumov and Y.V. Chebotareva. Remote genotoxic responses in fingerlings of the roach *Rutilus rutilus* After effects of organic poisons to parents' sperm. J. Ichthyol., 2003, 43(4):316-321.
72. Tisler, T. and J. Zagorc-Koncan. Aquatic toxicity of selected chemicals as a basic criterion for environmental classification. Arh. Hig. Rada Toksikol., 2003, 54(3):207-213.
73. 高为, 沈云和程鑫. 酚类、醇类抑制斜生栅列藻生长的毒性效应. 江苏环境科技, 2001, 14(3):7-8.
74. 王宏, 沈英娃, 卢玲, 等. 几种典型有害化学品对水生生物的急性毒性. 应用与环境生物学报, 2003, 9(1):49-52.
75. 阎海, 叶常明和雷志芳. 酚类化合物抑制斜生栅藻生长的毒性效应. 环境化学, 1998, 17(2):127-130.
76. 国家环保局《水生生物监测手册》编委会. 水生生物监测手册. 南京: 东南大学出版社, 1993.

附录 A 苯酚对淡水水生生物的急性毒性数据

| 序号 | 物种名称 | 物种拉丁名 | 效应终点 | ATV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 观察时间 (d) | 温度 ($^{\circ}\text{C}$) | pH 值 | 来源 |
|----|-------|---------------------------------|------------------|--|-------------|------------------------------|---------|------|
| 1 | 中华鲟 | <i>Acipenser sinensis</i> | LC ₅₀ | 71 | 4 | 20 | 6.5 | [16] |
| 2 | 眶棘双边鱼 | <i>Ambassis gymnocephalus</i> | LC ₅₀ | 5.6 | 4 | - | - | [17] |
| 3 | 眶棘双边鱼 | <i>Ambassis gymnocephalus</i> | LC ₅₀ | 8.1 | 4 | - | - | [17] |
| 4 | 红尾印度鲮 | <i>Aplocheilichthys panchax</i> | LC ₅₀ | 9.4 | 4 | - | - | [17] |
| 5 | 红尾印度鲮 | <i>Aplocheilichthys panchax</i> | LC ₅₀ | 9.6 | 4 | - | - | [17] |
| 6 | 栉水虱 | <i>Asellus aquaticus</i> | LC ₅₀ | 180 | 4 | 11 | 7.5-8.1 | [18] |
| 7 | 澳洲银鲈 | <i>Bidyanus bidyanus</i> | LC ₅₀ | 14 | 4 | 20 | 7.5-8.0 | [19] |
| 8 | 筒弧象鼻溞 | <i>Bosmina coregoni</i> | LC ₅₀ | 36 | 2 | 20 | - | [20] |
| 9 | 鲫鱼 | <i>Carassius auratus</i> | LC ₅₀ | 37.02 | 4 | 20 | 6.5 | [21] |
| 10 | 鲫鱼 | <i>Carassius auratus</i> | LC ₅₀ | 33.05 | 4 | 23 | 7.7 | 自测 |
| 11 | 锯齿米虾 | <i>Caridina denticulata</i> | LC ₅₀ | 30.25 | 4 | 20 | 7.8-8.6 | [22] |
| 12 | 模糊网纹溞 | <i>Ceriodaphnia dubia</i> | LC ₅₀ | 3 | 2 | 25 | 8.2 | [23] |
| 13 | 模糊网纹溞 | <i>Ceriodaphnia dubia</i> | LC ₅₀ | 3.1 | 2 | 25 | 8.2 | [24] |
| 14 | 模糊网纹溞 | <i>Ceriodaphnia dubia</i> | LC ₅₀ | 4.34 | 2 | - | 8 | [25] |
| 15 | 模糊网纹溞 | <i>Ceriodaphnia dubia</i> | LC ₅₀ | 3.29 | 2 | - | 8 | [25] |
| 16 | 美丽网纹溞 | <i>Ceriodaphnia pulchella</i> | LC ₅₀ | 42 | 2 | 20 | - | [20] |
| 17 | 元宝鳊 | <i>Chela cachius</i> | LC ₅₀ | 12.1 | 4 | - | - | [17] |

| 序号 | 物种名称 | 物种拉丁名 | 效应终点 | ATV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 观察时间 (d) | 温度 ($^{\circ}\text{C}$) | pH 值 | 来源 |
|----|--------|-----------------------------------|------------------|--|-------------|------------------------------|---------|------|
| 18 | 元宝鳊 | <i>Chela cachius</i> | LC ₅₀ | 13.2 | 4 | - | - | [17] |
| 19 | 羽摇蚊 | <i>Chironomus plumosus</i> | LC ₅₀ | 530 | 2 | 20 | - | [26] |
| 20 | 羽摇蚊 | <i>Chironomus plumosus</i> | LC ₅₀ | 2250 | 2 | 2 | - | [26] |
| 21 | 羽摇蚊 | <i>Chironomus plumosus</i> | LC ₅₀ | 1320 | 2 | 20 | - | [26] |
| 22 | 羽摇蚊 | <i>Chironomus plumosus</i> | LC ₅₀ | 2150 | 2 | 2 | - | [26] |
| 23 | 溪流摇蚊 | <i>Chironomus riparius</i> | LC ₅₀ | 500 | 2 | 11 | 7.5-8.1 | [18] |
| 24 | 伸展摇蚊 | <i>Chironomus tentans</i> | LC ₅₀ | 105 | 2 | 23-26 | - | [27] |
| 25 | 伸展摇蚊 | <i>Chironomus tentans</i> | LC ₅₀ | 187.2 | 2 | 20 | 7.8 | [28] |
| 26 | 伸展摇蚊 | <i>Chironomus tentans</i> | LC ₅₀ | 187.1 | 2 | 20 | 7.8 | [28] |
| 27 | 圆形盘肠蚤 | <i>Chydorus sphaericus</i> | LC ₅₀ | 20 | 2 | 20 | - | [20] |
| 28 | 中华圆田螺 | <i>Cipangopaludina cahayensis</i> | LC ₅₀ | 199.5 | 4 | 21 | 7.6 | 自测 |
| 29 | 麦瑞加拉鲮鱼 | <i>Cirrhinus mrigala</i> | LC ₅₀ | 1.555 | 4 | 23 | 7.3 | [29] |
| 30 | 草鱼 | <i>Ctenopharyngodon idellus</i> | LC ₅₀ | 24.38 | 4 | 23 | 7.5 | 自测 |
| 31 | 鲤鱼 | <i>Cyprinus carpio</i> | LC ₅₀ | 18.78 | 4 | 10-15 | 7-7.5 | [30] |
| 32 | 鲤鱼 | <i>Cyprinus carpio</i> | LC ₅₀ | 30 | 4 | 27-29 | 6.6-7.0 | [31] |
| 33 | 鲤鱼 | <i>Cyprinus carpio</i> | LC ₅₀ | 30.4 | 4 | 24-26 | 6.8-7.2 | [32] |
| 34 | 近球形金星介 | <i>Cypris subglobosa</i> | LC ₅₀ | 71.78 | 4 | 20.4 | 7.9 | [33] |
| 35 | 长刺蚤 | <i>Daphnia longispina</i> | LC ₅₀ | 18 | 2 | 20 | - | [20] |
| 36 | 大型蚤 | <i>Daphnia magna</i> | EC ₅₀ | 12.6 | 2 | 17.2 | 7.4 | [34] |

| 序号 | 物种名称 | 物种拉丁名 | 效应终点 | ATV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 观察时间 (d) | 温度 ($^{\circ}\text{C}$) | pH 值 | 来源 |
|----|-------|----------------------------------|------------------|--|-------------|------------------------------|---------|------|
| 37 | 短钝蚤 | <i>Daphnia obtusa</i> | EC ₅₀ | 5.5 | 2 | 20 | 7.8 | [35] |
| 38 | 短钝蚤 | <i>Daphnia obtusa</i> | LC ₅₀ | 21.12 | 2 | - | 7 | [36] |
| 39 | 蚤状蚤 | <i>Daphnia pulex</i> | LC ₅₀ | 36 | 2 | 20 | - | [20] |
| 40 | 蚤状蚤 | <i>Daphnia pulex</i> | LC ₅₀ | 93 | 2 | 5 | 7.5 | [8] |
| 41 | 蚤状蚤 | <i>Daphnia pulex</i> | LC ₅₀ | 79 | 2 | 25 | 7.5 | [8] |
| 42 | 蚤状蚤 | <i>Daphnia pulex</i> | LC ₅₀ | 87.8 | 2 | 10 | 7.5 | [8] |
| 43 | 蚤状蚤 | <i>Daphnia pulex</i> | LC ₅₀ | 81 | 2 | 20 | 7.5 | [8] |
| 44 | 蚤状蚤 | <i>Daphnia pulex</i> | LC ₅₀ | 85 | 2 | 15 | 7.5 | [8] |
| 45 | 蚤状蚤 | <i>Daphnia pulex</i> | LC ₅₀ | 22.96 | 2 | - | 6.7-7.2 | [37] |
| 46 | 蚤状蚤 | <i>Daphnia pulex</i> | EC ₅₀ | 25 | 2 | 20 | 8.4 | [38] |
| 47 | 隆线蚤 | <i>Daphnid carinata</i> | LC ₅₀ | 4.03 | 2 | 26.5-28 | 7 | [39] |
| 48 | 蚤状钩虾 | <i>Gammarus pulex</i> | LC ₅₀ | 69 | 4 | 11 | 7.5-8.1 | [18] |
| 49 | 稀有鮎鲫 | <i>Gobiocypris rarus</i> | LC ₅₀ | 40.65 | 4 | 23 | 6.5-8.5 | [40] |
| 50 | 印度囊鳃鲶 | <i>Heteropneustes fossilis</i> | LC ₅₀ | 39.4 | 4 | - | 7.3 | [7] |
| 51 | 印度囊鳃鲶 | <i>Heteropneustes fossilis</i> | LC ₅₀ | 37.4 | 4 | - | 6 | [7] |
| 52 | 印度囊鳃鲶 | <i>Heteropneustes fossilis</i> | LC ₅₀ | 12.97 | 4 | - | 4.6 | [7] |
| 53 | 印度囊鳃鲶 | <i>Heteropneustes fossilis</i> | LC ₅₀ | 54.08 | 4 | - | 8.8 | [7] |
| 54 | 奥尼罗非鱼 | <i>Hybrid tilapia</i> | LC ₅₀ | 28.07 | 4 | 25-27 | 7.0-7.4 | [41] |
| 55 | 石蚕蛾 | <i>Hydropsyche angustipennis</i> | LC ₅₀ | 260 | 4 | 11 | 7.5-8.1 | [18] |

| 序号 | 物种名称 | 物种拉丁名 | 效应终点 | ATV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 观察时间 (d) | 温度 ($^{\circ}\text{C}$) | pH 值 | 来源 |
|----|--------|---|------------------|--|-------------|------------------------------|---------|------|
| 56 | 鲢鱼 | <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> | LC ₅₀ | 14.56 | 4 | 23 | 7.1 | 自测 |
| 57 | 斑点叉尾鮰 | <i>Ictalurus punctatus</i> | LC ₅₀ | 15.08 | 4 | 27 | 6.9 | [42] |
| 58 | 印度扁卷螺 | <i>Indoplanorbis exustus</i> | LC ₅₀ | 125.75 | 4 | - | - | [43] |
| 59 | 乔氏鳊 | <i>Jordanella floridae</i> | LC ₅₀ | 36.3 | 4 | 25 | - | [44] |
| 60 | 稀脉萍 | <i>Lemna aequinoctialis</i> | EC ₅₀ | 94 | 4 | - | 6.5 | [45] |
| 61 | 蓝鳃太阳鲈 | <i>Lepomis macrochirus</i> | LC ₅₀ | 17.4 | 4 | 17.2 | 7.4 | [34] |
| 62 | 霍甫水丝蚓 | <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> | LC ₅₀ | 780 | 4 | 11 | 7.5-8.1 | [18] |
| 63 | 霍甫水丝蚓 | <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> | LC ₅₀ | 151.0 | 4 | 24 | 7.1 | 自测 |
| 64 | 夹杂带丝蚓 | <i>Lumbriculus variegatus</i> | EC ₅₀ | 35.6 | 4 | 20 | 7.6 | [46] |
| 65 | 椎实螺 | <i>Lymnaea acuminata</i> | LC ₅₀ | 128.75 | 4 | 18 | 7.9 | [47] |
| 66 | 罗氏沼虾 | <i>Macrobrachium rosenbergii</i> | LC ₅₀ | 23.04 | 4 | 26-27 | 7-7.3 | [48] |
| 67 | 罗氏沼虾 | <i>Macrobrachium rosenbergii</i> | LC ₅₀ | 16.66 | 4 | 26-27 | 7-7.3 | [48] |
| 68 | 罗氏沼虾 | <i>Macrobrachium rosenbergii</i> | LC ₅₀ | 22.03 | 4 | 26-27 | 7-7.3 | [48] |
| 69 | 泥鳅 | <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> | LC ₅₀ | 25.43 | 4 | 22-24 | - | [49] |
| 70 | 泥鳅 | <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> | LC ₅₀ | 23.95 | 4 | 23 | 7.4 | 自测 |
| 71 | 中华锯齿米虾 | <i>Neocaridina denticulata sinensis</i> | LC ₅₀ | 30.69 | 4 | 22 | 7.8 | 自测 |
| 72 | 弓背鱼 | <i>Notopterus notopterus</i> | LC ₅₀ | 12.53 | 4 | - | 7.3 | [7] |
| 73 | 弓背鱼 | <i>Notopterus notopterus</i> | LC ₅₀ | 29.2 | 4 | - | 8.8 | [7] |
| 74 | 弓背鱼 | <i>Notopterus notopterus</i> | LC ₅₀ | 11.5 | 4 | - | 6 | [7] |

| 序号 | 物种名称 | 物种拉丁名 | 效应终点 | ATV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 观察时间 (d) | 温度 ($^{\circ}\text{C}$) | pH 值 | 来源 |
|----|---------|--|------------------|--|-------------|------------------------------|---------|------|
| 75 | 虹鳟 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | LC ₅₀ | 11.6 | 4 | 15 | - | [44] |
| 76 | 虹鳟 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | LC ₅₀ | 8.9 | 4 | 14 | 7.6-8.3 | [50] |
| 77 | 虹鳟 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | LC ₅₀ | 9.694 | 4 | - | 7.6-8.2 | [51] |
| 78 | 虹鳟 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | LC ₅₀ | 10.5 | 4 | 17.2 | 7.4 | [34] |
| 79 | 虹鳟 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | LC ₅₀ | 6.082 | 4 | 10.1 | 7.6 | [52] |
| 80 | 莫桑比克罗非鱼 | <i>Oreochromis mossambicus</i> | LC ₅₀ | 28.49 | 4 | 20-30 | 7.2 | [53] |
| 81 | 莫桑比克罗非鱼 | <i>Oreochromis mossambicus</i> | LC ₅₀ | 35 | 4 | 26-28 | 6.9-7.1 | [54] |
| 82 | 日本青鳉 | <i>Oryzias latipes</i> | LC ₅₀ | 38.3 | 4 | 25 | 7.9 | [55] |
| 83 | 黑点青鳉 | <i>Oryzias melastigma</i> | LC ₅₀ | 9.9 | 4 | - | - | [17] |
| 84 | 黑点青鳉 | <i>Oryzias melastigma</i> | LC ₅₀ | 9.3 | 4 | - | - | [17] |
| 85 | 大鳞副泥鳅 | <i>Paramisgurnus dabryanus sauvage</i> | LC ₅₀ | 33 | 4 | 22 | 6.4-6.8 | [56] |
| 86 | 项圈五脉摇蚊 | <i>Pentaneura monilis</i> | LC ₅₀ | 400 | 2 | 20 | - | [20] |
| 87 | 细鳞鲷 | <i>piaractus mesopotamicusu</i> | LC ₅₀ | 32.5 | 4 | 25.2 | 6.7 | [57] |
| 88 | 孔雀胎鳉 | <i>Poecilia reticulata</i> | LC ₅₀ | 43.3 | 4 | - | 7 | [58] |
| 89 | 孔雀胎鳉 | <i>Poecilia reticulata</i> | LC ₅₀ | 40 | 4 | 22-25 | 6.5 | [59] |
| 90 | 孔雀胎鳉 | <i>Poecilia reticulata</i> | LC ₅₀ | 44 | 4 | 22-25 | 6.5 | [59] |
| 91 | 孔雀胎鳉 | <i>Poecilia reticulata</i> | LC ₅₀ | 27.88 | 4 | 22 | 6.4-7.0 | [60] |
| 92 | 红裸须摇蚊 | <i>Propislocerus akamusi</i> | LC ₅₀ | 67.74 | 2 | 25 | 7.6 | [61] |
| 93 | 麦穗鱼 | <i>Pseudorasbora parva</i> | LC ₅₀ | 36.56 | 4 | 34.0 | 7.3 | [62] |

| 序号 | 物种名称 | 物种拉丁名 | 效应终点 | ATV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 观察时间 (d) | 温度 ($^{\circ}\text{C}$) | pH 值 | 来源 |
|-----|--------|--------------------------------|------------------|--|-------------|------------------------------|---------|------|
| 94 | 斑尾小鲃 | <i>Puntius sophore</i> | LC ₅₀ | 13.7 | 4 | - | - | [17] |
| 95 | 斑尾小鲃 | <i>Puntius sophore</i> | LC ₅₀ | 14.5 | 4 | - | - | [17] |
| 96 | 异斑小鲃 | <i>Puntius ticto</i> | LC ₅₀ | 15.6 | 4 | - | - | [17] |
| 97 | 异斑小鲃 | <i>Puntius ticto</i> | LC ₅₀ | 15.4 | 4 | - | - | [17] |
| 98 | 琵琶萝卜螺 | <i>Radix luteola</i> | LC ₅₀ | 102.6 | 4 | - | - | [63] |
| 99 | 晶莹仙达溞 | <i>Sida crystallina</i> | LC ₅₀ | 6 | 2 | 20 | - | [20] |
| 100 | 紫背浮萍 | <i>Spirodela polyrrhiza</i> | EC ₅₀ | 1246 | 2 | 24 | 7.1 | 自测 |
| 101 | 刺铗长足摇蚊 | <i>Tanypus neopunctipennis</i> | LC ₅₀ | 72.7 | 2 | 20 | 7.8 | [28] |
| 102 | 刺铗长足摇蚊 | <i>Tanypus neopunctipennis</i> | LC ₅₀ | 70 | 2 | 20 | 7.8 | [28] |
| 103 | 红剑鱼 | <i>Xiphophorus hellerii</i> | LC ₅₀ | 45.5 | 4 | 23 | 6.5-8.5 | [40] |
| 104 | 红剑鱼 | <i>Xiphophorus hellerii</i> | LC ₅₀ | 27.25 | 4 | 22 | 6.4-7.0 | [60] |

附录 B 苯酚对淡水水生生物的慢性毒性数据

| 序号 | 物种名称 | 物种拉丁名 | 效应终点 | 毒性值 ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 观察时间 (d) | 温度 ($^{\circ}\text{C}$) | pH 值 | CTV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 来源 |
|----|--------|---|------------------|--|-------------|------------------------------|------|--|------|
| 1 | 鲫鱼 | <i>Carassius auratus</i> | NOEC | 4.6 | 28 | 23 | 7.4 | 5.593 | 自测 |
| 2 | 鲫鱼 | <i>Carassius auratus</i> | LOEC | 6.8 | 28 | 23 | 7.4 | (MATC) | 自测 |
| 3 | 蛋白核小球藻 | <i>Chlorella pyrenoidesa</i> | EC ₅₀ | 327.31 | 4 | 27 | 7 | 327.31 | [64] |
| 4 | 普通小球藻 | <i>Chlorella vulgaris</i> | EC ₅₀ | 370 | 4 | 21 | - | 370 | [65] |
| 5 | 中华圆田螺 | <i>Cipangopaludina cahayensis</i> | NOEC | 4.7 | 28 | 21 | 7.7 | 6.647 | 自测 |
| 6 | 中华圆田螺 | <i>Cipangopaludina cahayensis</i> | LOEC | 9.4 | 28 | 21 | 7.7 | (MATC) | 自测 |
| 7 | 草鱼 | <i>Ctenopharyngodon idellus</i> | NOEC | 3.2 | 28 | 23 | 7.4 | 3.837 | 自测 |
| 8 | 草鱼 | <i>Ctenopharyngodon idellus</i> | LOEC | 4.6 | 28 | 23 | 7.4 | (MATC) | 自测 |
| 9 | 大型溞 | <i>Daphnia magna</i> | NOEC | 1.5 | 21 | 20 | - | 3.074 | [66] |
| 10 | 大型溞 | <i>Daphnia magna</i> | LOEC | 6.3 | 21 | 20 | - | (MATC) | [66] |
| 11 | 圆瘤浮萍 | <i>Lemna gibba</i> | MATC | 18.06 | 7 | 25 | 4.8 | 18.06 | [67] |
| 12 | 浮萍 | <i>Lemna minor</i> | MATC | 26.48 | 7 | 25 | 4.8 | 26.48 | [67] |
| 13 | 霍甫水丝蚓 | <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> | NOEC | 2.2 | 28 | 24 | 7.5 | 2.735 | 自测 |
| 14 | 霍甫水丝蚓 | <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> | LOEC | 3.4 | 28 | 24 | 7.5 | (MATC) | 自测 |
| 15 | 泥鳅 | <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> | NOEC | 1.5 | 28 | 23 | 7.4 | 1.817 | 自测 |
| 16 | 泥鳅 | <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> | LOEC | 2.2 | 28 | 23 | 7.4 | (MATC) | 自测 |
| 17 | 中华锯齿米虾 | <i>Neocaridina denticulata sinensis</i> | NOEC | 5.0 | 28 | 21 | 7.8 | 7.071 | 自测 |

| 序号 | 物种名称 | 物种拉丁名 | 效应终点 | 毒性值 ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 观察时间 (d) | 温度 ($^{\circ}\text{C}$) | pH 值 | CTV ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$) | 来源 |
|----|---------|---|------------------|--|-------------|------------------------------|---------|--|------|
| 18 | 中华锯齿米虾 | <i>Neocaridina denticulata sinensis</i> | LOEC | 10.0 | 28 | 21 | 7.8 | (MATC) | 自测 |
| 19 | 弓背鱼 | <i>Notopterus notopterus</i> | NOEC | 0.63 | 30 | - | - | 0.7275 | [68] |
| 20 | 弓背鱼 | <i>Notopterus notopterus</i> | LOEC | 0.84 | 30 | - | - | (MATC) | [68] |
| 21 | 虹鳟 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | MATC | 1.095 | 35 | - | - | 1.095 | [69] |
| 22 | 虹鳟 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | MATC | 0.157 | 90 | 10.2 | 7.6 | 0.157 | [52] |
| 23 | 日本青鳉 | <i>Oryzias latipes</i> | MATC | 3.94 | 28 | 25 | 7.9 | 3.94 | [55] |
| 24 | 近头状伪蹄形藻 | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> | EC ₅₀ | 175 | 14 | - | - | 175 | [70] |
| 25 | 拟鲤 | <i>Rutilus rutilus</i> | NOEC | 6.3 | 122 | - | - | 12.55 | [71] |
| 26 | 拟鲤 | <i>Rutilus rutilus</i> | LOEC | 25 | 122 | - | - | (MATC) | [71] |
| 27 | 近具刺链带藻 | <i>Scenedesmus subspicatus</i> | EC ₅₀ | 229 | 3 | 20 | 8.5 | 229 | [72] |
| 28 | 斜生栅藻 | <i>Scenedesmus obliquus</i> | EC ₅₀ | 319.65 | 4 | 27 | 7 | 319.65 | [64] |
| 29 | 斜生栅藻 | <i>Scenedesmus obliquus</i> | EC ₅₀ | 389.9 | 4 | 24 | - | 389.9 | [73] |
| 30 | 斜生栅藻 | <i>Scenedesmus obliquus</i> | EC ₅₀ | 81.4 | 4 | 23 | 7.0-8.5 | 81.4 | [74] |
| 31 | 斜生栅藻 | <i>Scenedesmus obliquus</i> | EC ₅₀ | 341 | 4 | 24 | - | 341 | [75] |

附录 C 实验室自测毒性数据实验报告

C.1 苯酚对草鱼的 96 h 急性毒性实验

C.1.1 材料与方法

C.1.1.1 实验方法

参考《化学品测试方法》（第二版）“203 鱼类急性毒性试验”。

C.1.1.2 化学试剂

苯酚（分析纯）。

C.1.1.3 受试生物

草鱼幼鱼（*Ctenopharyngodon idellus*）：体长 51.7 ± 5.1 mm，体重 2.7 ± 0.3 g。

C.1.1.4 预实验设计

实验开始前将草鱼在暴露实验条件下驯养至少一周，驯养期间死亡率低于 5%。

采用半静态实验方法，以室温条件下至少强制曝气 24 h 去除余氯的自来水为实验用水，设定 8 个实验组（1 个空白对照组，7 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、2.5 mg/L、5.0 mg/L、10.0 mg/L、20.0 mg/L、40.0 mg/L、80.0 mg/L、160.0 mg/L，不设重复组。备 8 个容器，每个容积 15 L，分别放入 10 L 溶液，每个容器中放 10 尾鱼，暴露前 24 h 停止喂食。实验过程中溶液不强制曝气，每 24 h 更换 100% 相应浓度溶液，保持溶液温度为 $23 \pm 1^\circ\text{C}$ 。暴露时间为 48 h，每天观察并记录受试鱼死亡情况，及时清除死鱼。死亡判断标准为用玻璃棒轻触鱼的尾部，没有反应即认为死亡。

C.1.1.5 正式实验设计

以至少强制曝气 24 h 的自来水为实验用水，根据预实验结果设定 6 个实验组（1 个空白对照组，5 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、18.0 mg/L、21.6 mg/L、25.9 mg/L、31.1 mg/L、37.3 mg/L。每个实验组设置 3 个重复组，随机编号#1、#2 和#3，相同编号的重复组组成 1 个平行组，共 3 个平行组，依次编号为平行组 A、平行组 B 和平行组 C。备 18 个容器，每个容积 15 L，分别放入 10 L 溶液，随机选取 10 尾鱼放入每个实验容器中。

采用半静态实验方法，实验过程中溶液不强制曝气，每 24 h 更新苯酚溶液 1 次以维持相对稳定的浓度，换液前后分别测定各溶液溶解氧、pH 值和温度以及最高和最低浓度组的苯酚浓度，保持溶液温度为 $23 \pm 1^\circ\text{C}$ ，pH 值为 7.5 ± 0.3 ，溶解氧超过饱和溶解度的 60%，苯酚浓度波动不超过 20%。实验暴露周期为 96 h，每天观察并记录受试鱼死亡情况，及时清除死鱼。

C.1.1.6 数据分布检验

（1）正态分布检验。对每个平行组草鱼的 96 h 死亡率数据分别进行正态分布检验（S-W 检验）：

(2)单因素方差分析。对3个平行组草鱼的96 h死亡率数据进行组间方差齐性检验(Levene 检验)和均值差异分析(Tukey 检验)。

C.1.1.7 模型拟合

(1)受试生物的96 h平均死亡率。对于符合正态分布、满足方差齐性且3个平行组间受试生物的96 h死亡率均值无显著性差异的数据,利用公式C-1计算各实验组受试生物的96 h平均死亡率。

$$\bar{D}_{j=1}^h = \frac{D_{j,1} + D_{j,2} + D_{j,3}}{3} \quad (\text{C-1})$$

式中: \bar{D} —实验组j受试生物96 h平均死亡率, %;

$D_{j,1}$ —实验组j的“#1受试生物”的96 h死亡率, %;

$D_{j,2}$ —实验组j的“#2受试生物”的96 h死亡率, %;

$D_{j,3}$ —实验组j的“#3受试生物”的96 h死亡率, %;

j—某一实验组,无量纲;

h—实验组j的个数,个。

(2)线性拟合。依据文献^[76],将各实验组受试生物96 h平均死亡率转换为概率单位;以各实验组苯酚浓度的常用对数值(浓度对数)为自变量X,以相应的各实验组概率单位为因变量Y进行线性拟合分析,得到苯酚对草鱼96 h急性毒性实验的线性回归方程。

C.1.1.8 苯酚对草鱼的96 h急性毒性值 LC_{50} 推导

利用线性回归方程,推导苯酚对草鱼的96 h急性毒性值 LC_{50} ,具体步骤为:

- 1)将 $Y = 5$ (对应平均死亡率为50%)代入线性回归方程,计算获得X值;
- 2)将X取反对数即得到以苯酚浓度表示的 LC_{50} 值;
- 3)依据文献^[76]计算获得 LC_{50} 的95%置信区间。

C.1.1.9 数据分析软件

本实验数据分析采用的软件为OriginPro 9.0.0(OriginLab)。

C.1.2 实验结果

C.1.2.1 预实验

苯酚溶液浓度大于10.0 mg/L时草鱼出现死亡,溶液浓度超过40.0 mg/L时草鱼全部死亡。

C.1.2.2 正式实验

苯酚对草鱼96 h的急性毒性实验结果见表C-1。

数据分布检验结果显示(表C-2),3个平行组草鱼的96 h死亡率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间草鱼的96 h死亡率均值无显著性差异,满足对草鱼96 h的苯酚急性毒性数据进行线性拟合的条件。

苯酚对草鱼96 h急性毒性实验的线性回归方程及苯酚对草鱼96 h的急性毒性值 LC_{50} 见表

C-3。

表 C-1 苯酚对草鱼 96 h 的急性毒性实验结果

| 实验组 j | 浓度对数 | 重复组 | 受试生物数量 (个) | 死亡数量 (个) | 死亡率 (%) | 平均死亡率 (%) | 概率单位 |
|-----------|--------|-----|------------|----------|---------|-----------|------|
| 空白对照 | - | #1 | 10 | 0 | 0 | 0 | - |
| | | #2 | 10 | 0 | 0 | | |
| | | #3 | 10 | 0 | 0 | | |
| 18.0 mg/L | 1.2553 | #1 | 10 | 1 | 10 | 17 | 4.05 |
| | | #2 | 10 | 2 | 20 | | |
| | | #3 | 10 | 2 | 20 | | |
| 21.6 mg/L | 1.3345 | #1 | 10 | 3 | 30 | 33 | 4.56 |
| | | #2 | 10 | 4 | 40 | | |
| | | #3 | 10 | 3 | 30 | | |
| 25.9 mg/L | 1.4136 | #1 | 10 | 4 | 40 | 47 | 4.92 |
| | | #2 | 10 | 5 | 50 | | |
| | | #3 | 10 | 5 | 50 | | |
| 31.1 mg/L | 1.4928 | #1 | 10 | 7 | 70 | 77 | 5.74 |
| | | #2 | 10 | 8 | 80 | | |
| | | #3 | 10 | 8 | 80 | | |
| 37.3 mg/L | 1.5717 | #1 | 10 | 9 | 90 | 97 | 6.88 |
| | | #2 | 10 | 10 | 100 | | |
| | | #3 | 10 | 10 | 100 | | |

表 C-2 苯酚对草鱼 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.7595$ |
| | 平行组B | $p = 0.9379$ |
| | 平行组C | $p = 0.8465$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.0452, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.5588, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.4470, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.1118, p > 0.05$ |

表 C-3 苯酚对草鱼 96 h 的急性毒性线性拟合结果

| 拟合方程 | r^2 | p | 96 h-LC ₅₀ (95%置信区间) (苯酚, $\mu\text{g/L}$) | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH值 |
|----------------------|--------|--------|---|--------------------------------|-----------|
| $y = 8.638x - 6.982$ | 0.9509 | < 0.01 | 2.438×10^4 ($2.279 \times 10^4 \sim 2.608 \times 10^4$) | 23 | 7.5 |

C.2 苯酚对鲫鱼的 96 h 急性毒性实验

C.2.1 材料与方法

C.2.1.1 实验方法

同“C.1.1.1 实验方法”。

C.2.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.2.1.3 受试生物

鲫鱼幼鱼 (*Carassius auratus*)：体长 79.7 ± 6.0 mm，体重 12.2 ± 1.1 g。

C.2.1.4 预实验设计

备 8 个容器，每个容积 40 L，分别放入 35 L 溶液，其他实验设计同“C.1.1.4 预实验设计”。

C.2.1.5 正式实验设计

根据预实验结果设定 6 个实验组（1 个空白对照组，5 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、30.8 mg/L、33.9 mg/L、37.3 mg/L、41.0 mg/L、45.1 mg/L；保持溶液温度为 $23 \pm 1^\circ\text{C}$ ，溶液 pH 值为 7.7 ± 0.5 ；备 18 个容器，每个容积 40 L，分别放入 35 L 溶液；其他实验设计同“C.1.1.5 正式实验设计”。

C.2.1.6 数据分布检验

同“C.1.1.6 数据分布检验”。

C.2.1.7 模型拟合

同“C.1.1.7 模型拟合”。

C.2.1.8 苯酚对鲫鱼的 96 h 急性毒性值 LC_{50} 推导

利用线性回归方程，推导苯酚对鲫鱼的 96 h 急性毒性值 LC_{50} ，具体步骤同“C.1.1.8 苯酚对草鱼的 96 h 急性毒性值 LC_{50} 推导”。

C.2.1.9 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.2.2 实验结果

C.2.2.1 预实验

苯酚溶液浓度大于 20.0 mg/L 时鲫鱼出现死亡，溶液浓度超过 80.0 mg/L 时鲫鱼全部死亡。

C.2.2.2 正式实验

苯酚对鲫鱼 96 h 的急性毒性实验结果见表 C-4。

数据分布检验结果显示（表 C-5），3 个平行组鲫鱼的 96 h 死亡率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间鲫鱼的 96 h 死亡率均值无显著性差异，满足对鲫鱼 96 h 的苯酚急性毒性数

据进行线性拟合的条件。

苯酚对鲫鱼96 h急性毒性实验的线性回归方程及苯酚对鲫鱼96 h的急性毒性值 LC_{50} 见表C-6。

表 C-4 苯酚对鲫鱼 96 h 的急性毒性实验结果

| 实验组 j | 浓度对数 | 重复组 | 受试生物数量 (个) | 死亡数量 (个) | 死亡率 (%) | 平均死亡率 (%) | 概率单位 |
|-----------|--------|-----|------------|----------|---------|-----------|------|
| 空白对照 | - | #1 | 10 | 0 | 0 | 0 | - |
| | | #2 | 10 | 0 | 0 | | |
| | | #3 | 10 | 0 | 0 | | |
| 30.8 mg/L | 1.4886 | #1 | 10 | 3 | 30 | 37 | 4.67 |
| | | #2 | 10 | 4 | 40 | | |
| | | #3 | 10 | 4 | 40 | | |
| 33.9 mg/L | 1.5299 | #1 | 10 | 5 | 50 | 53 | 5.08 |
| | | #2 | 10 | 6 | 60 | | |
| | | #3 | 10 | 5 | 50 | | |
| 37.3 mg/L | 1.5717 | #1 | 10 | 7 | 70 | 73 | 5.61 |
| | | #2 | 10 | 7 | 70 | | |
| | | #3 | 10 | 8 | 80 | | |
| 41.0 mg/L | 1.6127 | #1 | 10 | 8 | 80 | 87 | 6.13 |
| | | #2 | 10 | 9 | 90 | | |
| | | #3 | 10 | 9 | 90 | | |
| 45.1 mg/L | 1.6541 | #1 | 10 | 10 | 100 | 100 | - |
| | | #2 | 10 | 10 | 100 | | |
| | | #3 | 10 | 10 | 100 | | |

表 C-5 苯酚对鲫鱼 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.9490$ |
| | 平行组B | $p = 0.7465$ |
| | 平行组C | $p = 0.6338$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.0441, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.3342, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.3342, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.0000, p > 0.05$ |

表 C-6 苯酚对鲫鱼 96 h 的急性毒性线性拟合结果

| 拟合方程 | r^2 | p | 96 h- LC_{50} (95%置信区间) (苯酚, $\mu\text{g/L}$) | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH值 |
|------------------------|--------|--------|---|--------------------------------|-----------|
| $y = 11.862x - 13.021$ | 0.9968 | < 0.01 | 3.305×10^4 ($3.150 \times 10^4 \sim 3.472 \times 10^4$) | 23 | 7.7 |

C.3 苯酚对鲢鱼的 96 h 急性毒性实验

C.3.1 材料与方法

C.3.1.1 实验方法

同“C.1.1.1 实验方法”。

C.3.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.3.1.3 受试生物

鲢鱼幼鱼 (*Hypophthalmichthys molitrix*)：体长 69.1 ± 5.0 mm，体重 4.1 ± 0.5 g。

C.3.1.4 预实验设计

备 8 个容器，每个容积 40 L，分别放入 35 L 溶液，其他实验设计同“C.1.1.4 预实验设计”。

C.3.1.5 正式实验设计

根据预实验结果设定 7 个实验组（1 个空白对照组，6 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、12.0 mg/L、14.4 mg/L、17.3 mg/L、20.7 mg/L、24.9 mg/L、29.9 mg/L；保持溶液温度为 $23 \pm 1^\circ\text{C}$ ，溶液 pH 值为 7.1 ± 0.2 ；备 21 个容器，每个容积 40 L，分别放入 35 L 溶液；其他实验设计同“C.1.1.5 正式实验设计”。

C.3.1.6 数据分布检验

同“C.1.1.6 数据分布检验”。

C.3.1.7 模型拟合

同“C.1.1.7 模型拟合”。

C.3.1.8 苯酚对鲢鱼的 96 h 急性毒性值 LC_{50} 推导

利用线性回归方程，推导苯酚对鲢鱼的 96 h 急性毒性值 LC_{50} ，具体步骤同“C.1.1.8 苯酚对草鱼的 96 h 急性毒性值 LC_{50} 推导”。

C.3.1.9 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.3.2 实验结果

C.3.2.1 预实验

苯酚溶液浓度大于 10.0 mg/L 时鲢鱼出现死亡，溶液浓度超过 40.0 mg/L 时鲢鱼全部死亡。

C.3.2.2 正式实验

苯酚对鲢鱼 96 h 的急性毒性实验结果见表 C-7。

数据分布检验结果显示（表 C-8），3 个平行组鲢鱼的 96 h 死亡率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间鲢鱼的 96 h 死亡率均值无显著性差异，满足对鲢鱼 96 h 的苯酚急性毒

性数据进行线性拟合的条件。

苯酚对鲢鱼 96 h 急性毒性实验的线性回归方程及苯酚对鲢鱼 96 h 的急性毒性值 LC_{50} 见表 C-9。

表 C-7 苯酚对鲢鱼 96 h 的急性毒性实验结果

| 实验组 j | 浓度对数 | 重复组 | 受试生物数量 (个) | 死亡数量 (个) | 死亡率 (%) | 平均死亡率 (%) | 概率单位 |
|-----------|--------|-----|------------|----------|---------|-----------|------|
| 空白对照 | - | #1 | 10 | 0 | 0 | 0 | - |
| | | #2 | 10 | 0 | 0 | | |
| | | #3 | 10 | 0 | 0 | | |
| 12.0 mg/L | 1.0792 | #1 | 10 | 4 | 40 | 33 | 4.56 |
| | | #2 | 10 | 3 | 30 | | |
| | | #3 | 10 | 3 | 30 | | |
| 14.4 mg/L | 1.1584 | #1 | 10 | 4 | 40 | 47 | 4.92 |
| | | #2 | 10 | 5 | 50 | | |
| | | #3 | 10 | 5 | 50 | | |
| 17.3 mg/L | 1.2375 | #1 | 10 | 6 | 60 | 67 | 5.44 |
| | | #2 | 10 | 7 | 70 | | |
| | | #3 | 10 | 7 | 70 | | |
| 20.7 mg/L | 1.3167 | #1 | 10 | 8 | 80 | 80 | 5.84 |
| | | #2 | 10 | 8 | 80 | | |
| | | #3 | 10 | 8 | 80 | | |
| 24.9 mg/L | 1.3959 | #1 | 10 | 9 | 90 | 93 | 6.48 |
| | | #2 | 10 | 9 | 90 | | |
| | | #3 | 10 | 10 | 100 | | |
| 29.9 mg/L | 1.4751 | #1 | 10 | 10 | 100 | 100 | - |
| | | #2 | 10 | 10 | 100 | | |
| | | #3 | 10 | 10 | 100 | | |

表 C-8 苯酚对鲢鱼 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.7113$ |
| | 平行组B | $p = 0.6798$ |
| | 平行组C | $p = 0.5462$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.0315, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.1053, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.2107, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.1053, p > 0.05$ |

表 C-9 苯酚对鲢鱼 96 h 的急性毒性线性拟合结果

| 拟合方程 | r^2 | p | 96 h-LC ₅₀ (95%置信区间) (苯酚, $\mu\text{g/L}$) | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH值 |
|----------------------|--------|--------|---|--------------------------------|-----------|
| $y = 6.012x - 1.992$ | 0.9911 | < 0.01 | 1.456×10^4 ($1.335 \times 10^4 \sim 1.587 \times 10^4$) | 23 | 7.1 |

C.4 苯酚对泥鳅的 96 h 急性毒性实验

C.4.1 材料与方法

C.4.1.1 实验方法

同“C.1.1.1 实验方法”。

C.4.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.4.1.3 受试生物

泥鳅幼鱼 (*Misgurnus anguillicaudatus*)：体长 $10.5 \pm 1.4 \text{ cm}$ ，体重 $8.2 \pm 1.2 \text{ g}$ 。

C.4.1.4 预实验设计

备 8 个容器，每个容积 30 L，分别放入 20 L 溶液，其他实验设计同“C.1.1.4 预实验设计”。

C.4.1.5 正式实验设计

根据预实验结果设定 6 个实验组（1 个空白对照组，5 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、18.0 mg/L、21.6 mg/L、25.9 mg/L、31.1 mg/L、37.3 mg/L；保持溶液温度为 $23 \pm 1^{\circ}\text{C}$ ，溶液 pH 值为 7.4 ± 0.3 ；备 18 个容器，每个容积 30 L，分别放入 20 L 溶液；其他实验设计同“C.1.1.5 正式实验设计”。

C.4.1.6 数据分布检验

同“C.1.1.6 数据分布检验”。

C.4.1.7 模型拟合

同“C.1.1.7 模型拟合”。

C.4.1.8 苯酚对泥鳅的 96 h 急性毒性值 LC₅₀ 推导

利用线性回归方程，推导苯酚对泥鳅的 96 h 急性毒性值 LC₅₀，具体步骤同“C.1.1.8 苯酚对草鱼的 96 h 急性毒性值 LC₅₀ 推导”。

C.4.1.9 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.4.2 实验结果

C.4.2.1 预实验

苯酚溶液浓度大于10.0 mg/L时泥鳅出现死亡，溶液浓度超过40.0 mg/L时泥鳅全部死亡。

C.4.2.2 正式实验

苯酚对泥鳅96 h的急性毒性实验结果见表C-10。

数据分布检验结果显示（表C-11），3个平行组泥鳅的96 h死亡率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间泥鳅的96 h死亡率均值无显著性差异，满足对泥鳅96 h的苯酚急性毒性数据进行线性拟合的条件。

苯酚对泥鳅96 h急性毒性实验的线性回归方程及苯酚对泥鳅96 h的急性毒性值 LC_{50} 见表C-12。

表 C-10 苯酚对泥鳅 96 h 的急性毒性实验结果

| 实验组 j | 浓度对数 | 重复组 | 受试生物数量 (个) | 死亡数量 (个) | 死亡率 (%) | 平均死亡率 (%) | 概率单位 |
|-----------|--------|-----|------------|----------|---------|-----------|------|
| 空白对照 | - | #1 | 10 | 0 | 0 | 0 | - |
| | | #2 | 10 | 0 | 0 | | |
| | | #3 | 10 | 0 | 0 | | |
| 18.0 mg/L | 1.2553 | #1 | 10 | 2 | 20 | 20 | 4.16 |
| | | #2 | 10 | 2 | 20 | | |
| | | #3 | 10 | 2 | 20 | | |
| 21.6 mg/L | 1.3345 | #1 | 10 | 3 | 30 | 37 | 4.67 |
| | | #2 | 10 | 4 | 40 | | |
| | | #3 | 10 | 4 | 40 | | |
| 25.9 mg/L | 1.4136 | #1 | 10 | 4 | 40 | 47 | 4.92 |
| | | #2 | 10 | 5 | 50 | | |
| | | #3 | 10 | 5 | 50 | | |
| 31.1mg/L | 1.4928 | #1 | 10 | 8 | 80 | 80 | 5.84 |
| | | #2 | 10 | 8 | 80 | | |
| | | #3 | 10 | 8 | 80 | | |
| 37.3 mg/L | 1.5717 | #1 | 10 | 9 | 90 | 97 | 6.88 |
| | | #2 | 10 | 10 | 100 | | |
| | | #3 | 10 | 10 | 100 | | |

表 C-11 苯酚对泥鳅 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.5931$ |
| | 平行组B | $p = 0.9379$ |
| | 平行组C | $p = 0.9379$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.0016, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.3363, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.3363, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.0000, p > 0.05$ |

表 C-12 苯酚对泥鳅 96 h 的急性毒性线性拟合结果

| 拟合方程 | r^2 | p | 96 h-LC ₅₀ (95%置信区间) (苯酚, $\mu\text{g/L}$) | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH值 |
|----------------------|--------|--------|---|--------------------------------|-----------|
| $y = 8.261x - 6.394$ | 0.9472 | < 0.01 | 2.395×10^4 ($2.235 \times 10^4 \sim 2.574 \times 10^4$) | 23 | 7.4 |

C.5 苯酚对霍甫水丝蚓的 96 h 急性毒性实验

C.5.1 材料与方法

C.5.1.1 实验方法

同“C.1.1.1 实验方法”。

C.5.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.5.1.3 受试生物

霍甫水丝蚓 (*Limnodrilus hoffmeisteri*)：体长 3.0 ± 0.5 cm，体重（干重） 3.3 ± 0.4 mg。

C.5.1.4 预实验设计

实验开始前将霍甫水丝蚓在预实验条件下驯养至少 2 周，驯养期间死亡率低于 5%。

采用半静态实验方法，以室温条件下至少强制曝气 48 h 去除余氯的自来水为实验用水，设定 6 个实验组（1 个空白对照组，5 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、10.0 mg/L、100.0 mg/L、200.0 mg/L、500.0 mg/L、1000.0 mg/L，每个实验组设置 3 个重复组。备 18 个容器，每个容积 250 mL，分别放入 100 mL 溶液，每个容器中放入 10 条霍甫水丝蚓，暴露前 24 h 停止喂食。实验过程中溶液不强制曝气，每 24 h 更换 100% 相应浓度溶液，保持溶液温度为 24 ± 1 $^{\circ}\text{C}$ ，暴露时间为 96 h，每天观察并记录受试霍甫水丝蚓死亡情况，及时清除死虫。死亡判断标准为霍甫水丝蚓身体颜色变白，用玻璃棒轻触霍甫水丝蚓的身体，没有反应即认为死亡。

C.5.1.5 正式实验设计

以至少强制曝气 48 h 的自来水为实验用水，根据预实验结果设定 6 个实验组（1 个空白对照组，5 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、40.0 mg/L、80.0 mg/L、160.0 mg/L、320.0 mg/L、640.0 mg/L。每个实验组设置 3 个重复组，随机编号#1、#2 和#3，相同编号的重复组组成 1 个平行组，共 3 个平行组，依次编号为平行组 A、平行组 B 和平行组 C。备 18 个容器，每个容积 250 mL，分别放入 100 mL 溶液，随机选取 10 条霍甫水丝蚓放入每个容器中，实验负荷比小于 0.5 g/L。

采用半静态实验方法，实验过程中溶液不强制曝气，每 24 h 更换 100% 相应浓度溶液，换液前后分别测定各溶液溶解氧、pH 值和温度以及最高和最低浓度组的苯酚浓度，保持溶液温度为 24 ± 1 $^{\circ}\text{C}$ ，pH 值为 7.1 ± 0.3 ，溶解氧超过饱和溶解度的 80%，苯酚浓度波动不超

过 20%。实验暴露周期为 96 h，每天观察并记录受试霍甫水丝蚓死亡情况，及时清除死虫。

C.5.1.6 数据分布检验

同“C.1.1.6 数据分布检验”。

C.5.1.7 模型拟合

同“C.1.1.7 模型拟合”。

C.5.1.8 苯酚对霍甫水丝蚓的96 h急性毒性值 LC_{50} 推导

利用线性回归方程，推导苯酚对霍甫水丝蚓的96 h急性毒性值 LC_{50} ，具体步骤同“C.1.1.8 苯酚对草鱼的96 h急性毒性值 LC_{50} 推导”。

C.5.1.9 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.5.2 实验结果

C.5.2.1 预实验

苯酚溶液浓度大于10.0 mg/L时霍甫水丝蚓出现死亡，溶液浓度超过1000.0 mg/L时霍甫水丝蚓全部死亡。

C.5.2.2 正式实验

苯酚对霍甫水丝蚓96 h的急性毒性实验结果见表C-13。

数据分布检验结果显示（表C-14），3个平行组霍甫水丝蚓的96 h死亡率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间霍甫水丝蚓的96 h死亡率均值无显著性差异，满足对霍甫水丝蚓96 h的苯酚急性毒性数据进行线性拟合的条件。

苯酚对霍甫水丝蚓96 h急性毒性实验的线性回归方程及苯酚对霍甫水丝蚓96 h的急性毒性值 LC_{50} 见表C-15。

表 C-13 苯酚对霍甫水丝蚓 96 h 的急性毒性实验结果

| 实验组 j | 浓度对数 | 重复组 | 受试生物数量(个) | 死亡数量(个) | 死亡率(%) | 平均死亡率(%) | 概率单位 |
|------------|--------|-----|-----------|---------|--------|----------|------|
| 空白对照 | - | #1 | 10 | 0 | 0 | 0 | - |
| | | #2 | 10 | 0 | 0 | | |
| | | #3 | 10 | 0 | 0 | | |
| 40.0 mg/L | 1.6020 | #1 | 10 | 1 | 10 | 13 | 3.87 |
| | | #2 | 10 | 1 | 10 | | |
| | | #3 | 10 | 2 | 20 | | |
| 80.0 mg/L | 1.9030 | #1 | 10 | 3 | 30 | 27 | 4.39 |
| | | #2 | 10 | 2 | 20 | | |
| | | #3 | 10 | 3 | 30 | | |
| 160.0 mg/L | 2.2041 | #1 | 10 | 4 | 40 | 43 | 4.82 |
| | | #2 | 10 | 4 | 40 | | |
| | | #3 | 10 | 5 | 50 | | |

| 实验组 j | 浓度对数 | 重复组 | 受试生物数量(个) | 死亡数量(个) | 死亡率(%) | 平均死亡率(%) | 概率单位 |
|------------|--------|-----|-----------|---------|--------|----------|------|
| 320.0 mg/L | 2.5051 | #1 | 10 | 7 | 70 | 63 | 5.33 |
| | | #2 | 10 | 6 | 60 | | |
| | | #3 | 10 | 6 | 60 | | |
| 640.0 mg/L | 2.8061 | #1 | 10 | 10 | 100 | 97 | 6.88 |
| | | #2 | 10 | 9 | 90 | | |
| | | #3 | 10 | 10 | 100 | | |

表 C-14 苯酚对霍甫水丝蚓 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.7386$ |
| | 平行组B | $p = 0.7124$ |
| | 平行组C | $p = 0.9181$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.0274, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.3446, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.1149, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.4594, p > 0.05$ |

表 C-15 苯酚对霍甫水丝蚓 96 h 的急性毒性线性拟合结果

| 拟合方程 | r^2 | p | 96 h-LC ₅₀ (95%置信区间) (苯酚, $\mu\text{g/L}$) | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH值 |
|----------------------|--------|--------|---|--------------------------------|-----------|
| $y = 2.312x - 0.038$ | 0.9126 | < 0.01 | 1.510×10^5 ($1.174 \times 10^5 \sim 1.943 \times 10^5$) | 24 | 7.1 |

C.6 苯酚对中华锯齿米虾的 96 h 急性毒性实验

C.6.1 材料与方法

C.6.1.1 实验方法

同“C.1.1.1 实验方法”。

C.6.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.6.1.3 受试生物

中华锯齿米虾 (*Neocaridina denticulata sinensis*)：体长 18.4 ± 2.3 mm，体重 52.9 ± 12.2 mg。

C.6.1.4 预实验设计

实验开始前将中华锯齿米虾在暴露实验条件下驯养至少一周，驯养期间死亡率低于 5%。

采用流水式实验方法，以室温条件下至少强制曝气 24 h 去除余氯的自来水为实验用水，设定 8 个实验组（1 个空白对照组，7 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、1.0 mg/L、5.0 mg/L、10.0 mg/L、20.0 mg/L、50.0 mg/L、100.0 mg/L、200.0 mg/L，不设重复组。备 8 个容器，每个容积 20 L，分别放入 15 L 溶液，每个容器放 10 尾虾，暴露前 24 h 停止喂食。实验过程中溶液不强制曝气，更新溶液的速率为 15L/d，保持溶液温度为 $22 \pm 1^\circ\text{C}$ 。暴露时间为 96 h，每天观察并记录受试虾死亡情况，及时清除死虾。死亡判断标准为虾俯卧或侧卧于容器底部，用玻璃棒反复触碰虾体，没有反应即认为死亡。

C.6.1.5 正式实验设计

以至少强制曝气 24 h 的自来水为实验用水，根据预实验结果设定 9 个实验组（1 个空白对照组，8 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、17.4 mg/L、20.8 mg/L、25.0 mg/L、30.0 mg/L、36.0 mg/L、43.2 mg/L、51.8 mg/L、62.2 mg/L。每个实验组设置 3 个重复组，随机编号#1、#2 和#3，相同编号的重复组组成 1 个平行组，共 3 个平行组，依次编号为平行组 A、平行组 B 和平行组 C。备 27 个容器，每个容积 20 L，分别放入 15 L 溶液，随机选取 10 尾虾放入每个实验容器中。

采用流水式实验方法，实验过程中溶液不强制曝气，更新溶液的速率为 15L/d，保持溶液温度为 $22 \pm 1^\circ\text{C}$ ，pH 值为 7.8 ± 0.1 ，溶解氧超过饱和溶解度的 80%，苯酚浓度波动不超过 20%。实验暴露周期为 96 h，每天观察并记录受试虾死亡情况，及时清除死虾。

C.6.1.6 数据分布检验

同“C.1.1.6 数据分布检验”。

C.6.1.7 模型拟合

同“C.1.1.7 模型拟合”。

C.6.1.8 苯酚对中华锯齿米虾的96 h急性毒性值 LC_{50} 推导

利用线性回归方程，推导苯酚对中华锯齿米虾的 96 h 急性毒性值 LC_{50} ，具体步骤同“C.1.1.8 苯酚对草鱼的 96 h 急性毒性值 LC_{50} 推导”。

C.6.1.9 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.6.2 实验结果

C.6.2.1 预实验

苯酚溶液浓度大于 10.0 mg/L 时中华锯齿米虾出现死亡，溶液浓度超过 100.0 mg/L 时中华锯齿米虾全部死亡。

C.6.2.2 正式实验

苯酚对中华锯齿米虾 96 h 的急性毒性实验结果见表 C-16。

数据分布检验结果显示（表 C-17），3 个平行组中华锯齿米虾的 96 h 死亡率符合正态

分布、满足方差齐性且平行组间中华锯齿米虾的 96 h 死亡率均值无显著性差异，满足对中华锯齿米虾 96 h 的苯酚急性毒性数据进行线性拟合的条件。

苯酚对中华锯齿米虾 96 h 急性毒性实验的线性回归方程及苯酚对中华锯齿米虾 96 h 的急性毒性值 LC_{50} 见表 C-18。

表 C-16 苯酚对中华锯齿米虾 96 h 的急性毒性实验结果

| 实验组 j | 浓度对数 | 重复组 | 受试生物数量 (个) | 死亡数量 (个) | 死亡率 (%) | 平均死亡率 (%) | 概率单位 |
|-----------|--------|-----|------------|----------|---------|-----------|------|
| 空白对照 | - | #1 | 10 | 0 | 0 | 0 | - |
| | | #2 | 10 | 0 | 0 | | |
| | | #3 | 10 | 0 | 0 | | |
| 17.4mg/L | 1.2395 | #1 | 10 | 1 | 10 | 13 | 3.87 |
| | | #2 | 10 | 1 | 10 | | |
| | | #3 | 10 | 2 | 20 | | |
| 20.8 mg/L | 1.3187 | #1 | 10 | 1 | 10 | 20 | 4.16 |
| | | #2 | 10 | 2 | 20 | | |
| | | #3 | 10 | 3 | 30 | | |
| 25.0 mg/L | 1.3979 | #1 | 10 | 2 | 20 | 30 | 4.48 |
| | | #2 | 10 | 3 | 30 | | |
| | | #3 | 10 | 4 | 40 | | |
| 30.0 mg/L | 1.4771 | #1 | 10 | 5 | 50 | 43 | 4.82 |
| | | #2 | 10 | 5 | 50 | | |
| | | #3 | 10 | 3 | 30 | | |
| 36.0 mg/L | 1.5563 | #1 | 10 | 4 | 40 | 60 | 5.25 |
| | | #2 | 10 | 7 | 70 | | |
| | | #3 | 10 | 7 | 70 | | |
| 43.2 mg/L | 1.6355 | #1 | 10 | 6 | 60 | 70 | 5.52 |
| | | #2 | 10 | 7 | 70 | | |
| | | #3 | 10 | 8 | 80 | | |
| 51.8 mg/L | 1.7147 | #1 | 10 | 8 | 80 | 90 | 6.28 |
| | | #2 | 10 | 10 | 100 | | |
| | | #3 | 10 | 9 | 90 | | |
| 62.2 mg/L | 1.7939 | #1 | 10 | 10 | 100 | 97 | 6.88 |
| | | #2 | 10 | 10 | 100 | | |
| | | #3 | 10 | 9 | 90 | | |

表 C-17 苯酚对中华锯齿米虾 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.5579$ |
| | 平行组B | $p = 0.4321$ |
| | 平行组C | $p = 0.3026$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.0933, p > 0.05$ |

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.7608, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.7607, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.0000, p > 0.05$ |

表 C-18 苯酚对中华锯齿米虾 96 h 的急性毒性线性拟合结果

| 拟合方程 | r^2 | p | 96 h-LC ₅₀ (95%置信区间) (苯酚, $\mu\text{g/L}$) | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH值 |
|----------------------|--------|--------|---|--------------------------------|-----------|
| $y = 5.295x - 2.873$ | 0.9725 | < 0.01 | 3.069×10^4 ($2.824 \times 10^4 \sim 3.335 \times 10^4$) | 22 | 7.8 |

C.7 苯酚对中华圆田螺的 96 h 急性毒性实验

C.7.1 材料与方法

C.7.1.1 实验方法

同“C.1.1.1 实验方法”。

C.7.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.7.1.3 受试生物

中华圆田螺 (*Cipangopaludina cahayensis*)：壳高 21.0 ± 1.4 mm，体重 2.3 ± 0.3 g。

C.7.1.4 预实验设计

设定 8 个实验组 (1 个空白对照组, 7 个浓度组), 苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、50.0 mg/L、100.0 mg/L、150.0 mg/L、250.0 mg/L、300.0 mg/L、400.0 mg/L、500.0 mg/L; 保持溶液温度为 $21 \pm 1^{\circ}\text{C}$ 。每天观察螺的附着力、活力及死亡情况并记录, 及时清除死螺。死亡判断标准为用解剖针多次触碰其厣部 (螺类介壳口圆片状的盖), 没有反应即认为死亡。其他实验设计同“C.6.1.4 预实验设计”。

C.7.1.5 正式实验设计

根据预实验结果设定 9 个实验组 (1 个空白对照组, 8 个浓度组), 苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、120.6 mg/L、144.7 mg/L、173.6 mg/L、208.3 mg/L、250.0 mg/L、300.0 mg/L、360.0 mg/L、432.0 mg/L; 保持溶液温度为 $21 \pm 1^{\circ}\text{C}$, pH 值为 7.6 ± 0.1 。每天观察螺的附着力、活力及死亡情况并记录, 及时清除死螺。其他实验设计同“C.6.1.5 正式实验设计”。

C.7.1.6 数据分布检验

同“C.1.1.6 数据分布检验”。

C.7.1.7 模型拟合

同“C.1.1.7 模型拟合”。

C.7.1.8 苯酚对中华圆田螺的96 h急性毒性值LC₅₀推导

利用线性回归方程, 推导苯酚对中华圆田螺的96 h急性毒性值LC₅₀, 具体步骤同“C.1.1.8 苯酚对草鱼的96 h急性毒性值LC₅₀推导”。

C.7.1.9 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.7.2 实验结果

C.7.2.1 预实验

苯酚溶液浓度大于100.0 mg/L时中华圆田螺出现死亡, 溶液浓度超过500.0 mg/L时中华圆田螺全部死亡。

C.7.2.2 正式实验

苯酚对中华圆田螺96 h的急性毒性实验结果见表C-19。

数据分布检验结果显示(表C-20), 3个平行组中华圆田螺的96 h死亡率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间中华圆田螺的96 h死亡率均值无显著性差异, 满足对中华圆田螺96 h的苯酚急性毒性数据进行线性拟合的条件。

苯酚对中华圆田螺96 h急性毒性实验的线性回归方程及苯酚对中华圆田螺96 h的急性毒性值LC₅₀见表C-21。

表 C-19 苯酚对中华圆田螺 96 h 的急性毒性实验结果

| 实验组 j | 浓度对数 | 重复组 | 受试生物数量(个) | 死亡数量(个) | 死亡率(%) | 平均死亡率(%) | 概率单位 |
|------------|--------|-----|-----------|---------|--------|----------|------|
| 空白对照 | - | #1 | 10 | 0 | 0 | 0 | - |
| | | #2 | 10 | 0 | 0 | | |
| | | #3 | 10 | 0 | 0 | | |
| 120.6 mg/L | 1.2395 | #1 | 10 | 0 | 0 | 10 | 3.72 |
| | | #2 | 10 | 1 | 10 | | |
| | | #3 | 10 | 2 | 20 | | |
| 144.7 mg/L | 1.3187 | #1 | 10 | 3 | 30 | 30 | 4.48 |
| | | #2 | 10 | 3 | 30 | | |
| | | #3 | 10 | 3 | 30 | | |
| 173.6 mg/L | 1.3979 | #1 | 10 | 4 | 40 | 37 | 4.67 |
| | | #2 | 10 | 3 | 30 | | |
| | | #3 | 10 | 4 | 40 | | |
| 208.3 mg/L | 1.4771 | #1 | 10 | 4 | 40 | 50 | 5.00 |
| | | #2 | 10 | 6 | 60 | | |
| | | #3 | 10 | 5 | 50 | | |
| 250.0 mg/L | 1.5563 | #1 | 10 | 5 | 50 | 63 | 5.33 |
| | | #2 | 10 | 7 | 70 | | |
| | | #3 | 10 | 7 | 70 | | |

| 实验组 j | 浓度对数 | 重复组 | 受试生物数量 (个) | 死亡数量 (个) | 死亡率 (%) | 平均死亡率 (%) | 概率单位 |
|------------|--------|-----|------------|----------|---------|-----------|------|
| 300.0 mg/L | 1.6355 | #1 | 10 | 8 | 80 | 87 | 6.13 |
| | | #2 | 10 | 8 | 80 | | |
| | | #3 | 10 | 10 | 100 | | |
| 360.0 mg/L | 1.7147 | #1 | 10 | 10 | 100 | 100 | - |
| | | #2 | 10 | 10 | 100 | | |
| | | #3 | 10 | 10 | 100 | | |
| 432.0 mg/L | 1.7939 | #1 | 10 | 10 | 100 | 100 | - |
| | | #2 | 10 | 10 | 100 | | |
| | | #3 | 10 | 10 | 100 | | |

表 C-20 苯酚对中华圆田螺 96 h 的急性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.3042$ |
| | 平行组B | $p = 0.4321$ |
| | 平行组C | $p = 0.2780$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.0361, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.3538, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.6191, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.2653, p > 0.05$ |

表 C-21 苯酚对中华圆田螺 96 h 的急性毒性线性拟合结果

| 拟合方程 | r^2 | p | 96 h-LC ₅₀ (95%置信区间) (苯酚, $\mu\text{g/L}$) | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH值 |
|----------------------|--------|--------|---|--------------------------------|-----------|
| $y = 5.387x - 7.390$ | 0.9567 | < 0.01 | 1.995×10^5 ($1.826 \times 10^5 \sim 2.179 \times 10^5$) | 21 | 7.6 |

C.8 苯酚对紫背浮萍的 48 h 急性毒性实验

C.8.1 材料与方法

C.8.1.1 实验方法

参考《化学品测试方法》(第二版)“221 浮萍生长抑制试验”。

C.8.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.8.1.3 受试生物

紫背浮萍 (*Spirodela polyrrhiza*) : 12个叶状体初始总面积为 $85 \pm 5 \text{ mm}^2$ 。

C.8.1.4 预实验设计

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

采用静态实验方法，以120°C灭菌15 min的Swedish Standard培养基为实验用水，由于常温下苯酚在水体中浓度无法达到10000.0 mg/L，因此本实验采用丙酮助溶，设定7个实验组（1个空白对照组，1个溶剂对照组，5个浓度组），空白对照组丙酮和苯酚浓度均为0.0 mg/L，溶剂对照组丙酮浓度为0.1 mg/L、苯酚浓度为0.0 mg/L，5个浓度组丙酮浓度均为0.1 mg/L，苯酚浓度分别为 1.0 mg/L、10.0 mg/L、100.0 mg/L、1000.0 mg/L和10000.0 mg/L，不设重复组。备7个容器，每个容积250 mL，分别放入150 mL溶液，在无菌条件下，接入叶状体12片（3个克隆体），保持溶液温度为 $23 \pm 1^\circ\text{C}$ ，暴露时间为48 h，以紫背浮萍叶面积作为效应指标，利用计算机软件（Image J）通过图形分析并计算叶面积大小，实验开始和结束时观察并记录叶面积，及时清理枯死叶状体。

C.8.1.5 正式实验设计

以120°C灭菌15 min的Swedish Standard培养基为实验用水，根据预实验结果设定7个实验组（1个空白对照组，1个溶剂对照组，5个浓度组），空白对照组丙酮和苯酚浓度均为0.0 mg/L，溶剂对照组丙酮浓度为0.1 mg/L、苯酚浓度为0.0 mg/L，5个浓度组丙酮浓度均为0.1 mg/L，苯酚浓度分别为400.0 mg/L、800.0 mg/L、1600.0 mg/L、3200.0 mg/L和6400.0 mg/L。每个实验组设置3个重复组，随机编号#1、#2 和#3，相同编号的重复组组成1个平行组，共3个平行组，依次编号为平行组A、平行组B 和平行组C。备21个容器，每个容积250 mL，分别放入150 mL溶液，在无菌条件下，接入叶状体12片（3个克隆体），实验容器在培养箱中随机摆放。

采用静态实验方法，实验过程中每24 h分别测定各浓度组的溶解氧、pH值、温度以及苯酚浓度，保持溶液温度为 $24 \pm 1^\circ\text{C}$ ，pH值为 7.1 ± 0.3 ，溶解氧超过饱和溶解度的80%，苯酚浓度波动不超过20%。实验暴露周期为48 h，实验开始和结束时观察并记录叶面积，及时清理枯死叶状体。

C.8.1.6 受试生物的生长率、生长率抑制率和平均生长率抑制率

利用公式C-2计算各实验容器内的受试生物的生长率。

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

式中： U_z —实验容器z内的受试生物的生长率， d^{-1} ；

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

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

t_z —实验容器z实验开始与结束的间隔时间，d；

z—进行毒性实验的某一实验容器，无量纲。

利用公式 C-3 计算各实验容器内的受试生物的生长率抑制率。

$$V_z = \frac{\bar{U}_0 - U_z}{\bar{U}_0} \times 100\% \quad (\text{C-3})$$

式中： V_z —实验容器 z 内的受试生物的生长率抑制率，%；

\bar{U}_0 —空白对照组受试生物的生长率的算术平均值， d^{-1} ；

U_z —实验容器 z 内的受试生物的生长率， d^{-1} ；

z —进行毒性实验的某一实验容器，无量纲。

利用公式 C-4 计算各浓度实验组受试生物的平均生长率抑制率。

$$\bar{V}_{j=1}^{h'} = \frac{\bar{U}_0 - \bar{U}_j}{\bar{U}_0} \times 100\% \quad (\text{C-4})$$

式中： \bar{V} —实验组 j' 受试生物的平均生长率抑制率，%；

\bar{U}_0 —空白对照组受试生物的生长率的算术平均值， d^{-1} ；

\bar{U}_j —实验组 j' 受试生物的生长率的算术平均值， d^{-1} ；

j' —非空白对照组的某一实验组，无量纲；

h' —实验组 j' 的个数，个。

C.8.1.7 数据分布检验

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

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

C.8.1.8 模型拟合

对于符合正态分布、满足方差齐性且3个平行组间紫背浮萍的48 h生长率均值无显著性差异的数据，依据文献^[76]，利用公式C-4计算各实验组平均生长率抑制率，以各实验组苯酚浓度的常用对数值为（浓度对数）自变量 X ，以相应的各实验组的平均生长率抑制率为因变量 Y 进行线性拟合分析，得到苯酚对紫背浮萍48 h急性毒性实验的线性回归方程。

C.8.1.9 苯酚对紫背浮萍的48 h急性毒性值 EC_{50} 推导

利用线性回归方程，推导苯酚对紫背浮萍的48 h急性毒性值 EC_{50} ，具体步骤为：

- 1) 将 $Y = 50$ （对应的平均生长率抑制率为50%）代入线性回归方程，计算获得 X 值；
- 2) 将 X 取反对数即得到以苯酚浓度表示的 EC_{50} 值；
- 3) 依据参考文献^[76]，计算获得 EC_{50} 的95%置信区间。

C.8.1.10 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.8.2 实验结果

C.8.2.1 预实验

苯酚溶液浓度低于100.0 mg/L时紫背浮萍生长叶面积没有出现抑制，溶液浓度为10000.0

mg/L时，紫背浮萍生长叶面积生长率抑制率超过100%。

C.8.2.2 正式实验

苯酚对紫背浮萍48 h急性毒性结果见表C-22。

数据分布检验结果显示（表C-23），3个平行组紫背浮萍48 h的生长率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间紫背浮萍的48 h生长率均值无显著性差异，满足对紫背浮萍48 h的苯酚急性毒性数据进行线性拟合的条件。实验组间生长率均值差异分析（Tukey检验）结果显示，与空白对照组相比，溶剂对照组无显著性差异（ $q = 1.4142$ ， $p = 0.9458$ ），因此在线性拟合分析中采用空白对照组相关数据。

苯酚对紫背浮萍48 h急性毒性实验的线性回归方程及苯酚对紫背浮萍48 h的急性毒性值 EC_{50} 见表C-24。

表 C-22 苯酚对紫背浮萍 48 h 的急性毒性实验结果

| 实验组 j | 重复 | 初始叶面积 (mm ²) | 结束叶面积 (mm ²) | 生长率 (d ⁻¹) | 平均生长率抑制率 (%) |
|-------------|----|--------------------------|--------------------------|------------------------|--------------|
| 空白对照 | #1 | 88 | 114 | 0.13 | - |
| | #2 | 86 | 114 | 0.14 | |
| | #3 | 86 | 113 | 0.14 | |
| 溶剂对照 | #1 | 84 | 110 | 0.13 | 0.59 |
| | #2 | 84 | 110 | 0.13 | |
| | #3 | 84 | 110 | 0.13 | |
| 400.0 mg/L | #1 | 82 | 103 | 0.11 | 11.72 |
| | #2 | 82 | 104 | 0.12 | |
| | #3 | 80 | 103 | 0.13 | |
| 800.0 mg/L | #1 | 80 | 100 | 0.11 | 29.24 |
| | #2 | 82 | 99 | 0.09 | |
| | #3 | 84 | 99 | 0.08 | |
| 1600.0 mg/L | #1 | 84 | 95 | 0.06 | 53.35 |
| | #2 | 84 | 96 | 0.07 | |
| | #3 | 84 | 95 | 0.06 | |
| 3200.0 mg/L | #1 | 86 | 88 | 0.01 | 91.54 |
| | #2 | 86 | 89 | 0.02 | |
| | #3 | 86 | 87 | 0.01 | |
| 6400.0 mg/L | #1 | 88 | 86 | -0.01 | 111.35 |
| | #2 | 88 | 85 | -0.02 | |
| | #3 | 88 | 85 | -0.02 | |

表 C-23 苯酚对紫背浮萍 48 h 的急性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|--------|------|--------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.1165$ |
| | 平行组B | $p = 0.4196$ |
| | 平行组C | $p = 0.3072$ |

| | | |
|------------|--------|------------------------|
| 平行组间方差齐性检验 | | F = 0.0224, $p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | q = 0.0627, $p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | q = 0.0627, $p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | q = 0.1254, $p > 0.05$ |

表 C-24 苯酚对紫背浮萍 48 h 的急性毒性线性拟合结果

| 拟合方程 | r^2 | p | 48 h-EC ₅₀ (95%置信区间) (苯酚, $\mu\text{g/L}$) | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH值 |
|-------------------------|--------|--------|---|--------------------------------|-----------|
| $y = 86.888x - 479.630$ | 0.9842 | < 0.01 | 1.246×10^6 ($7.205 \times 10^5 \sim 2.383 \times 10^6$) | 24 | 7.1 |

C.9 苯酚对草鱼的 28 d 慢性毒性实验

C.9.1 材料与方法

C.9.1.1 实验方法

参考《化学品测试方法》(第二版)“215 鱼类幼体生长试验”。

C.9.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.9.1.3 受试生物

草鱼幼鱼 (*Ctenopharyngodon idellus*) : 体长 51.7 ± 5.1 mm, 体重 2.7 ± 0.3 g。

C.9.1.4 实验设计

实验开始前将草鱼在暴露实验条件下驯养至少一周, 驯养期间死亡率低于 5%。

以室温条件下强制曝气至少 24 h 的自来水作为实验用水, 根据前期工作基础设定 6 个实验组 (1 个空白对照组, 5 个浓度组), 苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、1.5 mg/L、2.2 mg/L、3.2 mg/L、4.6 mg/L、6.8 mg/L。每个实验组设置 3 个重复组, 随机编号#1、#2 和#3, 相同编号的重复组组成 1 个平行组, 共 3 个平行组, 依次编号为平行组 A、平行组 B 和平行组 C。备 18 个容器, 每个容积 40 L, 分别放入 30 L 溶液, 随机选取 10 尾鱼放入每个容器中。

采用半静态实验方法, 每天定量投饵并更新苯酚溶液, 换液前后分别测定各溶液溶解氧、pH 值和温度, 每 7 d 测定各浓度组苯酚溶液浓度 1 次 (从每个浓度梯度的 3 个重复中取水样混合后测定苯酚浓度)。保持溶液温度为 $23 \pm 1^{\circ}\text{C}$, pH 值为 7.4 ± 0.3 , 溶解氧超过饱和溶解度的 60%, 苯酚浓度波动不超过 20%。实验暴露周期为 28 d, 以体重和体长作为效应指标, 每 7 d 观察并统计相关数据。

C.9.1.5 受试生物的生长率

利用公式 C-2 分别计算各实验容器内的草鱼的体重和体长增长率。

C.9.1.6 数据分布检验

(1) 正态分布检验。对每个平行组草鱼的 28 d 体重和体长生长率分别进行正态分布检验 (S-W 检验)；

(2) 单因素方差分析。对 3 个平行组草鱼的 28 d 体重和体长生长率分别进行组间方差齐性检验 (Levene 检验) 和均值差异分析 (Tukey 检验)。

C.9.1.7 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长和体长增长的 NOEC 和 LOEC 确定

对于符合正态分布、满足方差齐性且 3 个平行组间草鱼的 28 d 体重和体长生长率均值无显著性差异的数据, 进行实验组间草鱼的 28 d 体重和体长生长率均值差异分析 (Tukey 检验)。与空白对照组相比, 草鱼的 28 d 体重和体长生长率开始出现显著性差异的实验组浓度为 LOEC, 与 LOEC 相邻的更小的实验组苯酚浓度为 NOEC。

C.9.1.8 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.9.2 实验结果

苯酚对草鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验结果和体长增长慢性毒性实验结果见表 C-25 和表 C-26。

数据分布检验结果显示 (表 C-27 和表 C-28), 3 个平行组草鱼 28 d 体重和体长生长率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间草鱼的 28 d 体重和体长生长率均值无显著性差异, 满足对实验组间草鱼 28 d 体重和体长生长率均值差异分析条件。

实验组间体重和体长生长率均值差异分析结果 (表 C-29 和表 C-30) 表明, 与空白对照组相比, 从 4.6 mg/L 组开始, 草鱼的体重生长率出现显著差异, 确定苯酚对草鱼 28 d 体重增长的 NOEC 和 LOEC 值分别为 $3.2 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ 和 $4.6 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ (表 C-31); 同样, 从 4.6 mg/L 组开始, 草鱼的体长生长率出现显著差异, 确定苯酚对草鱼 28 d 体长增长的 NOEC 和 LOEC 值分别为 $3.2 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ 和 $4.6 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ (表 C-32)。

表 C-25 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验结果

| 实验组 j | 重复组 | 初始总体重 ($\times 10^3$, mg/L) | 结束总体重 ($\times 10^3$, mg/L) | 生长率 (d^{-1}) |
|----------|-----|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------|
| 空白对照 | #1 | 25.55 | 50.52 | 2.43 |
| | #2 | 27.02 | 53.23 | 2.42 |
| | #3 | 25.97 | 51.69 | 2.46 |
| 1.5 mg/L | #1 | 28.43 | 54.23 | 2.31 |
| | #2 | 29.49 | 55.05 | 2.23 |
| | #3 | 27.96 | 54.06 | 2.35 |
| 2.2 mg/L | #1 | 27.58 | 51.68 | 2.24 |
| | #2 | 27.57 | 52.06 | 2.27 |
| | #3 | 26.75 | 51.74 | 2.36 |
| 3.2 mg/L | #1 | 30.44 | 55.73 | 2.16 |
| | #2 | 29.34 | 55.69 | 2.29 |
| | #3 | 28.89 | 54.67 | 2.28 |

| 实验组 j | 重复组 | 初始总体重 ($\times 10^3$, mg/L) | 结束总体重 ($\times 10^3$, mg/L) | 生长率 (d^{-1}) |
|----------|-----|----------------------------------|----------------------------------|---------------------|
| 4.6 mg/L | #1 | 25.32 | 46.70 | 2.19 |
| | #2 | 26.16 | 46.57 | 2.06 |
| | #3 | 27.74 | 48.30 | 1.98 |
| 6.8 mg/L | #1 | 27.62 | 45.73 | 1.80 |
| | #2 | 24.46 | 40.90 | 1.84 |
| | #3 | 25.84 | 40.89 | 1.64 |

表 C-26 苯酚对草鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验结果

| 实验组 j | 重复组 | 初始平均体长 (mm) | 结束平均体长 (mm) | 生长率 (d^{-1}) |
|----------|-----|----------------|----------------|---------------------|
| 空白对照 | #1 | 51.00 | 65.20 | 0.88 |
| | #2 | 52.70 | 66.70 | 0.84 |
| | #3 | 51.50 | 65.90 | 0.88 |
| 1.5 mg/L | #1 | 53.30 | 67.40 | 0.84 |
| | #2 | 53.90 | 68.10 | 0.84 |
| | #3 | 52.90 | 67.20 | 0.85 |
| 2.2 mg/L | #1 | 52.50 | 65.90 | 0.81 |
| | #2 | 52.50 | 66.40 | 0.84 |
| | #3 | 52.10 | 66.10 | 0.85 |
| 3.2 mg/L | #1 | 54.60 | 67.70 | 0.77 |
| | #2 | 53.70 | 67.70 | 0.83 |
| | #3 | 53.60 | 66.50 | 0.77 |
| 4.6 mg/L | #1 | 50.80 | 62.80 | 0.76 |
| | #2 | 51.90 | 62.70 | 0.68 |
| | #3 | 52.70 | 63.20 | 0.65 |
| 6.8 mg/L | #1 | 52.60 | 61.90 | 0.58 |
| | #2 | 50.20 | 60.10 | 0.64 |
| | #3 | 51.30 | 60.10 | 0.57 |

表 C-27 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.3536$ |
| | 平行组B | $p = 0.5459$ |
| | 平行组C | $p = 0.1612$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.9993, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.0330, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.0990, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.0660, p > 0.05$ |

表 C-28 苯酚对草鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.2481$ |
| | 平行组B | $p = 0.0677$ |
| | 平行组C | $p = 0.2413$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.4773, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.1129, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.2635, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.3764, p > 0.05$ |

表 C-29 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|---------------|-------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 1.5 mg/L/空白对照 | $q = 3.1422, p > 0.05$ |
| | 2.2 mg/L/空白对照 | $q = 3.2918, p > 0.05$ |
| | 3.2 mg/L/空白对照 | $q = 4.3392, p > 0.05$ |
| | 4.6 mg/L/空白对照 | $q = 8.0798, p < 0.05$ |
| | 6.8 mg/L/空白对照 | $q = 15.1871, p < 0.05$ |

表 C-30 苯酚对草鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|---------------|-------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 1.5 mg/L/空白对照 | $q = 1.1947, p > 0.05$ |
| | 2.2 mg/L/空白对照 | $q = 1.7066, p > 0.05$ |
| | 3.2 mg/L/空白对照 | $q = 3.9253, p > 0.05$ |
| | 4.6 mg/L/空白对照 | $q = 8.7039, p < 0.05$ |
| | 6.8 mg/L/空白对照 | $q = 13.8238, p < 0.05$ |

表 C-31 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长的 NOEC 和 LOEC

| 暴露时间 (d) | 慢性毒性值 ($\mu\text{g/L}$) | | 实验水质条件 | |
|-------------|---------------------------|-------------------|-----------------------------|---------|
| | NOEC | LOEC | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH 值 |
| 28 | 3.2×10^3 | 4.6×10^4 | 23 | 7.4 |

表 C-32 苯酚对草鱼 28 d 的体长增长的 NOEC 和 LOEC

| 暴露时间 (d) | 慢性毒性值 ($\mu\text{g/L}$) | | 实验水质条件 | |
|-------------|---------------------------|-------------------|-----------------------------|---------|
| | NOEC | LOEC | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH 值 |
| 28 | 3.2×10^3 | 4.6×10^4 | 23 | 7.4 |

C.10 苯酚对鲫鱼的 28 d 慢性毒性实验

C.10.1 材料与方法

C.10.1.1 实验方法

同“C.9.1.1 实验方法”。

C.10.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.10.1.3 受试生物

鲫鱼幼鱼 (*Carassius auratus*)：体长 79.7 ± 6.0 mm，体重 12.2 ± 1.1 g。

C.10.1.4 实验设计

根据前期工作基础设定 7 个实验组（1 个空白对照组，6 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、3.2 mg/L、4.6 mg/L、6.8 mg/L、10.0 mg/L、15.0 mg/L、22.0 mg/L；保持溶液温度为 $23 \pm 1^\circ\text{C}$ ，pH 值为 7.4 ± 0.3 ；备 21 个容器，每个容积 40 L，分别放入 35 L 溶液；其他实验设计同“C.9.1.4 实验设计”。

C.10.1.5 受试生物的生长率

利用公式 C-2 分别计算各实验容器内的鲫鱼的体重和体长增长率。

C.10.1.6 数据分布检验

同“C.9.1.6 数据分布检验”。

C.10.1.7 苯酚对鲫鱼 28 d 的体重增长和体长增长的 NOEC 和 LOEC 确定

同“C.9.1.7 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长和体长增长的 NOEC 和 LOEC 确定”。

C.10.1.8 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.10.2 实验结果

苯酚对鲫鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验结果和体长增长慢性毒性实验结果见表 C-33 和表 C-34。

数据分布检验结果显示（表 C-35 和表 C-36），3 个平行组鲫鱼 28 d 体重和体长增长率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间鲫鱼的 28 d 体重和体长增长率均值无显著性差异，满足对实验组间鲫鱼 28 d 体重和体长增长率均值差异分析条件。

实验组间体重和体长增长率均值差异分析结果（表 C-37 和表 C-38）表明，与空白对照组相比，从 6.8 mg/L 组开始，鲫鱼的体重增长率出现显著差异，确定苯酚对鲫鱼 28 d 体重增长的 NOEC 和 LOEC 值分别为 4.6×10^3 $\mu\text{g/L}$ 和 6.8×10^3 $\mu\text{g/L}$ （表 C-39）；从 10.0 mg/L 组开始，鲫鱼的体长增长率出现显著差异，确定苯酚对鲫鱼 28 d 体长增长的 NOEC 和 LOEC 值分别为 6.8×10^3 $\mu\text{g/L}$ 和 10.0×10^3 $\mu\text{g/L}$ （表 C-40）。

表 C-33 苯酚对鲫鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验结果

| 实验组 j | 重复组 | 初始总体重 ($\times 10^3$, mg/L) | 结束总体重 ($\times 10^3$, mg/L) | 生长率 (d^{-1}) |
|-----------|-----|----------------------------------|----------------------------------|---------------------|
| 空白对照 | #1 | 116.34 | 201.10 | 1.95 |
| | #2 | 120.55 | 206.32 | 1.92 |
| | #3 | 119.45 | 205.71 | 1.94 |
| 3.2 mg/L | #1 | 125.05 | 204.13 | 1.75 |
| | #2 | 123.86 | 202.98 | 1.76 |
| | #3 | 121.46 | 198.56 | 1.76 |
| 4.6 mg/L | #1 | 120.85 | 198.45 | 1.77 |
| | #2 | 123.12 | 200.35 | 1.74 |
| | #3 | 117.99 | 192.40 | 1.75 |
| 6.8 mg/L | #1 | 125.38 | 204.46 | 1.75 |
| | #2 | 127.02 | 193.93 | 1.51 |
| | #3 | 126.20 | 199.20 | 1.63 |
| 10.0 mg/L | #1 | 129.74 | 201.48 | 1.57 |
| | #2 | 121.32 | 179.70 | 1.40 |
| | #3 | 124.53 | 188.59 | 1.48 |
| 15.0 mg/L | #1 | 125.26 | 181.50 | 1.32 |
| | #2 | 120.84 | 187.77 | 1.57 |
| | #3 | 121.25 | 182.64 | 1.46 |
| 22.0 mg/L | #1 | 129.12 | 172.68 | 1.04 |
| | #2 | 127.15 | 175.66 | 1.15 |
| | #3 | 125.14 | 170.17 | 1.10 |

表 C-34 苯酚对鲫鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验结果

| 实验组 j | 重复组 | 初始平均体长 (mm) | 结束平均体长 (mm) | 生长率 (d^{-1}) |
|-----------|-----|----------------|----------------|---------------------|
| 空白对照 | #1 | 79.90 | 89.50 | 0.41 |
| | #2 | 80.90 | 91.90 | 0.46 |
| | #3 | 80.30 | 90.50 | 0.43 |
| 3.2 mg/L | #1 | 79.50 | 88.80 | 0.40 |
| | #2 | 78.80 | 89.00 | 0.43 |
| | #3 | 80.20 | 89.60 | 0.40 |
| 4.6 mg/L | #1 | 79.30 | 88.70 | 0.40 |
| | #2 | 80.60 | 89.10 | 0.36 |
| | #3 | 80.10 | 88.90 | 0.37 |
| 6.8 mg/L | #1 | 80.60 | 90.00 | 0.39 |
| | #2 | 81.30 | 90.00 | 0.36 |
| | #3 | 81.50 | 90.30 | 0.37 |
| 10.0 mg/L | #1 | 81.10 | 88.80 | 0.32 |
| | #2 | 79.20 | 86.40 | 0.31 |
| | #3 | 80.60 | 88.60 | 0.34 |
| 15.0 mg/L | #1 | 79.90 | 85.70 | 0.25 |
| | #2 | 79.50 | 86.60 | 0.31 |
| | #3 | 80.20 | 85.90 | 0.25 |
| 22.0 mg/L | #1 | 79.10 | 84.20 | 0.22 |
| | #2 | 80.50 | 87.70 | 0.31 |
| | #3 | 80.80 | 86.50 | 0.24 |

表 C-35 苯酚对鲫鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.3423$ |
| | 平行组B | $p = 0.9331$ |
| | 平行组C | $p = 0.7368$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.1654, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.1340, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.0402, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.0938, p > 0.05$ |

表 C-36 苯酚对鲫鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.0617$ |
| | 平行组B | $p = 0.0965$ |
| | 平行组C | $p = 0.3052$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.5415, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.7957, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.0531, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.7427, p > 0.05$ |

表 C-37 苯酚对鲫鱼 28 d 的体重增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|----------------|-------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 3.2 mg/L/空白对照 | $q = 4.0804, p > 0.05$ |
| | 4.6 mg/L/空白对照 | $q = 4.1559, p > 0.05$ |
| | 6.8 mg/L/空白对照 | $q = 6.9517, p < 0.05$ |
| | 10.0 mg/L/空白对照 | $q = 10.6724, p < 0.05$ |
| | 15.0 mg/L/空白对照 | $q = 11.0321, p < 0.05$ |
| | 22.0 mg/L/空白对照 | $q = 19.0416, p < 0.05$ |

表 C-38 苯酚对鲫鱼 28 d 的体长增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|----------------|-------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 3.2 mg/L/空白对照 | $q = 1.4734, p > 0.05$ |
| | 4.6 mg/L/空白对照 | $q = 3.5782, p > 0.05$ |
| | 6.8 mg/L/空白对照 | $q = 3.7887, p > 0.05$ |
| | 10.0 mg/L/空白对照 | $q = 6.9460, p < 0.05$ |
| | 15.0 mg/L/空白对照 | $q = 10.3138, p < 0.05$ |
| | 22.0 mg/L/空白对照 | $q = 11.1557, p < 0.05$ |

表 C-39 苯酚对鲫鱼 28 d 的体重增长的 NOEC 和 LOEC

| 暴露时间 (d) | 慢性毒性值 (μg/L) | | 实验水质条件 | |
|-------------|-------------------|-------------------|-----------|---------|
| | NOEC | LOEC | 水体温度 (°C) | 水体 pH 值 |
| 28 | 4.6×10^3 | 6.8×10^4 | 23 | 7.4 |

表 C-40 苯酚对鲫鱼 28 d 的体长增长的 NOEC 和 LOEC

| 暴露时间 (d) | 慢性毒性值 (μg/L) | | 实验水质条件 | |
|-------------|-------------------|--------------------|-----------|---------|
| | NOEC | LOEC | 水体温度 (°C) | 水体 pH 值 |
| 28 | 6.8×10^3 | 10.0×10^4 | 23 | 7.4 |

C.11 苯酚对泥鳅的 28 d 慢性毒性实验

C.11.1 材料与方法

C.11.1.1 实验方法

同“C.9.1.1 实验方法”。

C.11.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.11.1.3 受试生物

泥鳅幼鱼 (*Misgurnus anguillicaudatus*)：体长 10.5 ± 1.4 cm，体重 8.2 ± 1.2 g。

C.11.1.4 实验设计

根据前期工作基础设定 6 个实验组（1 个空白对照组，5 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、1.5 mg/L、2.2 mg/L、3.2 mg/L、4.6 mg/L、6.8 mg/L；保持溶液温度为 23 ± 1 °C，pH 值为 7.4 ± 0.3 ；备 18 个容器，每个容积 30 L，分别放入 20 L 溶液；其他实验设计同“C.9.1.4 实验设计”。

C.11.1.5 受试生物的生长率

利用公式 C-2 分别计算各实验容器内的泥鳅的体重和体长增长率。

C.11.1.6 数据分布检验

同“C.9.1.6 数据分布检验”。

C.11.1.7 苯酚对泥鳅 28 d 的体重增长和体长增长的 NOEC 和 LOEC 确定

同“C.9.1.7 苯酚对草鱼 28 d 的体重增长和体长增长的 NOEC 和 LOEC 确定”。

C.11.1.8 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.11.2 实验结果

苯酚对泥鳅 28 d 的体重增长慢性毒性实验结果和体长增长慢性毒性实验结果见表 C-41

和表C-42。

数据分布检验结果显示（表C-43和表C-44），3个平行组泥鳅28 d体重和体长生长率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间泥鳅的28 d体重和体长生长率均值无显著性差异，满足对实验组间泥鳅28 d体重和体长生长率均值差异分析条件。

实验组间体重和体长生长率均值差异分析结果（表C-45和表C-46）表明，与空白对照组相比，从2.2 mg/L组开始，泥鳅的体重生长率出现显著差异，确定苯酚对泥鳅28 d体重增长的NOEC和LOEC值分别为 $1.5 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ 和 $2.2 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ （表C-47）；同样，从2.2 mg/L组开始，泥鳅的体长生长率出现显著差异，确定苯酚对泥鳅28 d体长增长的NOEC和LOEC值分别为 $1.5 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ 和 $2.2 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ （表C-48）。

表 C-41 苯酚对泥鳅 28 d 的体重增长慢性毒性实验结果

| 实验组 j | 重复组 | 初始总体重 ($\times 10^3$, mg/L) | 结束总体重 ($\times 10^3$, mg/L) | 生长率 (d^{-1}) |
|----------|-----|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------|
| 空白对照 | #1 | 80.11 | 160.12 | 2.47 |
| | #2 | 82.55 | 164.21 | 2.46 |
| | #3 | 81.30 | 165.75 | 2.54 |
| 1.5 mg/L | #1 | 81.35 | 161.33 | 2.45 |
| | #2 | 82.76 | 163.07 | 2.42 |
| | #3 | 81.33 | 160.58 | 2.43 |
| 2.2 mg/L | #1 | 81.85 | 158.45 | 2.36 |
| | #2 | 82.22 | 159.38 | 2.36 |
| | #3 | 80.97 | 156.40 | 2.35 |
| 3.2 mg/L | #1 | 84.18 | 158.72 | 2.26 |
| | #2 | 83.05 | 156.98 | 2.27 |
| | #3 | 80.16 | 151.23 | 2.27 |
| 4.6 mg/L | #1 | 80.56 | 148.25 | 2.18 |
| | #2 | 81.77 | 151.50 | 2.20 |
| | #3 | 83.21 | 152.98 | 2.17 |
| 6.8 mg/L | #1 | 81.50 | 147.34 | 2.11 |
| | #2 | 82.73 | 149.67 | 2.12 |
| | #3 | 82.20 | 147.62 | 2.09 |

表 C-42 苯酚对泥鳅 28 d 的体长增长慢性毒性实验结果

| 实验组 j | 重复组 | 初始平均体长 (mm) | 结束平均体长 (mm) | 生长率 (d^{-1}) |
|----------|-----|----------------|----------------|----------------------------|
| 空白对照 | #1 | 111.2 | 140.6 | 0.84 |
| | #2 | 106.3 | 139.8 | 0.98 |
| | #3 | 111.1 | 141.8 | 0.87 |
| 1.5 mg/L | #1 | 103.4 | 130.4 | 0.83 |
| | #2 | 104.2 | 131.1 | 0.82 |
| | #3 | 99.3 | 125.0 | 0.82 |
| 2.2 mg/L | #1 | 105.1 | 131.3 | 0.79 |
| | #2 | 105.0 | 130.7 | 0.78 |
| | #3 | 103.1 | 128.7 | 0.79 |

| 实验组 j | 重复组 | 初始平均体长 (mm) | 结束平均体长 (mm) | 生长率 (d ⁻¹) |
|----------|-----|-------------|-------------|------------------------|
| 3.2 mg/L | #1 | 98.1 | 121.3 | 0.76 |
| | #2 | 99.0 | 122.0 | 0.75 |
| | #3 | 99.2 | 121.9 | 0.74 |
| 4.6 mg/L | #1 | 106.4 | 129.2 | 0.69 |
| | #2 | 105.6 | 128.6 | 0.70 |
| | #3 | 105.9 | 128.0 | 0.68 |
| 6.8 mg/L | #1 | 101.2 | 120.0 | 0.61 |
| | #2 | 102.5 | 120.8 | 0.59 |
| | #3 | 101.0 | 119.6 | 0.60 |

表 C-43 苯酚对泥鳅 28 d 的体重增长慢性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.0613$ |
| | 平行组B | $p = 0.0806$ |
| | 平行组C | $p = 0.9746$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.1789, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.0000, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.0549, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.0547, p > 0.05$ |

表 C-44 苯酚对泥鳅 28 d 的体长增长慢性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.4782$ |
| | 平行组B | $p = 0.9332$ |
| | 平行组C | $p = 0.9285$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.1716, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.3811, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.0762, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.4573, p > 0.05$ |

表 C-45 苯酚对泥鳅 28 d 的体重增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|---------------|-------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 1.5 mg/L/空白对照 | $q = 4.6556, p > 0.05$ |
| | 2.2 mg/L/空白对照 | $q = 10.9545, p < 0.05$ |
| | 3.2 mg/L/空白对照 | $q = 18.3487, p < 0.05$ |
| | 4.6 mg/L/空白对照 | $q = 25.1952, p < 0.05$ |
| | 6.8 mg/L/空白对照 | $q = 31.4941, p < 0.05$ |

表 C-46 苯酚对泥鳅 28 d 的体长增长慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|---------------|-------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 1.5 mg/L/空白对照 | q = 4.0853, $p > 0.05$ |
| | 2.2 mg/L/空白对照 | q = 6.1280, $p < 0.05$ |
| | 3.2 mg/L/空白对照 | q = 8.1706, $p < 0.05$ |
| | 4.6 mg/L/空白对照 | q = 11.5131, $p < 0.05$ |
| | 6.8 mg/L/空白对照 | q = 16.5269, $p < 0.05$ |

表 C-47 苯酚对泥鳅 28 d 的体重增长的 NOEC 和 LOEC

| 暴露时间 (d) | 慢性毒性值 ($\mu\text{g/L}$) | | 实验水质条件 | |
|-------------|---------------------------|-------------------|-----------------------------|---------|
| | NOEC | LOEC | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH 值 |
| 28 | 1.5×10^3 | 2.2×10^3 | 23 | 7.4 |

表 C-48 苯酚对泥鳅 28 d 的体长增长的 NOEC 和 LOEC

| 暴露时间 (d) | 慢性毒性值 ($\mu\text{g/L}$) | | 实验水质条件 | |
|-------------|---------------------------|-------------------|-----------------------------|---------|
| | NOEC | LOEC | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH 值 |
| 28 | 1.5×10^3 | 2.2×10^3 | 23 | 7.4 |

C.12 苯酚对霍甫水丝蚓的 28 d 慢性毒性实验

C.12.1 材料与方法

C.12.1.1 实验方法

同“C.9.1.1 实验方法”。

C.12.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.12.1.3 受试生物

霍甫水丝蚓 (*Limnodrilus hoffmeisteri*)：体长 3.0 ± 0.5 cm，体重（干重） 3.3 ± 0.4 mg。

C.12.1.4 实验设计

实验开始前将霍甫水丝蚓在暴露实验条件下驯养至少 2 周，驯养期间死亡率低于 5%。

以强制曝气 48 h 以上的自来水为实验用水，根据前期工作基础设定 7 个实验组（1 个空白对照组，6 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、1.5 mg/L、2.2 mg/L、3.4 mg/L、5.0 mg/L、7.4 mg/L、11.4 mg/L。每个实验组设置 3 个重复组，随机编号#1、#2 和#3，相同编号的重复组组成 1 个平行组，共 3 个平行组，依次编号为平行组 A、平行组 B 和平行组 C。备 21 个容器，每个容积 250 mL，分别放入 100 mL 溶液，随机选取 10 条霍甫水丝蚓放入每个容器中。

采用半静态实验方法，实验过程中不强制曝气，每 24 h 更换 100% 相应浓度溶液，换液前后分别测定各溶液溶解氧、pH 值和温度，保持溶液温度为 $24 \pm 1^\circ\text{C}$ ，pH 值为 7.5 ± 0.2 ，溶解氧超过饱和溶解度的 80%，苯酚浓度波动不超过 20%。实验暴露周期为 28 d，以霍甫水丝蚓生长率抑制率、自断率和死亡率作为效应指标，每天观察并统计霍甫水丝蚓的自断和死亡情况，及时清除死虫。实验结束后，测量存活的霍甫水丝蚓的干重。自断判断标准为霍甫水丝蚓身体的任意部分出现截断，导致其身体不完整；死亡判断标准为霍甫水丝蚓身体颜色变白，用玻璃棒轻触霍甫水丝蚓的身体，没有反应即认为死亡；干重测量方法为将霍甫水丝蚓于曝气水中清肠 2 h，然后在烘箱中 105°C 干燥 12 h 后称重。

C.12.1.5 受试生物的生长率和生长率抑制率

利用公式 C-2 计算各实验容器内的霍甫水丝蚓的体重生长率。

利用公式 C-3 计算各实验容器内的霍甫水丝蚓的体重生长率抑制率。

C.12.1.6 数据分布检验

(1) 正态分布检验。对每个平行组霍甫水丝蚓的 28 d 的生长率抑制率、自断率和死亡率分别进行正态分布检验 (S-W 检验)；

(2) 单因素方差分析。对 3 个平行组霍甫水丝蚓的 28 d 的生长率抑制率、自断率和死亡率进行组间方差齐性检验 (Levene 检验) 和均值差异分析 (Tukey 检验)。

C.12.1.7 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 生长率抑制率、自断率和死亡率的 NOEC 和 LOEC 确定

对于符合正态分布、满足方差齐性且 3 个平行组间霍甫水丝蚓的 28 d 生长率抑制率、自断率和死亡率无显著性差异的数据，进行实验组间霍甫水丝蚓的 28 d 生长率抑制率、自断率和死亡率均值差异分析 (Tukey 检验)。与空白对照组相比，霍甫水丝蚓的 28 d 生长率抑制率、自断率和死亡率开始出现显著性差异的实验组浓度为相应的 LOEC，与 LOEC 相邻的更小的实验组苯酚浓度为相应的 NOEC。

C.12.1.8 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.12.2 实验结果

苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性实验结果见表 C-49。

数据分布检验结果显示 (表 C-50)，3 个平行组霍甫水丝蚓 28 d 生长率抑制率、自断率和死亡率均符合正态分布、满足方差齐性且平行组间霍甫水丝蚓的 28 d 生长率抑制率、自断率和死亡率均值均无显著性差异，满足对实验组间霍甫水丝蚓 28 d 生长率抑制率、自断率和死亡率均值差异分析条件。

实验组间生长率抑制率、自断率和死亡率均值差异分析结果 (表 C-51、表 C-52 和表 C-53) 表明，与空白对照组相比，从 3.4 mg/L 组开始，霍甫水丝蚓的生长率抑制率出现显著差异，确定苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 生长率抑制的 NOEC 和 LOEC 值分别为 $2.2 \times 10^3 \mu\text{g/L}$

和 $3.4 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ ；从 3.4 mg/L 组开始，霍甫水丝蚓的自断率出现显著差异，确定苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 自断的 NOEC 和 LOEC 值分别为 $2.2 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ 和 $3.4 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ ；从 5.0 mg/L 组开始，霍甫水丝蚓的死亡率出现显著差异，确定苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 致死的 NOEC 和 LOEC 值分别为 $3.4 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ 和 $5.0 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ （表 C-54）。

表 C-49 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性实验结果

| 实验组 j | 重复组 | 受试生物数量 (个) | 结束平均干重 (mg) | 生长率 (d^{-1}) | 生长率抑制率 (%) | 自断率 (%) | 死亡率 (%) |
|-----------|-----|------------|-------------|-------------------------|------------|---------|---------|
| 空白对照 | #1 | 10 | 14.0 | 5.16 | -1 | 0 | 0 |
| | #2 | 10 | 13.8 | 5.11 | 0 | 10 | 10 |
| | #3 | 10 | 13.5 | 5.03 | 1 | 0 | 0 |
| 1.5 mg/L | #1 | 10 | 12.0 | 4.61 | 10 | 30 | 10 |
| | #2 | 10 | 11.7 | 4.52 | 11 | 10 | 10 |
| | #3 | 10 | 9.3 | 3.70 | 27 | 10 | 10 |
| 2.2 mg/L | #1 | 10 | 7.6 | 2.98 | 42 | 20 | 10 |
| | #2 | 10 | 6.8 | 2.58 | 49 | 20 | 20 |
| | #3 | 10 | 6.7 | 2.53 | 50 | 30 | 10 |
| 3.4 mg/L | #1 | 10 | 6.3 | 2.31 | 55 | 40 | 20 |
| | #2 | 10 | 6.0 | 2.14 | 58 | 50 | 20 |
| | #3 | 10 | 4.8 | 1.34 | 74 | 40 | 10 |
| 5.0 mg/L | #1 | 10 | 4.5 | 1.11 | 78 | 40 | 20 |
| | #2 | 10 | 4.0 | 0.69 | 87 | 60 | 30 |
| | #3 | 10 | 3.0 | -0.34 | 107 | 50 | 30 |
| 7.4 mg/L | #1 | 10 | 1.6 | -2.59 | 151 | 70 | 30 |
| | #2 | 10 | 1.3 | -3.33 | 165 | 80 | 40 |
| | #3 | 10 | 1.2 | -3.61 | 171 | 50 | 30 |
| 11.4 mg/L | #1 | 10 | 1.2 | -3.61 | 171 | 50 | 30 |
| | #2 | 10 | 0.4 | -7.54 | 248 | 100 | 40 |
| | #3 | 10 | 0.3 | -8.56 | 268 | 80 | 40 |

表 C-50 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检测结果 | | |
|------------|---------|------------------------|------------------------|------------------------|
| | | 生长率抑制率 | 自断率 | 死亡率 |
| 正态分布 | 平行组 A | $p = 0.3853$ | $p = 0.9824$ | $p = 0.4818$ |
| | 平行组 B | $p = 0.3070$ | $p = 0.4093$ | $p = 0.2153$ |
| | 平行组 C | $p = 0.4778$ | $p = 0.8733$ | $p = 0.2692$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.3022, p > 0.05$ | $F = 1.2520, p > 0.05$ | $F = 0.8106, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组 A/B | $q = 0.5066, p > 0.05$ | $q = 1.0525, p > 0.05$ | $q = 1.4639, p > 0.05$ |
| | 平行组 A/C | $q = 0.8685, p > 0.05$ | $q = 0.1316, p > 0.05$ | $q = 0.2930, p > 0.05$ |
| | 平行组 B/C | $q = 0.3619, p > 0.05$ | $q = 0.9209, p > 0.05$ | $q = 1.1711, p > 0.05$ |

表 C-51 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的生长率抑制慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|----------------|-------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 1.5 mg/L/空白对照 | q = 1.3035, $p > 0.05$ |
| | 2.2 mg/L/空白对照 | q = 3.8290, $p > 0.05$ |
| | 3.4 mg/L/空白对照 | q = 5.0782, $p < 0.05$ |
| | 5.0 mg/L/空白对照 | q = 7.3865, $p < 0.05$ |
| | 7.4 mg/L/空白对照 | q = 13.2251, $p < 0.05$ |
| | 11.4 mg/L/空白对照 | q = 18.6564, $p < 0.05$ |

表 C-52 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的自断慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|----------------|------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 1.5 mg/L/空白对照 | q = 1.7638, $p > 0.05$ |
| | 2.2 mg/L/空白对照 | q = 2.6458, $p > 0.05$ |
| | 3.4 mg/L/空白对照 | q = 5.2915, $p < 0.05$ |
| | 5.0 mg/L/空白对照 | q = 6.1734, $p < 0.05$ |
| | 7.4 mg/L/空白对照 | q = 8.3782, $p < 0.05$ |
| | 11.4 mg/L/空白对照 | q = 9.7011, $p < 0.05$ |

表 C-53 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的致死慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|----------------|-------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 1.5 mg/L/空白对照 | q = 2.1603, $p > 0.05$ |
| | 2.2 mg/L/空白对照 | q = 3.2404, $p > 0.05$ |
| | 3.4 mg/L/空白对照 | q = 4.3205, $p > 0.05$ |
| | 5.0 mg/L/空白对照 | q = 7.5609, $p < 0.05$ |
| | 7.4 mg/L/空白对照 | q = 9.7211, $p < 0.05$ |
| | 11.4 mg/L/空白对照 | q = 10.8012, $p < 0.05$ |

表 C-54 苯酚对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性的 NOEC 和 LOEC

| 暴露时间 (d) | 评价指标 | 慢性毒性值 ($\mu\text{g/L}$) | | 实验水质条件 | |
|----------|--------|---------------------------|-------------------|-----------------------------|---------|
| | | NOEC | LOEC | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH 值 |
| 28 | 生长率抑制率 | 2.2×10^3 | 3.4×10^3 | 24 | 7.5 |
| | 自断率 | 2.2×10^3 | 3.4×10^3 | | |
| | 死亡率 | 3.4×10^3 | 5.0×10^3 | | |

C.13 苯酚对中华锯齿米虾的 28 d 慢性毒性实验

C.13.1 材料与方法

C.13.1.1 实验方法

同“C.9.1.1 实验方法”。

C.13.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.13.1.3 受试生物

中华锯齿米虾 (*Neocaridina denticulata sinensis*)：体长 18.4 ± 2.3 mm，体重 52.9 ± 12.2 mg。

C.13.1.4 实验设计

实验开始前将中华锯齿米虾在暴露实验条件下驯养至少一周，驯养期间死亡率低于 5%。

以室温条件下强制曝气至少 24 h 的自来水作为实验用水，根据前期工作基础设定 6 个实验组（1 个空白对照组，5 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、2.5 mg/L、5.0 mg/L、10.0 mg/L、20.0 mg/L、40.0 mg/L。每个实验组设置 3 个重复组，随机编号#1、#2 和#3，相同编号的重复组组成 1 个平行组，共 3 个平行组，依次编号为平行组 A、平行组 B 和平行组 C。备 18 个容器，每个容积 20 L，分别放入 15 L 溶液，随机选取 10 尾虾放入每个容器中。

采用流水式实验方法，每天定量投饵，更新溶液的速率为 15 L/d，每天分别测定各溶液溶解氧、pH 值和温度，每 7 d 检测各组苯酚浓度 1 次（从每个浓度梯度的 3 个重复中取水样混合后测定苯酚浓度）。保持溶液温度为 $21 \pm 1^\circ\text{C}$ ，pH 值为 7.8 ± 0.1 ，溶解氧超过饱和溶解度的 80%，苯酚浓度波动不超过 20%。实验暴露周期为 28 d，由于生物规格难以统一，以死亡率作为效应指标。每天观察并记录受试虾死亡情况，及时清除死虾。死亡判断标准以虾俯卧或侧卧于容器底部，用玻璃棒反复触碰虾体，没有反应即认为死亡。

C.13.1.5 数据分布检验

(1) 正态分布检验。对每个平行组中华锯齿米虾的 28 d 死亡率数据分别进行正态分布检验 (S-W 检验)；

(2) 单因素方差分析。对 3 个平行组中华锯齿米虾的 28 d 死亡率数据进行组间方差齐性检验 (Levene 检验) 和均值差异分析 (Tukey 检验)。

C.13.1.6 苯酚对中华锯齿米虾 28 d 致死的 NOEC 和 LOEC 确定

对于符合正态分布、满足方差齐性且 3 个平行组间中华锯齿米虾的 28 d 死亡率均值无显著性差异的数据，进行实验组间中华锯齿米虾的 28 d 死亡率均值差异分析 (Tukey 检验)。与空白对照组相比，中华锯齿米虾的 28 d 死亡率开始出现显著性差异的实验组浓度为 LOEC，与 NOEC 相邻的更小的实验组苯酚浓度为 NOEC。

C.13.1.7 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.13.2 实验结果

苯酚对中华锯齿米虾28 d的慢性毒性实验结果见表C-55。

数据分布检验结果显示（表C-56），3个平行组中华锯齿米虾28 d死亡率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间中华锯齿米虾的28 d死亡率均值无显著性差异，满足对实验组间中华锯齿米虾28 d死亡率均值差异分析条件。

实验组间死亡率均值差异分析结果（表C-57）表明，与空白对照组相比，从10.0 mg/L组开始，中华锯齿米虾28 d的死亡率出现显著差异，确定苯酚对中华锯齿米虾28 d致死的NOEC和LOEC值分别为 $5.0 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ 和 $10.0 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ （表C-58）。

表 C-55 苯酚对中华锯齿米虾 28 d 的慢性毒性实验结果

| 实验组 j | 重复组 | 受试生物数量(个) | 死亡数量(个) | 死亡率(%) |
|-----------|-----|-----------|---------|--------|
| 空白对照 | #1 | 10 | 0 | 0 |
| | #2 | 10 | 0 | 0 |
| | #3 | 10 | 0 | 0 |
| 2.5 mg/L | #1 | 10 | 0 | 0 |
| | #2 | 10 | 0 | 0 |
| | #3 | 10 | 1 | 10 |
| 5.0 mg/L | #1 | 10 | 1 | 10 |
| | #2 | 10 | 0 | 0 |
| | #3 | 10 | 1 | 10 |
| 10.0 mg/L | #1 | 10 | 3 | 30 |
| | #2 | 10 | 3 | 30 |
| | #3 | 10 | 3 | 30 |
| 20.0 mg/L | #1 | 10 | 8 | 80 |
| | #2 | 10 | 8 | 80 |
| | #3 | 10 | 9 | 90 |
| 40.0 mg/L | #1 | 10 | 10 | 100 |
| | #2 | 10 | 10 | 100 |
| | #3 | 10 | 10 | 100 |

表 C-56 苯酚对中华锯齿米虾 28 d 的慢性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.1292$ |
| | 平行组B | $p = 0.0629$ |
| | 平行组C | $p = 0.0818$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.0072, p > 0.05$ |

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.0930, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.1861, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.2791, p > 0.05$ |

表 C-57 苯酚对中华锯齿米虾 28 d 的慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|----------------|-------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 2.5 mg/L/空白对照 | $q = 1.4142, p > 0.05$ |
| | 5.0 mg/L/空白对照 | $q = 2.8284, p > 0.05$ |
| | 10.0 mg/L/空白对照 | $q = 12.7279, p < 0.05$ |
| | 20.0 mg/L/空白对照 | $q = 35.3553, p < 0.05$ |
| | 40.0 mg/L/空白对照 | $q = 42.4264, p < 0.05$ |

表 C-58 苯酚对中华锯齿米虾 28 d 的致死的 NOEC 和 LOEC

| 暴露时间 (d) | 慢性毒性值 ($\mu\text{g/L}$) | | 实验水质条件 | |
|-------------|---------------------------|-------------------|-----------------------------|---------|
| | NOEC | LOEC | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH 值 |
| 28 | 5.0×10^3 | 1.0×10^4 | 21 | 7.8 |

C.14 苯酚对中华圆田螺的 28 d 慢性毒性实验

C.14.1 材料与方法

C.14.1.1 实验方法

同“C.9.1.1 实验方法”。

C.14.1.2 化学试剂

同“C.1.1.2 化学试剂”。

C.14.1.3 受试生物

中华圆田螺 (*Cipangopaludina cahayensis*)：壳高 21.0 ± 1.4 mm，体重 2.3 ± 0.3 g。

C.14.1.4 实验设计

根据前期工作基础设定 8 个实验组（1 个空白对照组，7 个浓度组），苯酚溶液浓度分别为 0.0 mg/L、2.3 mg/L、4.7 mg/L、9.4 mg/L、18.8 mg/L、37.5 mg/L、75.0 mg/L、150.0 mg/L；备 24 个容器，每个容积 20 L，分别放入 15 L 溶液，保持溶液温度为 $21 \pm 1^{\circ}\text{C}$ ，pH 值为 7.7 ± 0.1 。以死亡率作为效应指标，每天观察螺的附着力、活力及死亡情况并记录，及时清除死螺。死亡判断标准为用解剖针多次触碰其厣部（螺类介壳口圆片状的盖），没有反应即认为死亡。其他实验设计同“C.13.1.4 实验设计”。

C.14.1.5 数据分布检验

同“C.13.1.5 数据分布检验”。

C.14.1.6 苯酚对中华圆田螺28 d致死的NOEC和LOEC确定

同“C.13.1.6 苯酚对中华锯齿米虾28 d致死的NOEC和LOEC确定”。

C.14.1.7 数据分析软件

同“C.1.1.9 数据分析软件”。

C.14.2 实验结果

苯酚对中华圆田螺28 d的慢性毒性实验结果见表C-59。

数据分布检验结果显示（表C-60），3个平行组中华圆田螺28 d死亡率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间中华圆田螺的28 d死亡率均值无显著性差异，满足对实验组间中华圆田螺28 d死亡率均值差异分析条件。

实验组间死亡率均值差异分析结果（表C-61）表明，与空白对照组相比，从9.4 mg/L组开始，中华圆田螺的28 d死亡率出现显著差异，确定苯酚对中华圆田螺28 d致死的NOEC和LOEC值分别为 $4.7 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ 和 $9.4 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ （表C-62）。

表 C-59 苯酚对中华圆田螺 28 d 的慢性毒性实验结果

| 实验组 j | 重复组 | 受试生物数量(个) | 死亡数量(个) | 死亡率(%) |
|------------|-----|-----------|---------|--------|
| 空白对照 | #1 | 10 | 0 | 0 |
| | #2 | 10 | 0 | 0 |
| | #3 | 10 | 0 | 0 |
| 2.3 mg/L | #1 | 10 | 0 | 0 |
| | #2 | 10 | 0 | 0 |
| | #3 | 10 | 0 | 0 |
| 4.7 mg/L | #1 | 10 | 1 | 10 |
| | #2 | 10 | 0 | 0 |
| | #3 | 10 | 0 | 0 |
| 9.4 mg/L | #1 | 10 | 1 | 10 |
| | #2 | 10 | 1 | 10 |
| | #3 | 10 | 2 | 20 |
| 18.8 mg/L | #1 | 10 | 2 | 20 |
| | #2 | 10 | 3 | 30 |
| | #3 | 10 | 3 | 30 |
| 37.5 mg/L | #1 | 10 | 5 | 50 |
| | #2 | 10 | 5 | 50 |
| | #3 | 10 | 6 | 60 |
| 75.0 mg/L | #1 | 10 | 7 | 70 |
| | #2 | 10 | 8 | 80 |
| | #3 | 10 | 8 | 80 |
| 150.0 mg/L | #1 | 10 | 10 | 100 |
| | #2 | 10 | 10 | 100 |
| | #3 | 10 | 10 | 100 |

表 C-60 苯酚对中华圆田螺 28 d 的慢性毒性实验数据分布检验结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|--------|------------------------|
| 正态分布检验 | 平行组A | $p = 0.1004$ |
| | 平行组B | $p = 0.0929$ |
| | 平行组C | $p = 0.1510$ |
| 平行组间方差齐性检验 | | $F = 0.0317, p > 0.05$ |
| 平行组间均值差异分析 | 平行组A/B | $q = 0.0918, p > 0.05$ |
| | 平行组A/C | $q = 0.2755, p > 0.05$ |
| | 平行组B/C | $q = 0.1837, p > 0.05$ |

表 C-61 苯酚对中华圆田螺 28 d 的慢性毒性实验组间均值差异分析结果

| 内容 | | 检验结果 |
|------------|-----------------|-------------------------|
| 实验组间均值差异分析 | 2.3 mg/L/空白对照 | $q = 0.0000, p > 0.05$ |
| | 4.7 mg/L/空白对照 | $q = 1.2649, p > 0.05$ |
| | 9.4 mg/L/空白对照 | $q = 5.0596, p < 0.05$ |
| | 18.8 mg/L/空白对照 | $q = 10.1193, p < 0.05$ |
| | 37.5 mg/L/空白对照 | $q = 20.2386, p < 0.05$ |
| | 75.0 mg/L/空白对照 | $q = 29.0930, p < 0.05$ |
| | 150.0 mg/L/空白对照 | $q = 37.9473, p < 0.05$ |

表 C-62 苯酚对中华圆田螺 28 d 的致死的 NOEC 和 LOEC

| 暴露时间 (d) | 慢性毒性值 ($\mu\text{g/L}$) | | 实验水质条件 | |
|-------------|---------------------------|-------------------|-----------------------------|---------|
| | NOEC | LOEC | 水体温度 ($^{\circ}\text{C}$) | 水体 pH 值 |
| 28 | 4.7×10^3 | 9.4×10^3 | 21 | 7.7 |