

# 氨氮海水质量基准及大辽河口氨氮暴露风险初步分析

何 丽<sup>1</sup>, 闫振广<sup>1</sup>, 姚庆祯<sup>3</sup>, 王晓南<sup>1,2</sup>, 王伟莉<sup>1</sup>, 郑 欣<sup>1</sup>, 刘征涛<sup>1\*</sup>

(1. 中国环境科学研究院, 环境基准与风险评估国家重点实验室, 国家环境保护化学品生态效应与风险评估重点实验室, 北京 100012; 2. 北京师范大学水科学研究院, 北京 100875; 3. 中国海洋大学海洋化学理论与工程技术教育部重点实验室, 山东 青岛 266100)

**摘 要:**搜集筛选了我国海洋生物的 25 种氨氮急性毒性数据, 采用美国水生生物基准技术对氨氮水生生物基准进行推算, 得出保护我国海水生物的氨氮急性基准值为  $0.085 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 慢性基准值为  $0.013 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 并利用荷兰基准技术对该计算结果进行验证, 结果表明与美国基准技术方法比较接近。应用获得的氨氮基准值对大辽河口进行氨氮暴露风险分析, 结果表明, 13 个站位均存在一定的生态风险, 季节对氨氮暴露浓度水平具有重要影响, 枯水期氨氮暴露风险显著大于丰水期, 呈现数量级差异。大辽河口水体氨氮暴露浓度对水生生物的胁迫风险顺序为腔肠动物>甲壳动物>鱼类>软体动物>环节动物。研究结论可为氨氮水质标准制定和河口水环境管理提供技术支持。

**关键词:**氨氮; 海洋生物; 水质基准; 物种敏感度分布; 生态风险评估

**中图分类号:** X820.4    **文献标志码:** A    **文章编号:** 1672-2043(2013)09-1855-07    doi:10.11654/jaes.2013.09.022

## Marine Water Quality Criteria for Ammonia and Preliminary Risk Analysis of the Ammonia Exposure at Daliao River Estuary

HE Li<sup>1</sup>, YAN Zhen-guang<sup>1</sup>, YAO Qing-zhen<sup>3</sup>, WANG Xiao-nan<sup>1,2</sup>, WANG Wei-li<sup>1</sup>, ZHENG Xin<sup>1</sup>, LIU Zheng-tao<sup>1\*</sup>

(1. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, State Environmental Protection Key Laboratory of Ecological Effects and Risk Assessment of Chemicals, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 2. School of Water Science Research, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 3. Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266100, China)

**Abstract:** Ecotoxicity data of ammonia to Chinese resident marine organisms were collected and screened. The marine water quality criteria for ammonia were calculated according to the technical guidelines of the US. The acute and chronic criteria of ammonia were calculated to be  $0.085 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  and  $0.013 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectively. The results were verified by the Netherlands' criteria method, and the results showed that there were no apparent difference between them. Then the derived ammonia criteria were used to assess the exposure risk of ammonia at the Daliao River estuary. The results suggested that there were certain ecological risks at the 13 sampling stations, and season was a essential factor that affected the ammonia exposure concentrations. Ammonia exposure risk in dry season was significantly greater than that in the wet season with a magnitude difference. Additionally, the risk ranks for ammonia to aquatic organisms at the Daliao River estuary were: coelenterate>crustaceans>fish>molluscs>annelid. The conclusions can provide technical support to the establishment of the marine water quality standards of ammonia and the estuarine environment management.

**Keywords:** ammonia; marine organisms; water quality criteria; species sensitivity distribution; ecological risk assessment

收稿日期: 2013-02-04

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07501-003-06); 中国环境科学研究院改革启动费经费专项(2011GQ-02 和 2012YSKY18)

作者简介: 何 丽(1982—), 女, 辽宁沈阳人, 硕士, 主要从事水质基准与生态毒理学研究。E-mail: ychl125@126.com

\* 通信作者: 刘征涛 E-mail: liuzt@craes.org.cn

随着我国社会经济的快速发展,特别是沿海城市的高速发展,我国海洋生态环境安全受到的威胁日益突出。海水环境质量基准指的是根据海域用途、海洋生态系统、人类健康等要求,在一定时空范围内,各种海洋环境介质中客观上可被允许的污染物浓度或含量的科学指标体系<sup>[1]</sup>。海水质量基准是制定海水质量标准的科学依据,二者在海洋环境管理中发挥着至关重要的作用,建立海水水质基准是对海水水质进行科学评价和有效保护的前提。发达国家从20世纪80年代初开始对海水水质基准进行研究:美国在1976年就发布了第一部国家水质基准,1998年制定了区域氨氮基准,此后8年间先后编制完成湖泊/水库、河口海岸、河流和湿地的氨氮基准技术指南;荷兰和加拿大等国环境管理部门根据水环境污染状况,从保护水生生态系统健康的角度出发,结合实验室毒理试验和现场环境资料,先后提出了多种水质基准定值方法,并建立了各自的水质基准技术体系<sup>[2-6]</sup>。

氨氮在我国地表水中广泛存在<sup>[7]</sup>,主要以游离氨( $\text{NH}_3$ )和铵离子( $\text{NH}_4^+$ )的形态存在。我国河口的氨氮污染普遍较为严重,河口受陆源排污的影响,氮素进入河流后的迁移转化过程非常复杂,虽然氨氮可以通过硝化、反硝化过程和水生生物同化作用得到降解,但河口海湾等河流海洋过渡带仍存在氮素滞留问题<sup>[8]</sup>。近岸区是陆海互相作用的耦合带,环境多变,氮素等生源要素在此受到广泛关注<sup>[8]</sup>。氨氮在水体中含量较高时会导致水质恶化、生态系统失衡,引发富营养化,对鱼类等水生动物有致命的毒害作用,对人体也有不同程度的危害。目前,我国只有关于氨氮淡水水质基准的研究报道,关注的流域有辽河<sup>[9]</sup>和太湖流域<sup>[10]</sup>等,对于我国氨氮海水水质基准的研究尚未见报道。本研究借鉴美国等国家氨氮水质基准技术,选择我国海水的代表物种,对氨氮海水水质基准进行了研究,应用美国物种敏感度分布法(US-SSD)进行推算,参考荷兰物种敏感度分布法(RIVM-SSD)对推算结果进行了校验,并基于以上基准研究的结果,对大辽河口氨氮进行了初步生态风险评估。

## 1 材料与方法

### 1.1 毒性数据收集与筛选

参照美国海水水质基准毒性数据筛选原则<sup>[11]</sup>,搜集筛选氨氮对海洋生物的急性毒性  $\text{LC}_{50}$ (半致死浓度)和  $\text{EC}_{50}$ (半抑制浓度)数据或慢性毒性  $\text{NOEC}$ (无可见效应浓度)和  $\text{LOEC}$ (最低可见效应浓度)数据,

主要来源为美国国家环保局(USEPA)的 ECOTOX 毒性数据库 (<http://www.epa.gov/ecotox>) 和中国期刊网 (<http://acad.cnki.net>)。

数据筛选原则如下。

(1)急性数据优先选择  $\text{LC}_{50}$ ,没有  $\text{LC}_{50}$  值的考虑  $\text{EC}_{50}$ ,暴露时间为 2~7 d;慢性数据优先选择  $\text{EC}_{10}$ ,否则考虑  $\text{NOEC}$  或  $\text{LOEC}$ ,数据选择大于 28 d。

(2)所有毒性数据都要求有明确的测试终点、测试时间及对测试阶段或指标的详细描述,对于同一个物种或同一个终点有多个毒性值可用时,使用几何平均值。

(3)尽量选择较新的毒性数据,并包括物种敏感阶段的毒性值。

(4)对于我国没有相应毒性值的物种,可选择同一属中不同物种的毒性数据进行比较分析,并且基于保护水生生态系统物种多样性原则,尽量选择一些敏感但不是优势物种的毒性值,以便得出的水质基准能为水生生物提供全面的保护。

(5)弃用一些有问题或有疑点的数据,将不符合水质基准计算要求的试验数据剔除,如非中国物种的数据,用去离子水作为试验用水的试验数据,无对照设计的实验数据等。

(6)同种或同属的急性毒性数据如果差异过大,应被判断为有疑点的数据而谨慎使用<sup>[12]</sup>。

数据搜集与筛选完成后,对于同一物种的同类数据,计算其几何平均值作为该物种的毒性数值,称为种平均急性值 (Species mean acute values, SMAV),对于同属生物计算其属平均急性值 (Genus mean acute values, GMAV) 作为该属的代表性毒性值。计算出 SMAV 和 GMAV 后,按照数值大小对物种敏感性进行排序,用于后续基准计算。

### 1.2 水质基准推算

#### 1.2.1 美国物种敏感度分布法

参照美国水质基准技术文件<sup>[11]</sup>,对搜集的氨氮的物种急性毒性数据进行计算,得出 GMAV,并根据公式(1)~(4)计算 FAV(Final acute value,最终急性值)和 CMC(Criteria maximum concentration,基准最大浓度)。

$$S^2 = \frac{\sum [(\ln \text{GMAV})^2] - [\sum (\ln \text{GMAV})]^2 / 4}{\sum P - [(\sum \sqrt{P})^2] / 4} \quad (1)$$

$$L = \frac{\sum (\ln \text{GMAV}) - S(\sum \sqrt{P})}{4} \quad (2)$$

$$A = S\sqrt{0.05} + L \quad (3)$$

$$FAV=e^A \quad (4)$$

式中:GMAV为同一属的SMAV几何急性值, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $P$ 为每个GMAV的权数, $P=R/(n+1)$ ,其中 $R$ 为GMAV从低到高排序的序数。

### 1.2.2 荷兰物种敏感度分布法

利用荷兰公共健康与环境研究所(RIVM)开发的基于SSD原理的ETX2.0风险评估软件,对搜集的氨氮的物种急性毒性数据进行拟合,依据的拟合分布函数为log-normal<sup>[13]</sup>。获得所需的毒性数据后,根据毒性数据的累计概率和浓度对数值,拟合出某种概率分布函数,即SSD曲线,基准值即为物种敏感度分布曲线上累计概率为 $X\%$ 时对应的毒性值。一般取 $X=5$ ,即可以保护95%的物种时对应的污染物浓度为 $HC_5$ ,再除以矫正因子(一般可取2)即可得出基准值。

## 1.3 大辽河口采样及氨氮暴露检测

### 1.3.1 采样区域

2010年7月(丰水期)和2011年11月(枯水期)对大辽河口进行调查,采样站位按盐度梯度进行,设13个大面站采集水样,采样站位见图1所示。

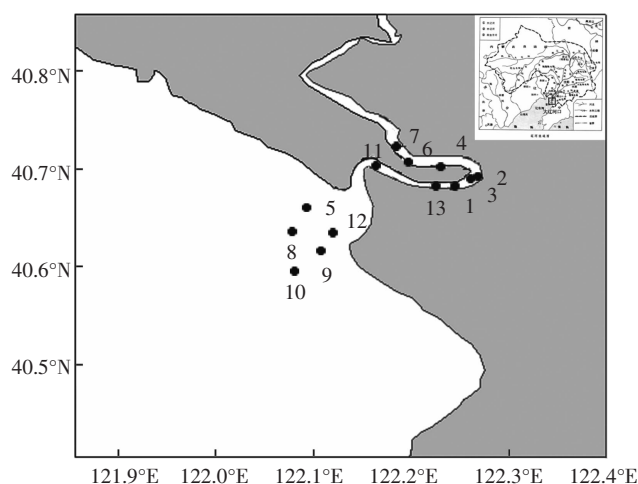


图1 大辽河口采样站位

Figure 1 Daliao Rive estuary sampling site

### 1.3.2 样品采集

现场采集样品后,立即经 $0.45\ \mu\text{m}$ 醋酸纤维滤膜(预先用1:1000HCl浸泡24h,并用Milli-Q水洗至中性)过滤,滤液分装于两个100 mL聚乙烯瓶(预先用1:5 HCl浸泡24h,并用去离子水洗至中性)中。

### 1.3.3 分析方法

利用QUAATRO型营养盐自动分析仪(德国BRAN+LUEBBE公司)测定氨氮。

### 1.3.4 浓度分析与质量控制

用采样站位7水样做了10次平行样测定,获得标准偏差和变异系数,检测限由QUAATRO型营养盐自动分析仪计算所得,测得氨氮变异系数为0.6%,仪器检出限为 $0.7\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

## 1.4 生态风险评估

利用风险商值法<sup>[14]</sup>对大辽河口区域氨氮生态风险进行初步评估,将氨氮浓度除以获得的氨氮水生生物基准,得到商值RQ。若 $RQ>1$ 则具有风险, $RQ<1$ 则判断基本没有风险。

另外,针对不同类别生物的氨氮暴露风险也利用商值法进行评估,计算方法如下:

$$RO=\frac{EXP}{TOX} \quad (5)$$

式中:RO为风险商值,无量纲;EXP为暴露浓度( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ );TOX为各类水生生物慢性毒性数据的最小值。当慢性数据不足时,可根据Lang等<sup>[15]</sup>和Swartjes等<sup>[16]</sup>提出的方法进行风险评估,即如果没有可用的慢性毒性数据,可以选择急性毒性数据( $LC_{50}/EC_{50}$ )并通过急性慢性比率进行数据转换,来获得慢性毒性数据。

风险表征方法为: $RO\geq 1$ 为高风险, $0.1\leq RO<1$ 为中风险, $0.01\leq RO<0.1$ 为低风险<sup>[17]</sup>。

## 2 结果与分析

### 2.1 氨氮的生物毒性数据

共搜集我国海洋生物氨氮急性毒性数据5门、16科、20属,包括1种腔肠动物、3种鱼类、15种甲壳动物、5种软体动物和1种环节动物。最敏感的是海蜇( $LC_{50}=0.22\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),最不敏感的是卤虫( $LC_{50}=420\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),两者GMAV值相差1900多倍;仅得到1个物种(鲈鱼)的慢性毒性值,为 $0.34\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ <sup>[18]</sup>。

### 2.2 基准推算

利用US-SSD方法对表1中数据进行推算,得出 $FAV=0.170\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,氨氮的急性基准CMC等于 $0.085\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由于氨氮的慢性毒性数据不足,最终慢性值(Final chronic value, FCV)的计算以FAV除以急性慢性比值(Acute:chronic ration, ACR)来获得,ACR采用USEPA推荐的数值13.1<sup>[11]</sup>,氨氮FCV值等于FAV除以13.1,即 $0.013\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

利用RIVM推荐的EXT2.0风险评估软件分析表1中数据,用Origin8.0中(Shapiro-Wilk;S-W)检验,对GMAV做统计学分析( $P>0.05$ ),结果表明,经自然对数转换后的数据符合正态分布( $P>0.05$ )。急性数据

表 1 氨氮对海洋生物的属平均急性毒性值

Table 1 Genus mean acute values of ammonia to seawater organisms

| 种名                                         | 物种类别  | LC <sub>50</sub> 或 EC <sub>50</sub> /mg·L <sup>-1</sup> | SMAV/mg·L <sup>-1</sup> | GMAV/mg·L <sup>-1</sup> | 数据来源 |
|--------------------------------------------|-------|---------------------------------------------------------|-------------------------|-------------------------|------|
| 海蜇( <i>Rhopilema esculentum</i> )          | 腔肠动物门 | 0.22                                                    | 0.22                    | 0.22                    | [19] |
| 糠虾( <i>Opossum shrimp</i> )                | 节肢动物门 | 0.23                                                    | 0.23                    | 0.23                    | [20] |
| 帽状真哲水蚤( <i>Eucalanus pileatus</i> )        | 节肢动物门 | 0.79                                                    | 0.83                    | 0.83                    | [21] |
| 瘦长真哲水蚤( <i>Eucalanus elongatus</i> )       | 节肢动物门 | 0.87                                                    |                         |                         | [22] |
| 鲷鱼( <i>Mugil cephalus</i> )                | 脊索动物门 | 1.52                                                    | 1.52                    | 1.52                    | [23] |
| 杂色鲍( <i>Haliotis diversicolor</i> )        | 软体动物门 | 2.55                                                    | 2.55                    | 2.55                    | [24] |
| 竹蛏( <i>Solen strictus</i> )                | 软体动物门 | 3.30                                                    | 3.30                    | 3.30                    | [24] |
| 斑节对虾( <i>Penaeus monodon</i> )             | 节肢动物门 | 0.39                                                    | 0.39                    | 1.15                    | [25] |
| 日本对虾( <i>Penaeus japonicus</i> )           | 节肢动物门 | 0.66                                                    | 0.66                    |                         | [26] |
| 凡纳对虾( <i>Penaeus vannamei</i> )            | 节肢动物门 | 0.73                                                    | 0.73                    |                         | [26] |
| 长毛对虾( <i>Penaeus penicillatus</i> )        | 节肢动物门 | 0.45                                                    | 0.45                    |                         | [27] |
| 中国对虾( <i>Penaeus chinensis</i> )           | 节肢动物门 | 24.3                                                    | 24.3                    |                         | [28] |
| 双齿围沙蚕( <i>Nereis succinea</i> )            | 环节动物门 | 8.07                                                    | 8.07                    | 8.07                    | [29] |
| 翡翠贻贝( <i>Perna viridis</i> )               | 软体动物门 | 6.3                                                     | 6.3                     | 6.3                     | [30] |
| 方斑东风螺( <i>Babylonia areolata</i> )         | 软体动物门 | 8.6                                                     | 8.6                     | 8.6                     | [31] |
| 泥螺( <i>Anadara granosa</i> )               | 软体动物门 | 7.4                                                     | 7.4                     | 7.4                     | [32] |
| 毛明对虾( <i>Fenneropenaeus penicillatus</i> ) | 节肢动物门 | 21.5                                                    | 21.5                    | 21.5                    | [33] |
| 尖吻鲈( <i>Lates calcarifer</i> )             | 脊索动物门 | 10                                                      | 10                      | 10                      | [34] |
| 刀额新对虾( <i>Metapenaeus ensis</i> )          | 节肢动物门 | 10.2                                                    | 10.2                    | 10.2                    | [34] |
| 大螯蜚( <i>Ampelisca abdita</i> )             | 节肢动物门 | 49.8                                                    | 49.8                    | 49.8                    | [35] |
| 条纹鲈( <i>Morone saxatilis</i> )             | 脊索动物门 | 54.8                                                    | 54.8                    | 54.8                    | [36] |
| 河螺赢蜚( <i>Rhepoxynius abronius</i> )        | 节肢动物门 | 78.7                                                    | 78.7                    | 78.7                    | [35] |
| 钩虾( <i>Eohaustorius estuarius</i> )        | 节肢动物门 | 126                                                     | 126                     | 126                     | [35] |
| 日本大螯蜚( <i>Grandidierella japonica</i> )    | 节肢动物门 | 148                                                     | 148                     | 148                     | [35] |
| 卤虫( <i>Artemia</i> sp.)                    | 节肢动物门 | 420                                                     | 420                     | 420                     | [37] |

的 SSD 拟合结果如图 2 所示, 计算得到 HC<sub>5</sub>=0.26 mg·L<sup>-1</sup>, CMC=HC<sub>5</sub>/2=0.13 mg·L<sup>-1</sup>。由于慢性数据太少, 未进行相应的拟合。

2.3 大辽河口氨氮浓度与风险评估

大辽河口的氨氮浓度如图 3 所示, 氨氮暴露范围为 0.016~1.037 mg·L<sup>-1</sup>, 丰水期 13 个站位的氨氮

暴露浓度均远低于枯水期, 呈现数量级的差别, 站位 6 和站位 7 在不同季节相差明显。用推导出的慢性基准值 (Criteria continuous concentration, CCC) (0.013 mg·L<sup>-1</sup>), 与大辽河口的调查数据相比较进行风险评估可知, 丰水期风险商范围为 1.3~7.9, 枯水期该值范围为 25.4~80.0, 所有站位都呈现出氨氮生态风险, 其中枯水期氨氮暴露引起的风险尤为显著。

因慢性数据不足, 将 GMAV 除以 ACR 获得生物慢性毒性数据, 根据商值法, 大辽河口的氨氮暴露对腔肠动物、甲壳动物、鱼类、软体动物、环节动物的风险商值见图 4。从图 4 可知, 大辽河口水体氨氮浓度对水生生物的风险商值范围为 0.09~43.19, 丰水期和枯水期氨氮对水生生物的胁迫均表现为腔肠动物所受风险最大, 其次是甲壳动物和鱼类, 环节动物风险最小。大辽河口枯水期腔肠动物、甲壳动物、鱼类、软体动物、环节动物风险商值分别为 43.19、41.31、6.25、3.73、1.18, 均大于 1, 呈高风险水平; 丰水期腔肠动物

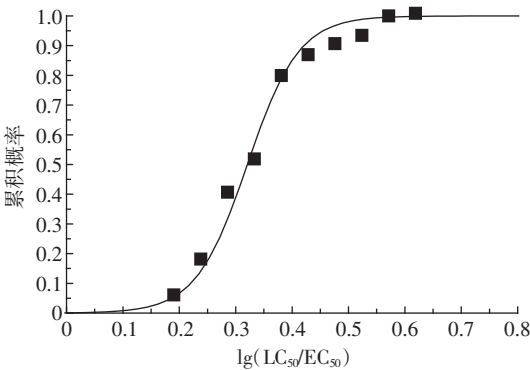


图 2 氨氮急性数据的 SSD 拟合曲线(ETX2.0)

Figure 2 SSD curve of acute toxicity of ammonia(ETX2.0)

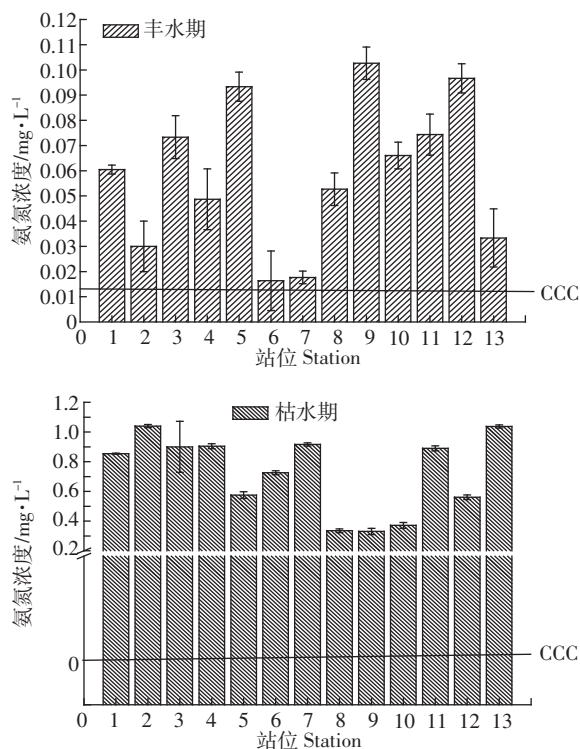


图3 大辽河口氨氮暴露浓度

Figure 3 Exposure concentrations of ammonia in Daliao River estuary

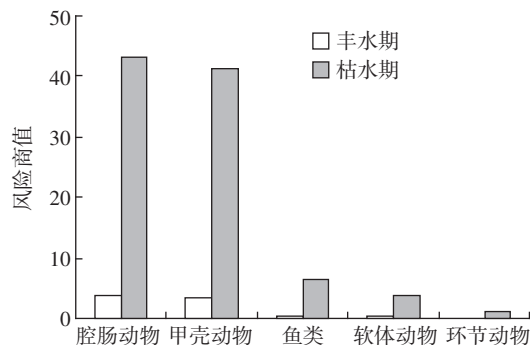


图4 大辽河口枯水期和丰水期氨氮对物种的风险商值

Figure 4 Ecological risk quotient of ammonia in dry season and flood season at the Daliao River estuary

和甲壳动物均呈现高风险,鱼类、软体动物、环节动物风险值在 0.1~1.0 之间,呈中风险水平,枯水期风险商值范围为 1.18~43.19,丰水期风险商值范围为 0.09~3.73,枯水期的风险远高于丰水期。

### 3 讨论

SSD 技术是水质基准推算的主流方法,美国基准技术将基准分为急性和慢性两种,分别用于水环境的日常管理和突发性污染事故应急,比较适合我国国情。因此,本研究参考 US-SSD 方法推导我国海水

氨氮基准,通过对搜集到的合格数据进行排序,筛选出的 4 个敏感物种包括 1 种腔肠动物和 3 种甲壳动物。US EPA 研究表明,甲壳类和鱼类对氨氮的耐受性比较强<sup>[1]</sup>,与本文研究结论有一定差异,原因可能是不同甲壳类生物对氨氮的耐受性也不同。在基准推算过程中,由于慢性毒性数据很少,难以推算 FCV。有研究表明,对于某些污染物,用北美物种计算出的 ACR 和用本土物种得出的值差别不大<sup>[38-39]</sup>,而美国计算氨氮基准的 ACR 所用的 6 种物种在我国海域也都存在。因此,本文直接利用 US EPA 推荐的氨氮 ACR 值(13.1)计算 FCV;同时,用荷兰物种敏感度分布基准方法对所得基准值进行验证,得出短期基准值为 0.13 mg·L<sup>-1</sup>,与 US-SSD 方法得出的 CMC(0.085 mg·L<sup>-1</sup>)相接近。

本文采用风险商值法对各类水生生物所受风险分别进行了表征,但由于生物慢性毒性数据不足,于是利用急性数据和 ACR 对慢性数据进行了推导;这也导致无法从概率角度解释评价结果,对评估结果带来一定的不确定性。

用推导出的 CCC=0.013 mg·L<sup>-1</sup> 评价大辽河口调查数据,所有站位的调查数据均高于 CCC 值,总体看大辽河口氨氮暴露存在高风险,且枯水期风险商高于丰水期 1 个数量级,不同季节的暴露浓度波动较大,表明季节对于氨氮暴露浓度的高低至关重要。站位 6、7、13 在不同季节氨氮暴露浓度波动很大,超出 20 倍;站位 1、2、3、4、11 氨氮暴露浓度波动也超出 10 倍以上,表明部分站位可能靠近点源,不同季节水体流量的不同也促成了暴露浓度的显著差异;站位 5、8、9、12 等接近海洋,受巨量海水稀释影响,不同季节的氨氮暴露浓度差异相对较小。

### 4 结论

(1)利用 USEPA 推荐的水生生物基准技术,推算我国海洋生物的氨氮急、慢性基准值分别为 0.085、0.013 mg·L<sup>-1</sup>。

(2)应用获得的氨氮基准值对大辽河口进行氨氮生态风险评价,结果表明,13 个站位均存在一定的生态风险,季节对氨氮暴露浓度影响显著,枯水期氨氮暴露风险显著大于丰水期,体现出数量级差异。

### 参考文献:

- [1] 马德毅. 海洋环境质量基准研究方法学浅析[M]. 北京:海洋出版社, 2011.  
MA De-yi. Analysis on marine environmental quality benchmarking

- study methodology[M]. Beijing: Ocean Press, 2011.
- [2] ANZECC and ARMCANZ. Australia and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality Canberra[R]. Australia: Australia and New Zealand Environmental and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2000.
- [3] CCME. Protocols for deriving water quality guidelines for the protection of agricultural water uses[R]. Winnipeg, Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999.
- [4] ECB. Technical guidance document on risk assessment in support of commission directive 93/97/EEC on risk assessment on new notified substances, commission regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment for existing substances and directive 98/8/EC of the European parliament and of the council concerning the placing of biocidal products on the market. part II. environmental risk assessment[R]. Ispra, Italy: European Chemicals Bureau, European Commission Joint Research Center, European Communities, 2003.
- [5] Traas T P. Guidance document on deriving environmental risk limits[R]. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment, 2001.
- [6] USEPA. Effects assessment of selected chemicals on estuarine and marine organisms[R]. EPA-600/X-85/056, USEPA, Gulf Breeze, FL: 77, 1985.
- [7] 张学青, 夏星辉, 杨志峰, 等. 黄河水体氨氮超标原因探讨[J]. 环境科学, 2007, 28(7): 1435-1441.
- ZHANG Xue-qing, XIA Xing-hui, YANG Zhi-feng. Reason of high concentration ammonium in Yellow River[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(7): 1435-1441.
- [8] 于洋. 北运河水体中氨氮的氧化过程及微生物响应特征[D]. 北京: 首都师范大学, 2012.
- YU Yang. Ammonia oxidation process and microbial response characteristics of water bodies[D]. Beijing: Capital Normal University, 2012.
- [9] 闫振广, 孟伟, 刘征涛, 等. 辽河流域氨氮水质基准与应急标准探讨[J]. 中国环境科学, 2011, 31(11): 1829-1835.
- YAN Zhen-guang, MENG Wei, LIU Zheng-tao, et al. Development of aquatic life criteria and last-up standard for ammonia in Liao River basin[J]. *China Environmental Science*, 2011, 31(11): 1829-1835.
- [10] 石小荣, 李梅, 崔益斌, 等. 以太湖流域为例探讨我国淡水生物氨氮基准[J]. 环境科学学报, 2012, 32(6): 1406-1414.
- SHI Xiao-rong, LI Mei, CUI Yi-bin, et al. Development of aquatic water quality criteria for ammonia in freshwater ecosystem of China based on Lake Tai basin[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(6): 1406-1414.
- [11] USEPA. Ambient water quality criteria for ammonia (saltwater)[R]. Washington D C: Office of Water, 1989.
- [12] 孟伟, 闫振广, 刘征涛, 等. 美国水质基准技术分析与中国相关基准的构建[J]. 环境科学研究, 2009, 22(7): 757-761.
- MENG Wei, YAN Zhen-guang, LIU Zheng-tao, et al. Analysis of guidelines for deriving water quality criteria in the United States and construction of related criteria in China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2009, 22(7): 757-761.
- [13] Van Vlaardingen P L A, Traas T P, Wintersen A M, et al. ETX2. 0 - A program to calculate hazardous concentration and fraction affected, based on normally distributed toxicity data[R]. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), 2004.
- [14] 张思锋, 刘晗梦. 生态风险评价方法述评[J]. 生态学报, 2010, 30(10): 2735-2744.
- ZHANG Si-feng, LIU Han-meng. Review of ecological risk assessment methods[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(10): 2735-2744.
- [15] Lange R, Hutchinson T H, Scholz N, et al. Analysis of the ecotoxic aquatic toxicity (EAT) database II: Comparison of acute to chronic ratios for various acute to chronic ratios for various aquatic organisms and chemical substances chemosphere[J]. *Chemosphere*, 1998, 36(1): 115-127.
- [16] Swartjes F A. Risk based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: Standards and remediation urgency risk analysis[J]. *Risk Analysis*, 1999, 19(6): 1235-1249.
- [17] 郭广慧, 吴丰昌, 何宏平, 等. 太湖梅梁湾、贡湖湾和胥口水体 PAHs 的生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2011, 31(12): 2804-2813.
- GUO Guang-hui, WU Feng-chang, HE Hong-ping, et al. Ecological risk assessment of PAHs in the Meiliang Bay, Gonghu Bay, and Xukou Bay of Taihu Lake[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(12): 2804-2813.
- [18] Coeurdacier J L, Dutto G. Effect of chronic exposure to ammonia on alterations of proteins and immunoglobulins in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) serum[J]. *Aquat Living Resour*, 1999, 12(4): 247-253.
- [19] 陈炜, 雷衍之, 蒋双. 离子铵和非离子氨对海蜇幼体和碟状幼体的毒性研究[J]. 大连水产学院学报, 1997, 12(1): 8-14.
- CHEN Wei, LEI Yan-zhi, JIANG Shuang. A study on the toxicity of ionized and unionized ammonia to scyphistoma and ephyra of jellyfish, *Rhopilema esculenta*[J]. *Journal of Dalian Fisheries University*, 1997, 12(1): 8-14.
- [20] Miller D C, Poucher S, Cardin J A, et al. The acute and chronic toxicity of ammonia to marine fish and a mysid[J]. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 1990, 19(1): 40-48.
- [21] Roberto Brito, Maria-Eugenia Chimal, Carlos Rosas. Effect of salinity in survival, growth, and osmotic capacity of early juveniles of *Farfantepenaeus brasiliensis* (decapoda: penaeidae)[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2000, 244(2): 253-263.
- [22] Venkataramiah A, Lakshmi G J, Best C, et al. Studies on toxicity of OTEC [Ocean Thermal Energy Conversion] plant components on *Eucalanus* sp. from the Gulf of Mexico [Chemical pollutants ammonia and chlorine compounds][J]. *Ocean Science and Engineering*, 1982, 7(3): 353-401.
- [23] Venkataramiah A, Lakshmi G J, Best C, et al. Studies on toxicity of OTEC plant components on marine animals from the gulf of Mexico[R]. Gulf Coast Research Lab, Ocean Springs, MS (USA); Lawrence Berkeley Lab, CA (USA), 1981.
- [24] Cheng W, Hsiao I S, Chen J C. Effect of ammonia on the immune response of Taiwan abalone *Haliotis diversicolor supertexta* and its susceptibility to *Vibrio parahaemolyticus*[J]. *Fish Shellfish Immunol*, 2004, 17(3): 193-202.

- [25] 胡贤德, 孙成波, 蔡鹤翔, 等. 不同盐度条件下氨氮对斑节对虾的毒性试验[J]. 广西科学, 2009, 16(2):206-209.  
HU Xian-de, SUN Cheng-bo, CAI He-xiang, et al. Toxicity of ammonia-N to *Penaeus monodon* under the different salinities[J]. *Guangxi Sciences*, 2009, 16(2):206-209.
- [26] 姚庆祯, 臧维玲, 戴习林, 等. 亚硝酸盐和氨对凡纳对虾和日本对虾幼体的毒性作用[J]. 上海水产大学学报, 2002, 11(1):21-26.  
YAO Qing-zheng, ZANG Wei-ling, DAI Xi-lin, et al. Toxic effects of nitrite and ammonia on *Penaeus vannamei* larvae and *Penaeus japonicus* larvae[J]. *Journal of Shanghai Fisheries University*, 2002, 11(1):21-26.
- [27] 高淑英, 邹栋梁. 湄洲湾生物体内重金属含量及其评价[J]. 海洋环境科学, 1994, 13(1):39-45.  
GAO Shu-ying, ZOU Dong-liang. The content and evaluation of heavy metal in organism in the Meizhou Bay[J]. *Marine Environmental Science*, 1994, 13(1):39-45.
- [28] Chen J C, Lin C Y. Lethal effects of ammonia on *Penaeus Chinensis* osbeck juveniles at different salinity levels[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1992, 156(1):139-148.
- [29] 吕 富, 黄金田, 吕林兰, 等. 不同盐度条件下氨氮对双齿围沙蚕的毒性研究[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(7):2986-2987, 2994.  
LÜ Fu, HUANG Jin-tian, LÜ Lin-lan, et al. Study on the toxicities of ammonia-N to *perinereis aibuhitensis* under different salinities [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2009, 37(7):2986-2987, 2994.
- [30] Reddy N A, Menon N R. Effects of ammonia and ammonium on Tolerance and Byssogenesis in *Perna viridis*[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1979, 1(4):315-321.
- [31] 师尚丽, 冯奕成, 郑 莲, 等. 不同 pH 和盐度下氨氮对方斑东风螺的毒性研究[J]. 湛江海洋大学学报, 2005, 25(6):36-40.  
SHI Shang-li, FENG Yi-cheng, ZHENG Lian, et al. Toxicity of ammonia-N in *Babylonia areolata* at different pH and salinity[J]. *Zhanjiang Ocean University*, 2005, 25(6):36-40.
- [32] Liong P C. On the toxicity of ammonia to cockle[J]. *Fish Bull Dep Fish*, 1986, 46:7.
- [33] Chen J C, Lin C Y. Lethal effects of ammonia and nitrite on *Penaeus penicillatus* Juveniles at two salinity levels[J]. *Comparative Biochemistry Physiology*, 1991, 100(3):477-482.
- [34] Sulaiman N, Noor W E W M. Acute toxicity testings of copper, cadmium and ammonia to *Penaeus monodon* and *Lates calcarifer*[J]. *FRI Newsl*, 1996, 2(2):5-7.
- [35] Kohn N P, Word J Q, Niyogi D K, et al. Acute toxicity of ammonia to four species of marine amphipod[J]. *Marine Environment Research*, 1994, 38(1):1-15.
- [36] USEPA, Poucher S. Results of scute toxicity tests conducted with ammonia at ERL, narragansett[R]. Narragansett: Hansen D J, 1986.
- [37] Ostrensky A, Wasielesky W Jr, Pestana D. Acute Toxicity of Ammonia to *Artemia* sp.[J]. *Anais Da Academia Brasileira De Ciencias*, 1992, 64(4):391-395.
- [38] 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 锌对淡水生物的毒性特征与水质基准的研究[J]. 生态毒理学报, 2011, 6(4):367-382.  
WU Feng-chang, FENG Cheng-lian, CAO Yu-jing, et al. Toxicity characteristic of zinc to freshwater biota and its water quality criteria[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2011, 6(4):367-382.
- [39] USEPA. Great lakes water quality initiative criteria documents for the protection of aquatic life in ambient water[R]. Washington D C: Office of Water, 1995.