

对苯二酚对海洋底栖双壳类毛蚶和紫贻贝毒性效应研究

毛成贵^{1,2}, 魏爱泓^{1,2*}, 姜晟¹, 周超凡^{1,2}, 矫新明^{1,2}, 袁广旺^{1,2}, 郑江鹏^{1,2}, 王长友³

(1. 江苏省环境监测中心, 江苏省海洋环境监测预报中心, 江苏 南京 210019; 2. 江苏省海涂研究中心, 江苏 南京 210036; 3. 南京信息工程大学海洋科学学院, 江苏 南京 210044)

摘要:通过对中国近岸常见底栖双壳类毛蚶(*Scapharca subcrenata*)、紫贻贝(*Mytilus edulis*)急性和慢性毒性试验,运用Log-logistic模型及Weibull毒性效应阈值模型计算对苯二酚对2种受试生物的半致死效应浓度(LC₅₀)、非检测效应浓度(NDEC)及无观测效应浓度(NOEC);分析慢性毒性试验对受试生物体质量、体长及消化腺超氧化物歧化酶(SOD)活性的影响。结果显示,对苯二酚对毛蚶、紫贻贝的LC₅₀分别为34.10和66.50 mg/L, NDEC分别为0.36和0.50 mg/L, NOEC分别为0.40和0.60 mg/L。慢性试验周期内受试生物体质量、体长的组内与组间差异不显著($P > 0.1$); SOD酶活性仅在个别时间段对照组和处理组间存在显著差异($P < 0.05$)。

关键词:对苯二酚;毛蚶;贻贝;毒性效应;中国近岸

中图分类号:X503.225;X55

文献标志码:B

文章编号:1674-6732(2020)05-0105-07

Toxic Effects of Hydroquinone on Marine Benthic Shellfish *Scapharca subcrenata* and *Mytilus Edulis*

MAO Cheng-ze^{1,2}, WEI Ai-hong^{1,2*}, JIANG Sheng¹, ZHOU Chao-fan^{1,2}, JIAO Xin-ming^{1,2}, YUAN Guang-wang^{1,2}, ZHENG Jiang-peng^{1,2}, WANG Chang-you³

(1. Jiangsu Provincial Environmental Monitoring Center, Jiangsu Marine Environment Monitoring and Forecasting Center, Nanjing, Jiangsu 210019 China; 2. Jiangsu Tidal Flat Research Center, Nanjing, Jiangsu 210036, China; 3. School of Marine Sciences, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing, Jiangsu 210044, China)

Abstract: Typical Chinese coastal benthic bivalve *Scapharca subcrenata* and *Mytilus edulis* were selected to carry out acute and chronic toxicity tests of hydroquinone. Log-logistic and Weibull model were applied to determine the lethal concentration 50 (LC₅₀), no detected effect concentration (NDEC) and no observed effect concentration (NOEC). Toxic effects of hydroquinone on the body mass, body length and digestive gland superoxide dismutase (SOD) of the 2 tested organisms were detected and analyzed. The results showed that LC₅₀ of hydroquinone to *Scapharca subcrenata*, and *Mytilus edulis* were 34.10 and 66.50 mg/L, NDEC 0.36 and 0.50 mg/L, NOEC 0.40 and 0.60 mg/L, respectively. Result of the chronic toxicity tests showed that differences between groups and within groups of body mass and body length were not significant ($P > 0.1$), activity of superoxide dismutase showed significant difference between groups in certain period ($P < 0.05$).

Key words: Hydroquinone, *Scapharca subcrenata*, *Mytilus edulis*, Toxic effect, Chinese offshore area

随着人类工业的不断发展,苯系物及其衍生物生产和生活带来了许多便利,但同时这些有毒有害化合物也通过生产和生活废水、废气、爆炸和泄露等被广泛开发并运用到人类生产活动中,给人们的生活

收稿日期:2020-02-14;修订日期:2020-06-21

基金项目:国家重点研发计划重点专项基金资助项目(2016YFC1402405);生态环境部“水生生物监测体系研究”基金资助项目;江苏省环境监测科研基金资助项目(1615)

作者简介:毛成贵(1986—),男,工程师,硕士,主要从事海洋浮游生物学工作。

* 通讯作者:魏爱泓 E-mail:1090407314@qq.com

途径被大量排入土壤、水及大气环境中,给生态系统和人类健康带来了不利影响^[1-2]。

对苯二酚是一种常见的苯系物,也是苯的主要代谢物,溶于水,易溶于乙醇和乙醚,被广泛应用于摄像造影剂、染料中间体、橡胶及食品抗氧化剂、机动车燃料、美白化妆品及除藻剂等众多生产生活领域,故其在生态系统中的分布相当广泛^[1,3-4]。国内外大量研究表明,酚类化合物在 10^{-6} 级就会对水生生物产生极大毒性,在 10^{-9} 级就能影响鱼类和甲壳类的感觉器官^[5-6]。而对苯二酚则对链带藻属(*Desmodesmus* spp.)、集胞藻属(*Synechocystis* spp.)、念珠藻属(*Nostoc* spp.)、铜绿微囊藻(*Microcystis* spp.)、褶皱臂尾轮虫(*Brachionus plicatilis*)、大型溞(*Daphnia magna*)、黑头呆鱼(*Pimephales promelas*)、斑马鱼属(*Brachydanio* sp.)等多种水生生物具有极强毒性^[3,7]。

江河水体中的对苯二酚最终将汇入海洋,其作为普通化工产品出现在国际海运货物中。近年来海上化学品泄漏事故多有发生,海洋生物因此遭受来自陆源和海上的双重威胁,海洋底栖生物等迁移能力较弱的类群将受到较大影响^[8-9]。现选取毛蚶(*Scapharca subcrenata*)、紫贻贝(*Mytilus edulis*)为受试生物,通过急性和慢性毒性试验,分析计算对苯二酚对两者的半致死效应浓度(Lethal Concentration 50, LC_{50})、非检测效应浓度(No Detected Effective Concentration, NDEC)及无观测效应浓度(No Observed Effective Concentration, NOEC),为对苯二酚的海洋生态风险管理提供科学依据。

1 研究方法

1.1 试验材料

1.1.1 主要试剂

用海水素(益尔牌)配制盐度为20 psu的人工海水,放置1 d后,作为受试生物培养液;对苯二酚为分析纯(购自国药集团化学试剂有限公司);超氧化物歧化酶(SOD)活性检测试剂盒(上海碧云天生物技术有限公司)。

1.1.2 受试生物预处理

采集连云港赣榆区近岸健康且反应灵敏的毛蚶与紫贻贝,以半静水法暂养3~7 d,期间连续充气,每24 h更换水体的一半;经3 d饥饿处理后,第4 d开始每天以贝类软体鲜重的0.6%(约0.1%~

0.2%的湿重)投喂螺旋藻粉,至试验前1 d停止投饵^[10-11]。试验中选择大小基本一致、健康且反应灵敏的个体随机分组。

1.2 试验方法

1.2.1 急性毒性试验

在玻璃水槽(37 cm × 27 cm × 20 cm)内注入培养液5 L,随机投放经24 h饥饿处理的毛蚶/紫贻贝15只。其中,毛蚶平均体长2.28 cm(2.16~2.40 cm),平均体质量4.0 g(3.8~4.5 g);紫贻贝平均体长5.20 cm(5.06~5.42 cm),平均体质量14.2 g(13.1~15.5 g);年龄约10个月。试验期间室温为14~22℃,水温为17~21℃,人工海水pH值为7.8~8.0,溶解氧为9.0~10.2 mg/L。

在预试验结果基础上设5个对苯二酚浓度梯度(C1—C5),天然海水做空白对照(C0),每组设双平行(表1)。进行96 h急性毒性试验,每24 h更换一半水体,补充试剂至初始浓度并记录死亡率,死亡界定参考《GB/T 29881—2013》^[11]。

表1 毒性效应试验对照组及处理组对苯二酚浓度

对苯二酚	mg/L			
	急性试验		慢性试验	
	毛蚶	紫贻贝	毛蚶	紫贻贝
C0	0	0	0	0
C1	0.2	2	0.2	0.2
C2	2	20	0.4	0.4
C3	20	40	0.6	0.6
C4	100	80	0.8	0.8
C5	200	120	1.0	1.0

1.2.2 慢性毒性试验

在水槽中随机投放与急性试验相同处理的毛蚶、紫贻贝各40只。毛蚶平均体长2.85 cm(2.78~2.92 cm),平均体质量7.2 g(6.7~7.8 g);紫贻贝平均体长5.05 cm(4.85~5.15 cm),平均体质量12.8 g(11.5~14.0 g)。

根据急性试验结果设置5个对苯二酚浓度梯度和1个海水空白对照,每组双平行(表1)。每天于固定时间投喂螺旋藻粉1次(投喂量与预处理相同),其余条件同急性试验。于试验开始第5,9,13,17和21 d及结束时,测定个体湿重(精度0.01 g)和体长(精度0.01 mm)。

试验开始后第4,8,12,16和20 d取样,每组随机抽取2只,用于测定蛋白质含量及SOD活性,期间观察各组有无个体死亡。

1.2.3 消化腺 SOD 活性检测

取受试生物消化腺,冰浴匀浆,4℃离心后取上清液,按试剂盒说明书(WST-8法)严格操作。

1.3 数据分析方法

1.3.1 LC₅₀

LC₅₀是指在一定时间内,实验系统中或某一生态系统中 50% 的实验生物或某一生物种群表现出可观察到死亡时污染物浓度^[12-14]。

采用 Log-logistic 模型计算 LC₅₀及其置信区间^[15]。

$$y = \frac{a}{1 + \left(\frac{c}{LC_{50}}\right)^b} \quad (1)$$

式中:LC₅₀——半致死浓度,mg/L;

y ——效应指标;

c ——污染物质量浓度;mg/L;

a 和 b ——模型形状参数。

1.3.2 非效应浓度

1.3.2.1 NOEC

NOEC 是指与空白对照无显著性差异的最高实验浓度(显著性水平 α 通常取 5%)^[12,15]。研究应用单因素方差分析检验慢性毒性试验各组组间方差与组内方差的显著性;应用配对多重比较(Games-Howell 和 Dunnett's T3)检验处理组与对照组的均数差异,根据检验结果确定受试生物慢性毒性实验的 NOEC。

1.3.2.2 低效应浓度

EC_x是指与空白对照相比,能使效应指标(如生存率、生物量、生长率等)减少 $x\%$ 的污染物浓度^[12]。经济合作与发展组织(Organization for Economic Cooperation and Development, OECD)、国际环境毒理学和化学学会(International Society For Environmental Toxicology And Chemistry, SETAC)建议用 EC₀₅或 EC₁₀置信区间的下限作为生态安全暴露基准浓度^[16-17]。

采用 Log-logistic 模型计算受试生物 EC₀₅及其置信区间。

$$y = \frac{a}{1 + \left(\frac{x}{100-x}\right)\left(\frac{c}{EC_x}\right)^b} \quad (2)$$

式中: y ——效应指标;

c ——污染物浓度,mg/L;

x ——效应百分数;

a —— $c=0$ 时的效应指标;

EC_x——低效应浓度,mg/L;

b ——模型形状参数。

1.3.2.3 阈值浓度

应用 weibull 毒性效应阈值模型计算受试生物急性毒性效应阈值浓度^[18]。

$$y = y_0 e^{-a(c^b - c_s^b)} \quad (3)$$

式中: y ——效应指标;

c ——污染物浓度;mg/L;

C_s ——阈值浓度,mg/L;

y_0 —— $c=0$ 时的效应指标;

a 和 b ——模型形状参数。

2 结果分析

2.1 急性毒性效应

以对苯二酚质量浓度为横坐标,96 h 存活个体数为纵坐标,绘制毛蚶与紫贻贝存活个体数变化曲线。结果表明,对苯二酚对毛蚶与紫贻贝具有一定毒性, $\rho > 0.2$ mg/L 即造成毛蚶死亡, > 20 mg/L 在 96 h 内致半数毛蚶死亡 $[\rho(96 \text{ h } LC_{50}) = 20 \text{ mg/L}]$; $\rho > 2$ mg/L 即造成紫贻贝死亡, $\rho > 80$ mg/L 在 96 h 内致半数紫贻贝死亡 $[\rho(96 \text{ h } LC_{50}) = 80 \text{ mg/L}]$,见图 1(a)(b)。

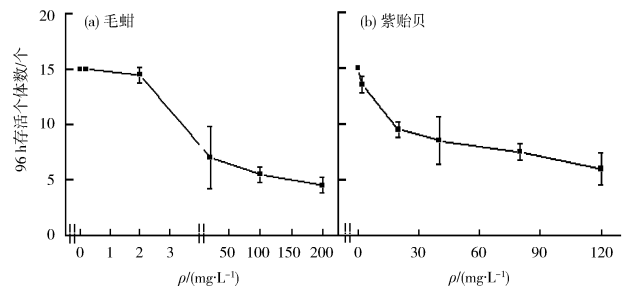


图 1 毛蚶、紫贻贝 96 h 存活数随对苯二酚质量浓度变化曲线

2.2 体长及体重变化

第 0,5,9,13,17 和 21 d 毛蚶、紫贻贝平均体质量、平均体长测量结果显示,处理组与对照组组内与组间无显著差异($P > 0.1$)。

对比试验 21 d 和试验 0 d 毛蚶的平均体质量变化情况,C0 组(0 mg/L)、C1 组(0.2 mg/L)21 d 比 0 d 略有增长,其余各组均略有下降,其中 C5 (1.0 mg/L)降幅较明显;对比试验 21 d 和试验 0 d 时毛蚶平均体长变化情况可知,除 C2(0.4 mg/L)组 21 d 比 0 d 略有增长,其余各组均略有下降,其中 C3(0.6 mg/L)组降幅较明显,见图 2(a)(b)。

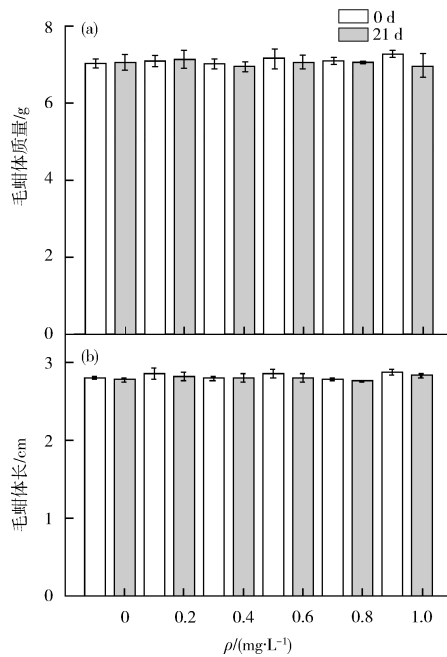


图 2 对苯二酚对毛蚶平均体质量、平均体长的影响

对比试验 21 d 和试验 0 d 紫贻贝的平均体质量变化情况, C0 (0 mg/L) 组、C5 (1.0 mg/L) 组 21 d 比 0 d 略有下降, 其余各组均略有增长, 其中 C0 (0 mg/L) 降幅较明显; 对比试验 21 d 和试验 0 d 紫贻贝的平均体长变化情况, 除 C4 (0.8 mg/L) 组 21 d 比 0 d 略有增长, 其余各组均略有下降, 其中 C0 (0 mg/L)、C2 (0.4 mg/L) 组降幅较明显, 见图 3 (a)(b)。

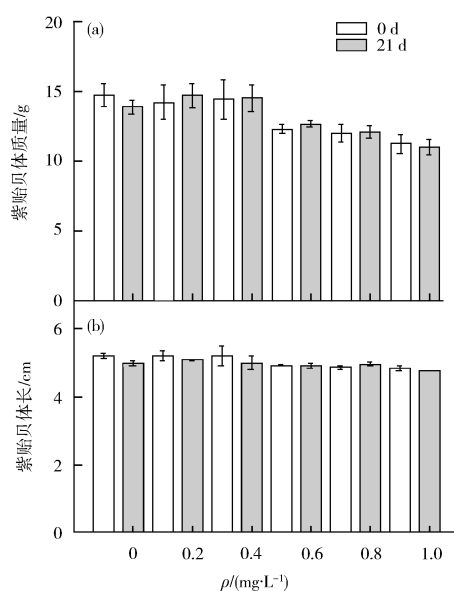


图 3 对苯二酚对紫贻贝平均体质量的影响

2.3 消化腺 SOD 活性的变化

2.3.1 毛蚶

不同时间点取毛蚶样本的 SOD 检测结果显示, 各处理组组内与组间测定值差异不显著 ($P > 0.05$), 见图 4。

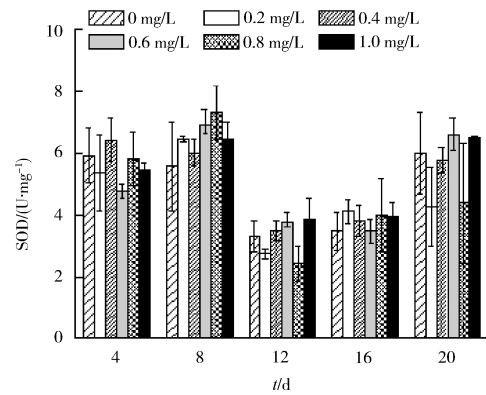


图 4 对苯二酚对毛蚶消化腺 SOD 活性的影响

多重比较和 Dunnett's T3 检验显示, 试验第 4 d, C1、C3、C4、C5 分别为 C0 的 90.7%、80.3%、98.3% 和 92.1%, 仅 C3 显著降低 ($P < 0.05$), C2 为 C0 的 108.4%, 差异不显著 ($P > 0.05$); 第 8 d, C1—C5 分别为 C0 的 115.4%、107.4%、123.7%、130.9% 和 115.6%, 差异不显著 ($P > 0.1$); 第 12 d, C1、C4 分别为 C0 的 83.1% 和 73.5%, C2、C3、C5 分别为 C0 的 106.1%、113.5% 和 116.5%, 差异不显著 ($P > 0.1$); 第 16 d, C3 为 C0 的 99.4%, C1、C2、C4、C5 分别为 C0 的 118.0%、109.0%、114.8% 和 113.3%, 差异不显著 ($P > 0.1$); 第 20 d, C1、C2、C4 分别为 C0 的 70.9%、96.1% 和 72.9%, C3、C5 分别为 C0 的 109.9% 和 107.8%, 差异不显著 ($P > 0.1$)。

同组不同时段 SOD 活性变化各不相同, C1、C3、C4 与 C0 比值呈减小增大再减小趋势; C2 与 C0 比值呈逐渐减小趋势; C5 与 C0 比值呈逐渐增大趋势。由此可见, 高浓度组诱导的 SOD 活性积分值大于低浓度组。

2.3.2 紫贻贝

不同时间点取紫贻贝样本的 SOD 检测对苯二酚浓度见图 5。试验第 16 d 各处理组组间差异显著 ($P < 0.05$), 其余 4 次抽检组内与组间差异不显著 ($P > 0.05$)。多重比较与 Dunnett's T3 检验显示, 第 4 d, C1、C2、C4、C5 分别为 C0 的 108.3%、105.3%、116.9% 和 119.3%, C3 为 C0 的 93.6%,

差异不显著 ($P > 0.05$); 第 8 d, C1、C2、C4、C5 分别为 C0 的 83.1%、82.8%、78.4% 和 89.6%, C3 为 C0 的 107.3%, 差异不显著 ($P > 0.1$); 第 12 d, C1—C5 分别为 C0 的 74.0%、93.2%、70.4%、82.2% 和 77.1%, 差异不显著 ($P > 0.1$); 第 16 d, C1 为 C0 的 100.4%, C2—C5 分别为 C0 的 77.2%、79.2%、58.3% 和 68.7%, 其中 C4、C5 与 C0 差异显著 ($P < 0.05$); 第 20 d, C1—C5 分别为 C0 的 98.4%、94.8%、96.6%、89.9% 和 87.3%, 差异不显著 ($P > 0.1$)。

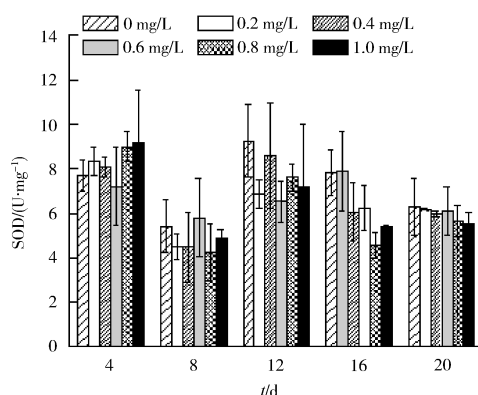


图 5 对照组与处理组紫贻贝 SOD 活性变化

同组不同时段 SOD 活性变化亦不相同, C1、C2、C4、C5 与 C0 比值呈先增大后减小趋势, C3 与 C0 比值呈减小增大再减小趋势。综上, 高浓度组诱导的 SOD 活性积分值小于低浓度组, 但响应时间高浓度组早于低浓度组。

2.4 毒性效应浓度

应用模型方程式(1)–(3)分别计算对苯二酚对毛蚶、紫贻贝的急性毒性效应浓度 LC_{50} 、 EC_{05} 、 C_s 及其 bootstrap 置信区间, 平均吻合度检验 (Goodness of Fit) 较好 ($R^2 > 0.9$)。通过多重比较和 Dunnett's T3 检验处理组与对照组的均数差异, 根据检验结果确定 NOEC ($P < 0.05$), 见表 2。

表 2 对苯二酚对毛蚶和紫贻贝的 C_s 、 LC_{50} 、 EC_{05}

		mg/L	
效应浓度及置信区间		毛蚶	紫贻贝
急性	C_s 均值	1.80	0.63
	置信区间 (CI95)	1.1 ~ 4.8	0.5 ~ 1.1
	EC_{05} 均值	0.36	0.50
	置信区间 (CI95)	0.20 ~ 0.83	0.2 ~ 1.9
	LC_{50} 均值	34.10	66.50
	置信区间 (CI95)	17.4 ~ 49.6	41.3 ~ 101.2
慢性	NOEC	0.40	0.60

Weibull 模型为 4 参数, Log-Logistic 模型为 3 参数, 后者收敛性要优于前者, 且 EC_{05} 均值均 $< C_s$ 均值, 故将 EC_{05} 作为 NDEC^[16]。NDEC 检验结果表明, 海水中 ρ (对苯二酚) 分别 > 0.36 和 0.50 mg/L 时, 对毛蚶、紫贻贝产生明显毒害作用; LC_{50} 检验结果表明, ρ (对苯二酚) 分别 > 34.10 和 66.50 mg/L 时, 导致毛蚶、紫贻贝半数死亡。NOEC 检验结果表明, ρ (对苯二酚) 分别 > 0.40 和 0.60 mg/L 时, 显著影响毛蚶、紫贻贝消化腺 SOD 酶的活性。

3 讨论

3.1 对苯二酚的急性毒性

相关研究表明, 对苯二酚对部分细菌、藻类、桡足类及鱼类均具有极强的毒性, 对大型蚤的 ρ (48 h EC_{50}) 为 0.15 mg/L, 对褶皱臂尾轮虫的 ρ (24 h LC_{50}) 为 $0.22 \sim 0.28$ mg/L, 对黑头呆鱼的 ρ (LC_{50}) 为 $0.10 \sim 0.18$ mg/L, 对明亮发光杆菌的毒性分别为邻苯二酚及间苯二酚 100 倍和 1 000 倍^[3,5,7,19]。结果显示, 对苯二酚对毛蚶与紫贻贝的 ρ (LC_{50}) 分别为 34.1 与 66.5 mg/L, 根据水生生物急性毒性等级分类标准, 其对两者毒性等级均为急性毒性 3 类 [10 mg/L $< \rho$ (LC_{50}) < 100 mg/L], 毒性较低, 这可能由于毛蚶及贻贝成体对对苯二酚的耐受性高于其他类群生物, 同时也说明两者对于对苯二酚的预警指示作用较弱, 后续可选择敏感性较高的贝类幼体或其他类群的底栖动物进行进一步试验研究^[11,20-22]。

毛蚶与紫贻贝作为常见的污染物毒性试验受试生物, 文献[23-28]分别就重金属离子、有机农药、原油及其提炼物对两者的急性毒性进行了研究。根据典型的 96 h 试验结果, 汞、镉及石油烃对毛蚶的毒性较大, 为急性毒性二类 [1 mg/L $< \rho$ (96 h LC_{50}) < 10 mg/L]; 燃料油 WAF、原油 DWAF、氯硝柳胺对紫贻贝的毒性最大, 为急性毒性一类 [ρ (96 h LC_{50}) < 1 mg/L], 燃料油 DWAF、原油 WAF、甲基异硫磷、水胺硫磷对紫贻贝的毒性较大, 为急性毒性二类, 见表 3。

不同的试验条件和分析计算方法对急性毒性试验的结果也存在影响, 张艳红等^[25]就汞对毛蚶的急性毒性试验结果得出 ρ (96 h LC_{50}) 为 2.07 mg/L, 而魏爱泓等^[29]的试验结果 ρ (96 h LC_{50}) 为 800.0 μ g/L, 两者相差 1 个急性毒性等级。

表 3 11 种危化品对毛蚶与紫贻贝的 96 h 半致死浓度 (96h LC₅₀)

参考文献	危化品	mg/L	
		毛蚶	紫贻贝
[23]	镉 (Cd ²⁺)	6.20	
[24]	石油烃	1.914	
	镉 (Cd ²⁺)	5.170	
	石油烃 + 镉 (Cd ²⁺)	1.079	
[25]	汞 (Hg ²⁺)	2.07	
[26]	甲基异柳磷 (C ₁₄ H ₂₂ NO ₄ PS)		2.40
	水胺硫磷 (C ₁₁ H ₁₆ NO ₄ PS)		4.02
[27]	氯硝柳胺 (C ₁₃ H ₈ C ₁₂ N ₂ O ₄)		0.29
[28]	COS(一种植物根部提取物)		120.20
	燃料油分散液 (WAF)		0.58
	燃料油乳化液 (DWAF)		2.26
	原油分散液 (WAF)		1.70
	原油乳化液 (DWAF)		0.69

3.2 对苯二酚的慢性毒性

慢性毒性试验中处理组与对照组组内与组间无显著差异,可能由于受试生物均为成体,贝类在生长至成体阶段后生长速率放缓,且海洋底栖贝类在多种污染物物种敏感度分布中属耐受性较强的物种^[14,21,30];此外,贝类的生长还与温度、Ca²⁺及 HCO₃⁻ 浓度关系密切,成体贝类短期培养试验很难观察到体长及体质量的毒性效应终点^[31]。

研究表明,毛蚶、紫贻贝等海洋底栖贝类在受到重金属、有机农药、多环芳烃及海洋石油污染时,污染物在体内代谢产生的活性氧化物 (H₂O₂ 及 ROS 等) 会对机体抗氧化系统产生 2 种效应:在污染物浓度较低或暴露初期,代谢产生的活性氧化物会诱导机体抗氧化系统产生 SOD、过氧化氢酶 (CAT)、谷胱甘肽巯基转移酶 (GST) 等抗氧化酶来清除活性氧化物以避免机体细胞受损;随着污染物浓度升高或暴露时间的延长,抗氧化系统将受到严重胁迫而使抗氧化酶的合成受到抑制^[23,32-35]。

毛蚶与紫贻贝在对苯二酚的暴露试验中 SOD 活性变化显示,高浓度诱导积分大于低浓度,且高浓度组 SOD 的应激反应要早于低浓度,但剂量一效应关系不明显,这可能由于 SOD 的合成除受活性氧化物诱导外,还受水温、溶解氧及 pH 值等环境因子和 2 种受试生物的耐受能力影响;且对苯二酚对生物细胞的代谢和遗传方面均存在着较大的毒性,机体不同组织及器官抗氧化酶合成机制也存在一定的差异,具体规律有待进一步研究^[33-38]。

对于对苯二酚的海洋生态风险管理,首先要建立保护各类海洋生物免受其污染损害的阈值浓度,

即海水水质基准,包括急性基准与慢性基准,分别以急性与慢性毒性试验数据为依据^[39]。由于分布区域、环境理化参数、物种代谢机制等方面的差异,不同类别海洋生物对对苯二酚的敏感性也有着较大的差异,区域海洋生物群落甚至生态系统水平要以海水水质为基准推导,还需要补充浮游植物、浮游动物及鱼类等不同营养级以及具有生态学代表性种类的急性和慢性毒性试验数据,通过物种敏感度分布法 (Species Sensitivity Distribution, SSD) 进行进一步研究^[39-40]。

4 结论

(1) 急性毒性试验结果表明,对苯二酚对毛蚶、紫贻贝的 ρ (NDEC) 分别为 0.36 和 0.50 mg/L, ρ (LC₅₀) 分别为 34.10 和 66.50 mg/L。

(2) 慢性毒性试验结果表明,处理组与对照组组内与组间体长及体质量无显著差异 ($P > 0.1$); SOD 酶活性测定结果显示,毛蚶培养试验处理组内与组间测定值无显著差异 ($P > 0.05$),紫贻贝仅在第 16 d 各处理组组间差异显著 ($P < 0.05$)。对苯二酚对毛蚶、紫贻贝的 ρ (NOEC) 分别为 0.40 与 0.60 mg/L。

[参考文献]

- [1] ENGUITAF J, LEITAO A L. Hydroquinone: Environmental pollution, toxicity, and microbial answers[J]. Biomed Research International, <http://downloads.hindawi.com/journals/bmri/2013/542168.pdf>.
- [2] 沈清. 长江船舶苯酚泄漏污染事故的应急监测[J]. 环境监控与预警, 2013, 5(6): 6-8.
- [3] 张海峰. 危险化学品安全技术全书 (第一卷) [M]. 北京: 化学工业出版社, 2007.
- [4] GBETO H M, AMYOT M. Mercury, hydroquinone and clobe-tasol propionate in skin lightening products in West Africa and Canada[J]. Environmental Research, 2016, 150(6): 403-410.
- [5] GUERRA R. Ecotoxicological and chemical evaluation of phenolic compounds in industrial effluents[J]. Chemosphere, 2001, 44(8): 1737-1747.
- [6] 雷忻, 陈超, 王文强, 等. 间苯二酚与邻苯二酚对泥鳅的急性毒性效应[J]. 西北农林科技大学学报 (自然科学版), 2012, 40(4): 175-179.
- [7] BAHRS H, PUTSCHEW A, STEINBERG C. Toxicity of hydroquinone to different fresh is influenced by time of exposure and pH[J]. Environment Science Pollution Research, 2013, 20(1): 146-154.

- [8] 薛富德.《国际海运危险货物规则》的实施与对策[J]. 水运管理,2008,30(9):25-27.
- [9] 陶静,郭华明. 环境中多氯联苯醚的污染现状及研究进展[J]. 环境污染与防治,2018,40(7):824-829,835.
- [10] 柯可. 多环芳烃一萘对紫贻贝(*Mytilus edulis*)生理生化效应的研究[D]. 青岛:中国海洋大学,2010.
- [11] 国家质量监督检验检疫总局,国家标准化管理委员会. 杂项危险物质和物品分类试验方法—水生生物毒性试验:GB/T 29881—2013[S]. 北京:中国标准出版社,2007.
- [12] NELLY H. Current issues in statistics and models for ecotoxicological risk assessment [J]. Acta Biotheoretica,2004,53(2):201-217.
- [13] 孟紫强. 生态毒理学[M]. 北京:高等教育出版社,2009.
- [14] 金岚. 环境生态学[M]. 北京:高等教育出版社,2001.
- [15] PASCAL R, MARC L, CHRISTOS P, et al. Comparison of four chronic toxicity tests using algae, bacteria and invertebrates assessed with sixteen chemicals[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety,2000,47(2):186-194.
- [16] KOOIJMAN S A L M. An alternative for NOEC exists, but the standard model has to be abandoned first [J]. Oikos,1996,75(3):310-316.
- [17] ISNARD P, FLAMMARION P, ROMAN G, et al. Statistical analysis of regulatory ecotoxicity tests[J]. Chemosphere,2001,45(5):659-669.
- [18] 王长友,王修林,孙百晔,等. Cu、Pb、Zn 和 Cd 对东海原甲藻的生态毒性效应[J]. 中国环境科学,2008,28(3):264-268.
- [19] KAISER K L E, PALABRICA V S. Photobacterium phosphoreum Toxicity Data Index[J]. Water Quality Research Journal of Canada,1991,26(3):361-431.
- [20] 聂芳红,刘连平,陈进军,等. 二噁英类化合物对斑马鱼 CYP1A 毒理作用的研究新进展[J]. 广东海洋大学学报,2007(3):123-128.
- [21] 刘慧慧,何建瑜,赵荣涛,等. 重金属胁迫下厚壳贻贝谷胱甘肽 S-转移酶基因表达分析[J]. 海洋与湖沼,2014,45(2):274-280.
- [22] 王琳,潘鲁青,苗晶晶. 汞、镉和苯并[α]芘、多氯联苯对栉孔扇贝幼贝单一与联合毒性的研究[J]. 海洋环境科学,2010,29(4):535-540.
- [23] 阎波,李英,高楠,等. Cd²⁺ 对毛蚶的毒性效应及其 SOD 活性和 TAOC 的影响[J]. 天津科技大学学报,2015,30(5):48-52.
- [24] 陈建华,阎斌伦,李盈蕾,等. 石油烃和镉对毛蚶的急性毒性及联合毒性效应研究[J]. 水生态学杂志,2010,3(3):85-89.
- [25] 张艳红,郭旭东,崔健斌,等. 重金属 Hg²⁺ 对毛蚶的急性毒性及肝脏组织结构的影响[J]. 河北渔业,2016,40(8):13-15.
- [26] 陈碧鹃,陈民山. 甲基异柳磷、水胺硫磷对海洋藻类(金藻)、贝类(紫贻贝、蓝蛤)及对虾仔虾的毒性影响[J]. 海洋环境科学,1993,12(2):12-17.
- [27] 邵跃,杨光. 氯硝柳胺和 COS 对紫贻贝的急性毒性实验[J]. 河北渔业,2013,37(11):13-15,49.
- [28] 高祥,杨阳,林雨霏. 溢油污染物对紫贻贝的急性毒性效应[J]. 船海工程,2018,47(2):109-115.
- [29] 魏爱泓,矫新明,毛成贵,等. 重金属汞对海洋底栖动物毛蚶和紫贻贝毒性效应研究[J]. 生态毒理学报,2018,13(6):352-359.
- [30] 张义浩,赵盛龙. 嵊山列岛贻贝养殖种类生长发育调查[J]. 浙江海洋学院学报(自然科学版),2003,22(1):67-73.
- [31] 林军,邓明星,章守宇,等. 贻贝养殖海域表层水温季节变化及其对紫贻贝生长的影响[J]. 上海海洋大学学报,2016,25(6):918-926.
- [32] 于德良. 镉和砷对不同发育阶段紫贻贝毒理效应的组学研究[D]. 烟台:中国科学院烟台海岸带研究所,2017.
- [33] 潘京津. 汞和镉对紫贻贝(*Mytilus edulis*)的单一与联合作用效应[D]. 青岛:中国海洋大学,2015.
- [34] 黄志斐. 两种多溴联苯醚对翡翠贻贝和菲律宾蛤仔的毒性效应[D]. 上海:上海海洋大学,2012.
- [35] 赵升,耿晓,孙蓓蓓,等. 重质原油和轻质原油水溶性组分对紫贻贝(*Mytilus edulis*)毒理效应的研究[J]. 生态毒理学报,2016,11(4):272-279.
- [36] TERPILOVSKII M A, KUZNETSOV S V, GONCHAROV N V. Biochemical aspects of hydroquinone impact on motor activity in newborn rats[J]. Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology,2018,54(6):425-433.
- [37] PENG C, ARTHUR D, LIU F Y, et al. Genotoxicity of hydroquinone in A549 cells[J]. Cell Biology and Toxicology,2013,29(4):213-227.
- [38] 杨洪帅,王辉,刘加慧,等. 高温对吉富罗非鱼幼鱼生长及超氧化物歧化酶、乳酸脱氢酶活性的影响[J]. 广东海洋大学学报,2014,34(1):15-20.
- [39] 张瑞卿,吴丰昌,李会仙,等. 应用物种敏感度分布法研究中国无机汞的水生生物水质基准[J]. 环境科学学报,2012,32(2):440-449.
- [40] 李会仙,张瑞卿,吴丰昌,等. 中美淡水生物区系中汞物种敏感度分布比较[J]. 环境科学学报,2012,32(5):1183-1191.