

doi: 10.3969/j.issn.2095-0780.2015.02.010

## 南海 LH 原油和 0<sup>#</sup> 柴油对 3 种海水增殖生物的急性毒性研究

黄南建<sup>1,2</sup>, 陈海刚<sup>1</sup>, 张林宝<sup>1</sup>, 马胜伟<sup>1</sup>, 张喆<sup>1</sup>, 蔡文贵<sup>1</sup>, 贾晓平<sup>1</sup>

(1. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 广东省渔业生态环境重点实验室, 农业部南海渔业资源开发利用重点实验室, 农业部南海渔业资源环境科学观测实验站, 广东广州 510300; 2 上海海洋大学海洋科学学院, 上海 201306)

**摘要:** 采用半静水法进行了南海原油和 0<sup>#</sup> 柴油对凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*)、翡翠贻贝 (*Perna viridis*) 和菲律宾蛤仔 (*Ruditapes philippinarum*) 的急性毒性试验。南海 LH 原油乳化液、0<sup>#</sup> 柴油乳化液和 0<sup>#</sup> 柴油分散液对凡纳滨对虾的 96 h 半致死安全质量浓度 (LC<sub>50</sub>) 分别为 3.25 mg·L<sup>-1</sup>、3.17 mg·L<sup>-1</sup> 和 2.40 mg·L<sup>-1</sup>, 其对应的安全阈值分别为 0.33 mg·L<sup>-1</sup>、0.32 mg·L<sup>-1</sup> 和 0.24 mg·L<sup>-1</sup>; 南海 LH 原油乳化液和 0<sup>#</sup> 柴油乳化液对菲律宾蛤仔的 96 h-LC<sub>50</sub> 分别为 15.93 mg·L<sup>-1</sup> 和 8.74 mg·L<sup>-1</sup>, 对应安全阈值分别为 1.59 mg·L<sup>-1</sup> 和 0.87 mg·L<sup>-1</sup>; 0<sup>#</sup> 柴油乳化液对翡翠贻贝的 96 h-LC<sub>50</sub> 为 28.90 mg·L<sup>-1</sup>, 安全阈值为 2.89 mg·L<sup>-1</sup>。

**关键词:** 石油类; 增殖殖种类; 急性毒性; 安全阈值

中图分类号: X503.22

文献标志码: A

文章编号: 2095-0780-(2015)02-0072-07

## Acute toxicity of South China Sea LH crude oil and NO. 0 diesel to three mariculture and multiplication organisms

HUANG Nanjian<sup>1,2</sup>, CHEN Haigang<sup>1</sup>, ZHANG Linbao<sup>1</sup>, MA Shengwei<sup>1</sup>,  
ZHANG Zhe<sup>1</sup>, CAI Wengui<sup>1</sup>, JIA Xiaoping<sup>1</sup>

(1. Key Lab. of Fishery Ecology and Environment, Guangdong Province; Key Lab. of South China Sea Fishery Resources Exploitation & Utilization, Ministry of Agriculture; Scientific Observing and Experimental Station of South China Sea Fishery Resources & Environments, Ministry of Agriculture; South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China; 2. College of Marine Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

**Abstract:** We studied the acute toxicity of Nanhai LH crude oil and NO.0 diesel to *Litopenaeus vannamei*, *Perna viridis* and *Ruditapes philippinarum*. The results show that 96 h-LC<sub>50</sub>s of Nanhai crude oil emulsion, NO.0 diesel emulsion and NO.0 diesel dispersants to *L. vannamei* were 3.25 mg·L<sup>-1</sup>, 3.17 mg·L<sup>-1</sup> and 2.40 mg·L<sup>-1</sup>, respectively, and the corresponding safety thresholds were 0.33 mg·L<sup>-1</sup>, 0.32 mg·L<sup>-1</sup> and 0.24 mg·L<sup>-1</sup>, respectively. The 96 h-LC<sub>50</sub> of Nanhai LH crude oil emulsion and NO.0 diesel emulsion to *R. philippinarum* were 15.93 mg·L<sup>-1</sup> and 8.74 mg·L<sup>-1</sup>, respectively, and the corresponding security thresholds were 1.59 mg·L<sup>-1</sup> and 0.87 mg·L<sup>-1</sup>, respectively. In addition, The 96 h-LC<sub>50</sub> of NO.0 diesel emulsion on *P. viridis* was 28.90 mg·L<sup>-1</sup>, and the safety threshold was 2.89 mg·L<sup>-1</sup>.

**Key words:** petroleum hydrocarbon; mariculture and multiplication organisms; acute toxicity; safety threshold

收稿日期: 2014-09-29; 修回日期: 2014-11-11

资助项目: 海南省社会发展科技专项资金项目(XH201312); 广东省渔业生态环境重点实验室开放基金重点课题“南海贻贝观察计划(2010-2015年)”(LFE-2010-002); 国家海洋局海洋溢油鉴别与损害评估技术重点实验室开放基金项目(2013-8)

作者简介: 黄南建(1987-), 男, 硕士研究生, 从事生态毒理学研究。E-mail: hnjhj@163.com

通信作者: 贾晓平(1949-), 男, 研究员, 从事海洋渔业资源与渔业生态环境研究。E-mail: jxp60@tom.com

近岸海域是重要的海水增殖水域, 同时也是受污染相对较严重的区域, 而石油污染是中国近海海域主要污染问题之一。近几年来, 虽然中国入海石油类的总量有所降低, 近海海域石油类超一二类海水水质标准的面积有所减小, 但是一些重要海水增殖海域石油污染的潜在威胁依然存在, 尤其是海上事故性溢油对渔业生态环境与增殖生物的污染影响不容忽视<sup>[1-2]</sup>。尽管中国在石油类对海水增殖生物急性毒性效应方面开展过一系列的研究, 获得了一些基础数据, 仍然远远不能满足实际的需求<sup>[3-6]</sup>。自然条件下石油类主要是通过溶解、乳化作用等复杂的迁移过程进入水体。溢油事故发生后, 以化学分散剂分散原油是一种有效手段。然而使用分散剂后形成的化学分散油在波浪及海流的作用下会向岸滩漂移, 同时受化学分散油污染的沙滩又长期缓慢地释放石油烃及有机物、重金属等其他有害成分, 对近岸海域构成极大的威胁<sup>[7]</sup>。而单独石油烃与经消油剂处理的石油烃对南海近岸海域水产经济种类比较研究较少, 因此研究石油类对海洋增殖生物的毒性效应以及石油乳化液与分散液毒性效应的差异对深入了解溢油污染对海洋生物的危害和石油污染的治理修复具有重要意义。笔者选择南海区重要增殖品种凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*)、翡翠贻贝 (*Perna viridis*) 和菲律宾蛤仔 (*Ruditapes philippinarum*) 为试验生物, 进行代表性的南海 LH 原油和 0# 柴油乳化液与分散液的急性毒性试验, 确定其在不同条件下的安全阈值, 为保护海洋渔业和海洋生态提供基础数据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验生物

试验用的凡纳滨对虾由中国水产科学研究院南海水产研究所深圳试验基地提供, 体质量为 4.21~9.46 g, 体长为 7.9~11.4 cm。翡翠贻贝取自广东省深圳大亚湾, 壳长为 2.10~3.20 cm、壳宽为 1.0~2.3 cm。菲律宾蛤仔取自海南岛三亚榆林港, 壳长为 1.3~1.7 cm、壳宽为 1.0~1.3 cm。试验前在室内驯养 1 周, 受试生物死亡率 < 5%, 挑拣健壮、大小均匀的个体备用。

### 1.2 试验药品

南海 LH 原油取自中国南海流花油田; 0# 柴油购自广州市加油站; 富肯-3 号消油剂购自广州富肯环保科技有限公司; 正己烷、乙醇、乙醚等均为分析纯。

### 1.3 试验方法

1.3.1 富肯-3 号消油剂毒性试验 预试验: 设置  $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  3 个消油剂浓度组, 试验在 60 L 的玻璃缸中进行。每个玻璃缸加入 40 L 不同浓度的暴露溶液, 同时各放入 15 只试验生物进行消油剂毒性的预试验。

1.3.2 南海 LH 原油和 0# 柴油母液制备 1) 南海 LH 原油和 0# 柴油乳化母液: 将消油剂与南海 LH 原油、0# 柴油分别按 1:1 体积比例混合后置于超声波洗涤器中超声 5 min, 然后按与过滤海水体积比为 1:10, 置于超声波洗涤器中连续超声 3 h 后置于分液漏斗静置 3 h。水相液置于棕色瓶保存。2) 南海 LH 原油和 0# 柴油分散相母液: 将南海 LH 原油、0# 柴油分别与过滤海水体积比为 1:10, 在电磁搅拌机连续搅拌 12 h, 静置 12 h, 将水相虹吸至棕色瓶保存。

1.3.3 急性毒性试验 采用以 10 为底的等对数方式设置浓度组。配置浓度梯度前用 UV-2550 紫外可见分光光度计 (岛津仪器有限公司出品) 测定母液。曝油前, 根据不同试验要求按一定浓度间距配制试验液系列, 设 1 个对照组和 5~6 个浓度组。试验在适当体积的玻璃缸中进行, 每个器皿放入 10 只受试生物。试验海水盐度为 29~30, pH 为  $7.2 \pm 0.1$ , 水温为 28~30 °C。试验在自然光照下进行, 每 8 h 换一次水, 适当充气。每天观察记录受试生物的活动状况, 死亡的受试生物及时捞出。躯干弯曲、僵硬, 用玻璃棒碰触无反应的对虾作为死亡标准; 双壳打开、鳃自由漂浮作为贝类死亡标准。记录受试生物的活动状况以及死亡状况, 记录时段为 0 h、24 h、48 h、72 h、96 h。

### 1.4 数据处理方法

采用 Excel 2010 软件计算南海 LH 原油和 0# 柴油对 3 种受试生物的 96 h 半致死安全质量浓度 ( $\text{LC}_{50}$ ), 并用 SPASS 检验。按以下公式计算安全阈值: 安全阈值 =  $96 \text{ h}\text{-LC}_{50} \times 0.1$ <sup>[6]</sup>。

## 2 结果

### 2.1 曝油生物的行为特点与中毒症状

2.1.1 富肯-3 号消油剂毒性 暴露 96 h 后,  $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  组生物均未出现死亡, 而最高浓度组 ( $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 仅虾暴露 96 h 出现 1 尾死亡个体, 但仍满足预试验生物成活率 > 90% 的要求, 表明其对试验生物的毒性较小, 适合用作助溶剂进

行试验。

**2.1.2 曝油凡纳滨对虾的中毒症状** 1) 在南海 LH 原油和 0<sup>#</sup>柴油曝油最初的 2~3 h, 对虾表现出躁动不安、乱窜乱撞、出现身体失衡、侧翻和痉挛抽搐等现象, 高浓度组的现象更加明显。当曝油进行至第 3~第 4 小时, 乱撞和失衡等症状趋缓。2) 曝于不同浓度组南海 LH 原油和 0<sup>#</sup>柴油 12 h 内, 对虾均因缺氧而出现浮头现象, 并且随浓度升高浮头现象更为严重。经观察, 受试对虾的鳃部粘附着小油粒, 阻塞了受试对虾的正常呼吸。3) 随着曝油时间延续, 受试对虾的体色逐渐暗淡, 体表粘膜受损, 12 h 出现蜕皮现象, 浓度高者该现象尤甚。

**2.1.3 曝油翡翠贻贝的中毒症状** 曝油 24 h 翡翠贻贝未出现死亡, 附着在器壁上的现象减少, 并且群聚现象也变少。与空白组相比, 试验组翡翠贻贝的双壳紧闭, 壳边出现絮状粘液。试验进行至第 48 小时, 有部分翡翠贻贝处于假死状态, 双壳不能闭合。经玻璃棒敲击, 贝体反应迟钝, 双壳稍微闭合又张开。曝油 72 h 后, 翡翠贻贝闭合肌边缘呈棕黑色, 贝肉呈暗黄色。死亡个体双壳张开, 鳃自由漂浮。

**2.1.4 曝油菲律宾蛤仔的中毒症状** 菲律宾蛤仔在曝油 12 h 无死亡现象, 试验组的油浓度越高溶液的可见度越低, 且刺鼻的油味越大, 蛤仔闭合双壳越明显, 低浓度组有的蛤仔双壳张开, 斧足外伸, 且肉体鲜艳。12 h 后浓度越高的试验组蛤仔斧足外伸, 肉体颜色暗淡。原油组的蛤仔鳃体呈褐色, 有的双壳张开出现假死状态。48 h 后蛤仔双壳边缘附着白色絮状物明显, 双壳张开次数增多, 死亡明显。

## 2.2 南海 LH 原油和 0<sup>#</sup>柴油对受试生物的剂量-效应关系

此次试验 3 种不同类型油溶液对受试生物的剂量-效应关系见图 1~图 3。凡纳滨对虾对不同油类的反应不同, 试验结果显示, 0<sup>#</sup>柴油乳化液对凡纳滨对虾的毒性较大, 曝油第 24 小时即使在低浓度组也出现死亡现象, 并且其死亡率随油浓度的增大而升高。第 48 小时中低浓度组的死亡率接近 40%。第 48 小时后, 中高浓度组死亡率随时间推移增幅降低, 而最高浓度组在第 12 小时死亡率即达到 100%。曝于 0<sup>#</sup>柴油分散液低浓度组的对虾第 48 小时未出现死亡, 而曝于中高浓度的对虾第

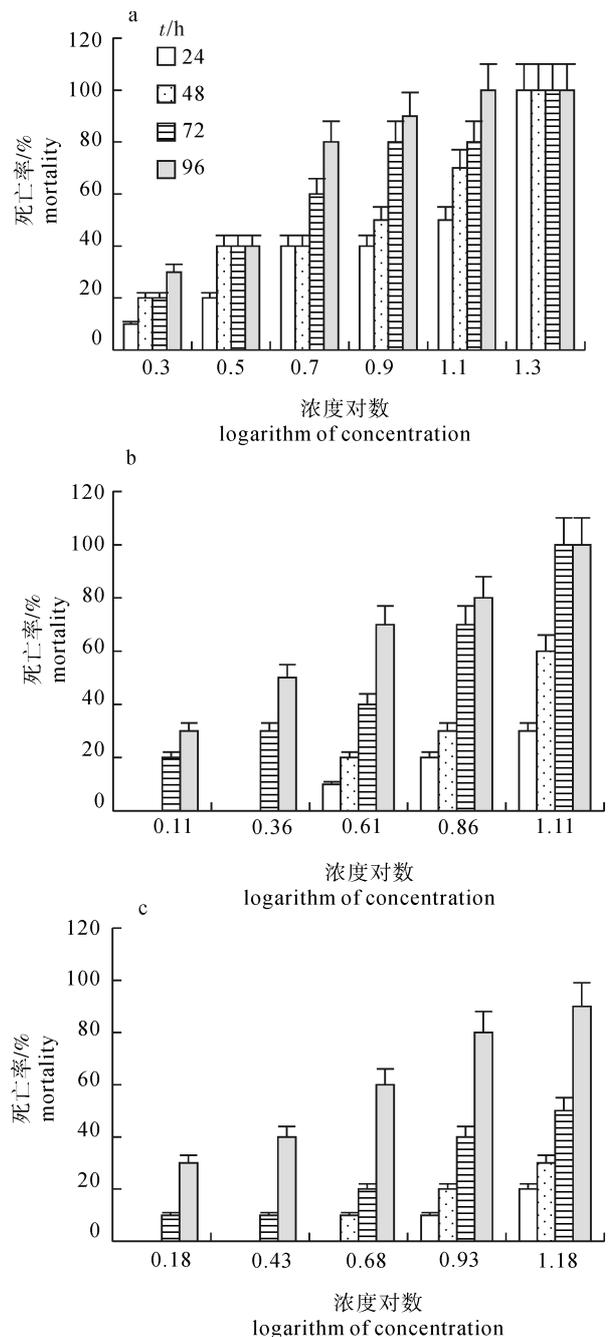


图1 0<sup>#</sup>柴油乳化液(a)、0<sup>#</sup>柴油分散液(b)和南海 LH 原油乳化液(c)对凡纳滨对虾剂量-效应曲线

Fig. 1 Dose-response curves of NO. 0 diesel emulsion (a), NO. 0 diesel dispersant (b) and South China Sea LH crude oil emulsion (c) to *L. vannamei*

24 小时出现死亡, 且死亡率均随油浓度组增高而升高。最高浓度组的死亡率在第 72 小时即达到 100%。曝于南海 LH 原油乳化液低浓度组的对虾第 72 小时出现死亡, 而中高浓度组第 48 小时出现死亡, 各浓度组的死亡率均随时间推移而增高, 并且死亡率也随油浓度组的增高而升高。最高浓度组

96 h 的死亡率达到 90% (图 1)。

翡翠贻贝和菲律宾蛤仔的曝油剂量-死亡效应关系(图 2 和图 3)与凡纳滨对虾的大体相似, 但又有所差异。曝于 0# 柴油乳化液第 24 小时, 翡翠贻贝在低浓度组首次出现死亡。而 48 h 内 2 种贝类对低浓度 0# 柴油乳化液的死亡率上升缓慢, 死亡率均小于 30%。72 h 后, 2 种贝类的死亡率增加较快, 各浓度组均出现大量死亡现象。曝于南海 LH 原油乳化液低浓度组的菲律宾蛤仔第 48 小时出现死亡, 死亡率随油浓度组增高而升高, 最高浓度组 72 h 的死亡率达到 100%。

### 2.3 南海 LH 原油和 0# 柴油对受试生物的半致死浓度和安全阈值

南海 LH 原油和 0# 柴油对凡纳滨对虾、翡翠贻贝和菲律宾蛤仔的 96 h- $LC_{50}$  和安全阈值见表 1。南海 LH 原油乳化液对凡纳滨对虾的 96 h- $LC_{50}$  为  $3.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ( $1.45 \sim 5.29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), 0# 柴油乳化液和分散液对凡纳滨对虾的 96 h- $LC_{50}$  分别为  $3.17$  ( $2.10 \sim 4.17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 和  $2.39 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ( $1.15 \sim 3.63 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), 对凡纳滨对虾的毒性大小顺序为 0# 柴油分散液 > 0# 柴油乳化液 > 南海 LH 原油乳化液。南海 LH 原油乳化液和 0# 柴油乳化液对菲律宾蛤仔的 96 h- $LC_{50}$  分别为  $15.93 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ( $11.76 \sim 19.86 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 和  $8.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ( $4.28 \sim 13.17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), 对菲律宾蛤仔的毒性大小顺序为 0# 柴油乳化液 > 南海 LH 原油乳化液。0# 柴油乳化液对翡翠贻贝的 96 h- $LC_{50}$  为  $28.91 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ( $17.85 \sim 40.73 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )。3 种受试生物对 0# 柴油乳化液抗受能力的顺序为翡翠贻贝 > 菲律宾蛤仔 > 凡纳滨对虾。

南海 LH 原油乳化液、0# 柴油乳化液和分散液对凡纳滨对虾的安全阈值分别为  $0.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $0.24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 南海 LH 原油乳化液、0# 柴油乳化液对液菲律宾蛤仔安全阈值分别为  $1.59 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $0.87 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 而 0# 柴油乳化液对翡翠贻贝的安全阈值为  $2.89 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。根据表 2 所示的毒性分级标准<sup>[8]</sup>, 南海 LH 原油乳化液、0# 柴油乳化液和 0# 柴油分散液对 3 种受试生物的毒性均属于高毒性。

## 3 讨论

### 3.1 南海 LH 原油与 0# 柴油对受试生物急性毒性的差异

对于同一种受试生物, 0# 柴油的急性毒性均高

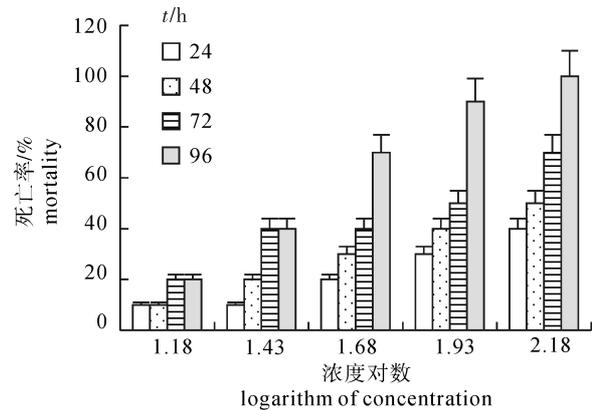


图 2 0# 柴油乳化液对翡翠贻贝剂量-效应曲线

Fig. 2 Dose-response curves of NO.0 diesel emulsion to *P. viridis*

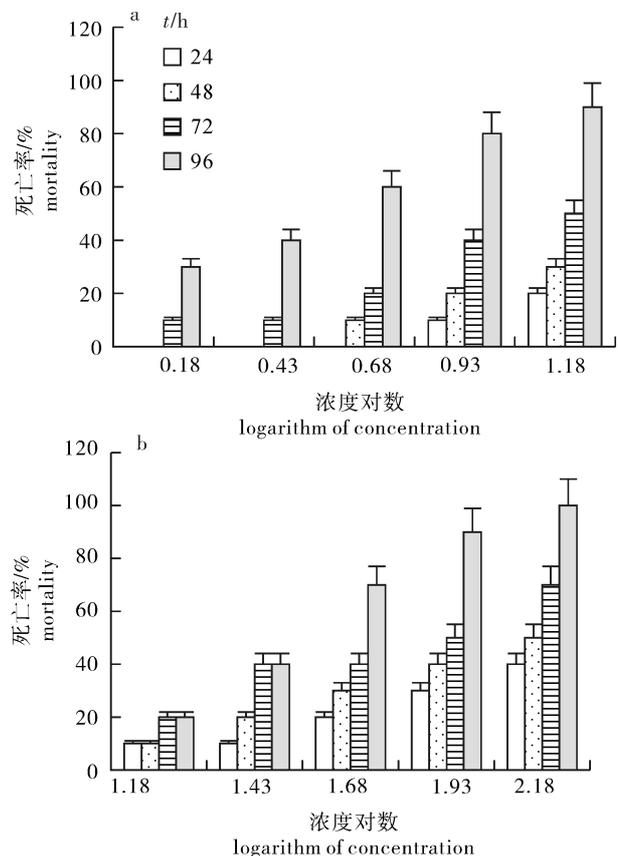


图 3 0# 柴油乳化液(a)和南海 LH 原油乳化液(b)对菲律宾蛤仔剂量-效应

Fig. 3 Dose-response curves of NO.0 diesel emulsion(a) and South China Sea LH crude oil emulsion(b) on *R. philippinarum*

于南海 LH 原油(表 1)。这 2 种油类的毒性差异是由其所含组分的差异造成的, 尤其与低分子量化合物和芳香烃的组成及其绝对含量有密切关系。总体而

表1 南海LH原油和0#柴油对受试生物的96 h-LC<sub>50</sub>值Tab. 1 96 h-LC<sub>50</sub> and 95% confidence interval of organisms exposed to South China Sea crude oil and 0# diesel oil

种类 species	油类 type of oil	回归方程 regression equation	相关系数 coefficient of oil correlation	96 h-LC <sub>50</sub> /mg·L <sup>-1</sup>	95% 置信区间/mg·L <sup>-1</sup> 95% confidence interval	安全阈值/ mg·L <sup>-1</sup> safety threshold
凡纳滨对虾 <i>L. vannamei</i>	0#柴油乳化液	$y = 77.143x + 11.619$	0.880 1	3.17	2.10 ~ 4.17	0.32
	0#柴油分散液	$y = 68x + 16.48$	0.989 7	2.39	1.15 ~ 3.63	0.24
	原油乳化液	$y = 64x + 16.48$	0.984 6	3.25	1.45 ~ 5.29	0.33
菲律宾蛤仔 <i>R. philippinarum</i>	原油乳化液	$y = 49.577x$	0.930 3	15.93	11.76 ~ 19.86	1.59
	0#柴油乳化液	$y = 47.516x$	0.934 9	8.74	4.28 ~ 13.17	0.87
翡翠贻贝 <i>P. viridis</i>	0#柴油乳化液	$y = 84x - 77.12$	0.975 7	28.91	17.85 ~ 40.73	2.89

表2 鱼类急性毒性试验毒性分级标准

Tab. 2 Toxicity grading criteria for fish acute toxicity test

起始 LC <sub>50</sub> /mg·L <sup>-1</sup>	<1	1 ~ 100	100 ~ 1 000	1 000 ~ 10 000	> 10 000
毒性分级 grading of toxicity	剧毒	高毒	中等毒性	低毒	微毒(无毒)

言,低分子量组分占优势的轻质油类,其毒性强于高分子量油类,芳香烃含量越高的油类对生物的毒性越大<sup>[9-11]</sup>。一般而言,0#柴油的饱和烷烃占总组分65%~70%,芳香烃一般约占20%~30%。而原油的饱和烷烃和芳香烃则分别占总组分的55%~70%和18%~25%,并含有硫化物、胶质、沥青和石蜡等杂质<sup>[9]</sup>。因此,0#柴油的毒性要高于南海LH原油。此毒性试验结果与文献报道的结果一致,贾晓平等<sup>[3]</sup>的研究显示,南海WZ原油、0#柴油和20#柴油对多种海洋生物的毒性大小顺序为0#柴油>20#柴油>南海WZ原油。吴彰宽等<sup>[4]</sup>研究发现,石油类对中国明对虾(*Fenneropenaeus chinensis*)的急性毒性顺序为汽油>煤油>柴油>原油>润滑油。RICE等<sup>[12]</sup>报道了Cook Inlet原油和2#燃料油对39种海洋生物的毒性,指出2#燃料油对鱼类、甲壳类、贝类和棘皮类的毒性均大于原油。MOHAMMED等<sup>[13]</sup>也有相似的结论,其研究结果显示4种油类对一种糠虾的毒性大小为A-1汽油>无铅汽油>柴油>有铅汽油。

### 3.2 0#柴油乳化液与分散液对受试生物急性毒性的差异

此次凡纳滨对虾曝油试验结果显示,0#柴油分散液对凡纳滨对虾的急性毒性高于0#柴油乳化液,这与有关研究报道的结果相吻合。黄逸君等<sup>[14]</sup>的研究表明,原油分散液(1.31~29.82 mg·L<sup>-1</sup>)>加

消油剂的原油乳化液(82.33~856.64 mg·L<sup>-1</sup>)>消油剂(140.22~1 227.75 mg·L<sup>-1</sup>)。GARDINER等<sup>[15]</sup>报道,添加Corexit 9500消油剂的原油乳化液和未加消油剂的同种原油,其对鳕(*Boreogadus saida*)的96 h-LC<sub>50</sub>分别为55 mg·L<sup>-1</sup>和3.3 mg·L<sup>-1</sup>。MITCHELL等<sup>[16]</sup>的研究结果指出,原油分散液对水螅(*Hydra viridissima*)的96 h-LC<sub>50</sub>为0.7 mg·L<sup>-1</sup>,而加消油剂后其值升为9.0 mg·L<sup>-1</sup>。但也有些研究得到不同的结果。如贾晓平等<sup>[17]</sup>试验了0#柴油、20#柴油和南海WZ原油对海洋鱼类和虾类的急性毒性,均发现这些油类经乳化后其毒性相对较强。ANDERSON等<sup>[18]</sup>的研究表明,Louisiana原油和加入Corexit 9500A消油剂的乳化液对锯缘青蟹(*Rhithropanopeus harrisi*)的急性毒性明显高于未加消油剂的Louisiana原油。EPSTEIN等<sup>[19]</sup>的研究显示,添加消油剂的埃及原油(例如,添加消油剂Inipol IP-90、Petrotech PTI-25、Bio reico R-93、Biosol veand Emulg al C-100等),其对珊瑚幼虫(*Stylophora pistillata planulae*)急性毒性比未加消油剂的埃及原油的强。出现上述差异可能有2个主要原因:1)不同研究中所使用的消油剂可能具有不同的特性和毒性,尤其一些开展较早的石油类毒性研究,使用的往往是第一、第二代的消油剂,毒性往往比较大,而近期的有关研究一般使用的是第三代或更新型的消油剂,这些消油剂一般是低毒或无

毒<sup>[20-22]</sup>; 2) 不同的油类是由多种不同比例组分构成的混合物, 经具有不同特性和毒性的消油剂处理后, 油类的结构、组分和理化性质均发生一系列变化<sup>[22]</sup>。并且对不同的研究而言, 使用油类以及试验过程中水温、盐度、光照等均有差异。综上所述, 由于油种、消油剂和试验条件的不同, 出现相似或相异的结果均是可能也是合理的。

### 3.3 不同受试生物对同种油类耐受性的差异

此次曝油试验结果还表明, 受试生物对 0# 柴油乳化液耐受能力的顺序为翡翠贻贝 > 菲律宾蛤仔 > 凡纳滨对虾。贾晓平等<sup>[17]</sup>报道, 在曝油的贝类、鱼类和虾类等 3 种海洋生物中, 贝类对原油和柴油的耐受性最高, 鱼类次之, 而虾类最低。有关研究<sup>[11-13, 24-25]</sup>也有相同的结论, 此次试验结果与上述报道相吻合。大量的研究表明, 贝类对石油类、重金属和多种有机污染物均有较强的耐受力<sup>[26-31]</sup>。在此次试验中, 当受到曝油污染胁迫时, 贝类最初往往紧闭双壳, 尽量阻隔污染接触, 并减少或停止滤水滤食, 因此延滞了毒害损伤时间; 而虾类用鳃呼吸, 曝油相对容易对其造成损伤, 即表现为油类对其毒性相对较大。

#### 参考文献:

[1] 国家环保总局信息中心, 国家海洋局. 中国海洋环境质量公报 [EB/OL]. (2014-03-25)[2014-08-25]. [http://www.coi.gov.cn/gongbao/nrhuanjing/mr2013/201403/t20140325\\_30714.html](http://www.coi.gov.cn/gongbao/nrhuanjing/mr2013/201403/t20140325_30714.html).

[2] 农业部, 国家环保部. 中国渔业生态环境状况公报 [EB/OL]. [2012-02-08]. <http://www.cafs.ac.cn/hjggnr.asp-id=206>.

[3] 贾晓平, 林钦, 蔡文贵, 等. 原油和燃油对南海重要海水培养殖生物的急性毒性试验[J]. 水产学报, 2000, 24(1): 32-36.

[4] 吴彰宽, 陈国江. 二十三种有害物质对对虾的急性致毒试验[J]. 海洋科学, 1988(4): 36-39.

[5] 孙冰, 高志鹰, 朱小梅, 等. 溢油对菲律宾蛤仔急性毒理效应研究[J]. 海洋环境科学, 2013, 32(6): 880-888.

[6] 陈皓鋈, 房建孟, 印春生, 等. 经消油剂处理的石油水溶组分刺参幼参的急性毒性研究[J]. 海洋环境科学, 2012, 31(3): 414-417.

[7] 张金华. 化学分散油在滩体中的纵向迁移及释放规律研究 [D]. 青岛: 青岛理工大学, 2013.

[8] 邱郁春. 水污染鱼类毒性实验方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992: 60-61.

[9] NRC. Oil in the sea II [M]. Washington, D. C.: National Academy Press, 1985: 18-32.

[10] EKANEM A P, ASUQUO F E, NDICK E J. Toxicity of crude oil to fresh water shrimp, *Macrobrachium macrobrachion* and *Macrobrachium vouenhoreni* from Nigerian coastal water[J]. Bull Environ

Contam Toxicol, 2011, 86(4): 394-397.

[11] LIU B, ROMAIRE R P, DELAUNE R D, et al. Field investigation on the toxicity of Alaska North Slope crude oil (ANSC) and dispersed ANSC crude to Gulf killifish, Eastern oyster and white shrimp[J]. Chemosphere, 2006, 62(4): 520-526.

[12] RICE S D, MOLES A, TAYLOR T L, et al. Sensitivity of 39 Alaskan marine species to Cook Inlet crude oil and No. 2 fuel oil [C] // Proceedings of 1979 Oil Spill Conference. Washington, D. C.: National Academy Press, 1979: 161-168.

[13] MOHAMMED A. Toxicity of water-soluble fractions of four fuels for *Metamysidopsis insularis*, an indigenous tropical mysid species [J]. Environ Monit Assess, 2005, 104(1/2/3): 37-44.

[14] 黄逸君, 陈全震, 曾江宁, 等. 原油和消油剂对海洋桡足类的急性毒性效应[J]. 应用与环境生物学报, 2010, 16(4): 566-571.

[15] GARDINER W W, WORD J Q, WORD J D, et al. The acute toxicity of chemically and physically dispersed crude oil to key arctic species under arctic conditions during the open water season [J]. Environ Toxicol Chem, 2013, 32(10): 2284-2300.

[16] MITCHELL F M, HOLDWAY D A. The acute and chronic toxicity of the dispersants Corexit 9527 and 9500, water accommodated fraction (WAF) of crude oil, and dispersant enhanced WAF (DEWAF) to *Hydra viridissima* (green hydra) [J]. Water Res, 2000, 34(1): 343-348.

[17] 贾晓平, 林钦, 李纯厚, 等. 南海渔业生态环境与生物资源的污染效应研究 [M]. 北京: 海洋出版社, 2004: 154-162.

[18] ANDERSON J A, KUHL A J, ANDERSON N, et al. Toxicity of oil and dispersed oil on juvenile mud crabs, *Rhithropanopeus harrisi* [J]. Bull Environ Contam Toxicol, 2014, 92(4): 375-380.

[19] EPSTEIN N, BAK R, RINKEVICH B, et al. Toxicity of third generation dispersants and dispersed Egyptian crude oil on red sea coral larvae [J]. Mar Pollut Bull, 2000, 40(6): 497-503.

[20] COUILLARD C, LEE K, LÉGARÉ B, et al. Effect of dispersant on the composition of the water-accommodated fraction of crude oil and its toxicity to larval marine fish [J]. Environ Toxicol Chem, 2005, 24(6): 1496-1504.

[21] WELL P G. The toxicity of oil spill dispersants to marine organisms: a current perspective [M] // Oil spill chemical dispersants: research, experience, and recommendations. Philadelphia: American Society for Texting and Materials, 1984: 177-202.

[22] LONG S M, HOLDWAY D A. Acute toxicity of crude and dispersed oil to *Octopus pallidus* (Hoyle, 1885) hatchlings [J]. Water Res, 2002, 36(11): 2769-2776.

[23] AGAMY E. Histopathological liver alterations in juvenile rabbit fish (*Siganus canaliculatus*) exposed to light Arabian crude oil, dispersed oil and dispersant [J]. Ecotoxicol Environ Saf, 2012, 75(1): 171-179.

[24] SACO-ÁLVAREZ L, BELLAS J, NIETO Ó, et al. Toxicity and phototoxicity of water-accommodated fraction obtained from Prestige fuel oil and marine fuel oil evaluated by marine bioassays [J]. Sci

- Total Environ, 2008, 394(2/3): 275 - 282.
- [25] XU Sisi, SONG Jinming, YUAN Huamao, et al. Petroleum hydrocarbons and their effects on fishery species in the Bohai Sea, North China[J]. J Environ Sci, 2011, 23(4): 553 - 559.
- [26] 孙万胜, 王秀芹, 王德兴, 等. 渤海湾(天津近岸)主要海洋生物中石油烃含量调查分析[J]. 天津水产, 2012(2): 22 - 25.
- [27] NRC. Oil in the sea III [M]. Washington, D. C.: National Academy Press, 2003: 141 - 142.
- [28] SHINSUKE TANABE. Bioindicator of POPs[M]. Kyodai Kaikan: Kyoto University Press, 2006: 57 - 58.
- [29] 张文浩, 王江涛, 谭丽菊. 山东半岛南部近海海水及动物石油烃污染状况[J]. 海洋环境科学, 2010, 29(3): 378 - 381.
- [30] 王媛. 持久性毒物对几种海洋生物的毒性效应[D]. 大连: 大连海洋大学, 2014.
- [31] RAUSINA G A, WONG D C L, RAYMONARNOLD W, et al. Toxicity of methyl tert-butyl ether to marine organisms: ambient water quality criteria calculation [J]. Chemosphere, 2002, 47(2/3): 525 - 534.