

锌对淡水生物的毒性特征与水质基准的研究

吴丰昌^{1,*}, 冯承莲¹, 曹宇静^{1,3}, 张瑞卿^{1,2}, 李会仙¹, 廖海清¹, 赵晓丽¹

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 国家环境保护湖泊污染控制重点实验室, 北京 100012

2. 中国科学院广州地球化学研究所, 广州 510640

3. 中国铁道科学研究院节能环保劳卫研究所, 北京 100081

摘要: 锌是生命体必需的一种微量元素, 但当锌的浓度超过一定剂量时, 又会对生物体产生一定的毒害作用。为了系统研究锌对水生生物的毒性作用, 亟需开展锌的水质基准研究工作。本文用物种敏感度分布法对锌的毒性特征开展了深入研究, 并按照水质基准常用的几种方法, 包括评价因子法、毒性百分数排序法和物种敏感度分布法分别推导了我国锌的保护淡水水生生物的水质基准。结果表明, 不同的生物对锌毒性的敏感性存在显著差异, 甲壳类的敏感性最强, 两栖类的敏感性最弱, 敏感性排序为甲壳类 > 其他类 > 鱼类 > 两栖类。最终推荐采用毒性百分数排序法得出的基准值为锌的水质基准值, 得出的锌的基准最大浓度和基准连续浓度分别为 $89.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $34.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。同时, 基于物种敏感性不同, 得出保护鱼类、甲壳类和其他无脊椎动物的急性生物基准值分别为 $298.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $67.3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $76.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; 慢性生物基准值分别为 $36.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $12.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $14.8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。研究结果表明, 我国目前锌的水质标准可能在一定程度上存在着对水生生物的“欠保护”问题, 本研究结果能够为我国水质基准制订提供一定的数据参考。

关键词: 锌; 水质基准; 评价因子法; 毒性百分数排序法; 物种敏感度分布法

文章编号: 1673-5897(2011)6-367-16 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Toxicity Characteristic of Zinc to Freshwater Biota and Its Water Quality Criteria

Wu Fengchang^{1,*}, Feng Chenglian¹, Cao Yujing^{1,3}, Zhang Ruiqing^{1,2}, Li Huixian¹, Liao Haiqing¹, Zhao Xiaoli¹

1. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment; State Environmental Protection Key Laboratory for Lake Pollution Control, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

2. Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China

3. Energy Saving & Environmental Protection & Occupational Safety and Health Research Institute, China Academy of Railway Sciences, Beijing 100081, China

Received 17 December 2010 **accepted** 13 April 2011

Abstract: Zinc (Zn) is an essential trace element in life bodies. When the dose of zinc exceeds a certain content, it may cause adverse effects to the organisms. In order to investigate the toxic effects that Zn might bring to aquatic life in Chinese fresh waters, it is urgent to derive water quality criteria of Zn for freshwater biota. In this study, the toxicity characteristic of zinc to freshwater biota was extensively discussed using species sensitivity distribution method. Moreover, three common methods for deriving quality criteria, including assessment factor method, toxicity percentile rank method and species sensitivity distribution method were used to derive the aquatic quality criteria of

收稿日期: 2010-12-17 录用日期: 2011-04-13

基金项目: 国家重点基础研究发展计划“湖泊水环境质量演变与水环境基准”(973项目)(No 2008CB418200)

作者简介: 吴丰昌(1964-), 男, 研究员, 研究方向为湖泊污染过程、天然有机质与水环境质量基准; * 通讯作者(Corresponding author), E-mail: wufengchang@vip.skleg.cn

Zn. The result showed that there existed significant difference in species sensitivity distribution to zinc. The species sensitivity to zinc followed the order of crustaceans > others > fishes > amphibians. Finally, the criteria value deriving from the toxicity percentile rank method was suggested as the quality criteria for zinc, with criteria maximum concentration and criteria continuous concentration being $89.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and $34.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively. Furthermore, based on the differences of species sensitivity, the biological criteria for acute toxicity to fishes, crustaceans and other invertebrates were also derived, which were $298.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $67.3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and $76.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively; the biological criteria for chronic toxicity to fishes, crustaceans and other invertebrates were $36.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $12.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and $14.8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively. The results showed that, to some extent, full protection can not be provided by the present water quality criteria of Zn for Chinese freshwater life. This study might provide useful data support for deriving water quality criteria for protecting aquatic biota in China.

Keywords: Zn; aquatic quality criteria; assessment factor method; toxicity percentile rank method; species sensitivity distribution method

锌是生命体必需的一种微量元素,它是人体六大酶类、200多种金属酶的组成成分或辅酶,在组织呼吸和蛋白质、脂肪、糖和核酸等代谢中发挥着重要作用。锌能够促进机体的生长发育和组织再生,缺锌会使蛋白质合成、DNA和RNA代谢等发生障碍,并导致损伤组织愈合困难、胎儿发育受阻和侏儒症等症状。人们平均每天从膳食中摄入约10~15 mg的锌,成人体内含锌约2~3 g。由于生物体对锌的需求量较低,当锌浓度超过生物体所需量时,就会变成一种有害物质,对生物体产生一定的毒性效应。据统计,水生生物对锌的敏感性远远大于人体对锌的敏感性。鉴于此,世界上许多国家制定的锌的水产用水基准都严于饮用水卫生基准,如美国2009年新颁布的锌的基准中^[1],锌的保护淡水水生生物基准值为 $120 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,而保护人体健康基准值为 $26\,000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,可以看出锌的人体健康基准要远远高于其水生生物基准。

我国有关锌的标准或基准中,只有《地表水环境质量标准》^[2]中涉及到锌的不同功能用水的标准限值,尚无保护具体生态受体的相关标准。因此,研究锌对水生生物的水质基准十分必要。水质基准是环保部门制定水质标准,评价水质和进行水质管理不可或缺的科学依据和理论基础^[3-6]。而水生生物基准是指水环境中的污染物对水生生物不产生长期和短期不良或有害效应的最大允许浓度,它是水质基准的核心组成部分之一^[7]。水生生物基准以栖息于水生态系统中的水生生物为保护目标,旨在维护水生态系统结构和功能的完整性以及其生物多样性,可以受到多种因素的影响,如硬度、pH值和溶解性有机质等因素^[8-11]。从生态学的观点来看,不

同的生态系统有不同的生物区系,化学污染物对不同生物区系的毒性效应也存在差异^[12-13]。虽然国内有些学者已经对锌的生物毒性开展了相关研究,但锌对淡水水生生物的毒性效应特征以及淡水水生生物基准方面的研究还未见报道,这也导致我国锌的水质标准的制订缺乏可靠的科学依据。因此,本研究通过调查锌对淡水生物的毒性数据,深入分析了锌对淡水生物的毒性特征,同时结合我国生物区系的具体特点,得出了我国锌的保护淡水水生生物基准。

1 研究方法(Methodology)

1.1 水质基准推导方法

目前国际上普遍采用的水生生物基准的研究方法有3种^[14],即评价因子法、毒性百分数排序法和物种敏感度分布法。评价因子法是最早用于推导水生生物基准的一种方法,在毒性数据偏少的情况下,评价因子法因其通用性被广泛使用,但是它的有效性和评价因子的适用性在某种程度上强烈依赖于敏感生物的毒性值。许多国家如加拿大、澳大利亚等应用评价因子法推导水生生物基准^[15-17]。

毒性百分数排序法是美国环保局推导基准的标准方法^[7],是基于物种对污染物的敏感度不同展开的。它是把所获得的物种的属平均毒性值按从小到大的顺序进行排列,序列的百分数按公式 $P = R / (N + 1)$ 进行计算,其中P为累积概率,R是毒性数据在序列中的位置,N是所获得的毒性数据个数。使用该方法得出的基准值包括基准最大浓度(criteria maximum concentration, CMC)和基准连续浓度(criteria continuous concentration, CCC),其中CMC考虑的是污染物对水生动物的急性毒性效应,它等于最终急性值的1/2; CCC考虑的是污染物对水生动物

的慢性毒性效应,它等于最终慢性值、最终植物值和最终残留值中的最小者。当最终急性值和水质特征无关时,可以按照以下方法推导:

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

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

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

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

其中 S 、 L 、 A 为计算过程中采用的符号,没有特殊含义; $GMAV$ 为属平均急性值; P 为累积概率; FAV 为最终急性值。

当最终急性值和水质特征有关时,按照公式(5)推导:

$$FAV = e^{(V[\ln(\text{水质特征值})] + \ln A - V[\ln Z])} \quad (5)$$

式中 FAV 为最终急性值; V 为急性值的斜率; A 为选定的水质特征值下的最终急性值; Z 为选定的水质特征值。

最终慢性值(final chronic value, FCV)的计算方法和最终急性值类似,一种方法是通过公式(1)~(4)推导;另一种方法是用最终急性慢性比率(final acute chronic ratio, $FACR$)法,公式为 $FCV = FAV / FACR$ 。

最终植物值通常是用藻类的 96 h 实验或者用水生维管束植物所做的慢性实验得出的结果中的最小值。按照下面的公式计算:

$$FRV = MPTC / BCF \quad (6)$$

其中 FRV 为最终残留值; $MPTC$ 为最大允许组织浓度; BCF 为生物富集因子。

物种敏感度分布法最初是由欧美科学家于 20 世纪 80 年代中期提出的^[18],该理论最初主要用于生态风险评价,后来一些学者对该理论进行了深入研究^[19-20]。它是利用已知的毒性数据来拟合物种的敏感度分布曲线,进而外推获得基准值。基准值即物种敏感性分布曲线上指定百分点处所对应的浓度值,以短期危害浓度(short term hazardous concentration, $STHC_x$)和长期危害浓度(long term hazardous concentration, $LTHC_x$)来表示,分别对应急性和慢性物种敏感度分布曲线上累积概率 $X\%$ 对应的毒性值。一般都将 X 取为 5^[21],即 $STHC_5$ 和 $LTHC_5$,指的是影响不超过 5% 的物种,即保护 95% 以上物种时对应的急性和慢性基准值。

1.2 生物毒性敏感性分析方法

由于锌对不同的生物毒性数据涉及到的物种门

类较多,包括节肢动物门、脊索动物门、软体动物门和刺胞动物门等,而且每个门类又包含不同的纲、目和科等。因此在研究生物对锌的毒性敏感性时,为了更加系统地对其毒性特征进行分析,根据所获得的毒性数据的分布以及生物的营养级水平,分类对其毒性特征进行分析,进而找出不同类别生物的敏感性物种。本研究中,根据收集到的锌对淡水生物的毒性数据,总体上将水生动物分为脊椎动物和无脊椎动物两大类,又进一步将脊椎动物分为鱼类和两栖类;无脊椎动物分为甲壳类和其他类(包括刺胞动物门、软体动物门和轮虫动物门等无脊椎动物);由于植物毒性数据较少,对植物毒性进行综合分析,不再对植物毒性进行次级分类。

2 结果与分析(Results and analysis)

2.1 数据来源与筛选

通过文献调研和数据库查找(<http://www.epa.gov/ecotox/>),获得大量锌对中国代表物种的毒性数据,数据的筛选标准如下:(1)对于化学性质较为稳定的物质,使用流水实验得出的数据,当数据缺乏时,也可使用半静态和静态实验得出的数据;(2)实验中必须设置对照实验,对照组和实验组的实验条件完全一样,如果对照组中的物种大量死亡或表现出胁迫和疾病症状,不能使用该实验得出的结果;(3)在实验开始和结束时必须测定实验目标物的浓度,在整个实验过程中实验目标物的浓度应保持不变;(4)实验过程中应严格控制各个理化参数,包括实验温度应尽量维持在受试物种的最适生长温度范围之内,溶解氧浓度应是其饱和浓度的 60%~105%,颗粒物浓度应 $\leq 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,总有机碳浓度 $\leq 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;(5)不能使用以蒸馏水或去离子水作为实验用水的实验所得出的数据;(6)使用同一物种所做的急性/慢性毒性实验,如果得出的急性/慢性值相差 10 倍以上,需要将边界外的值剔除;(7)由于单细胞生物属于低等生物,因此以单细胞生物作为受试物种的实验数据都不可以用于推导基准。急性毒性的实验终点为 EC_{50} 或 LC_{50} ;慢性毒性的实验终点为最大无观察效应浓度(no observed effect concentration, $NOEC$)或最低观察效应浓度(lowest observed effect concentration, $LOEC$)。如果针对同一受体且暴露终点相同的数据则选用这些数据的几何均值。

对收集的物种进行筛选,对北美特有物种进行剔除,只保留中国本地物种,或是引进物种但已经在中国成功养殖,分布较为广泛的物种,这些物种也能

代表中国水生态系统的一些特征。经过筛选,动物急性毒性数据中共涉及5门22科33属40种(表1),动物慢性毒性数据中共涉及2门8科12属12种(表2),植物毒性数据中共涉及2门3科4属4种(表3)。从生物区系的组成来看,所选择的物种中,以鱼类和浮游动物为主,底栖动物、浮游植物和两栖动物为辅,“覆盖”了中国水生态系统的主要生物物种。其中鱼类所占比例最大,占到总物种数的46.7%,鱼类中又以鲤科鱼为主,所占比例为49.

1%,其次为浮游动物,所占比例为36.7%,底栖动物、浮游植物和两栖类所占比例较少,所占比例分别为10.1%、4.6%和1.9%。与北美锌的物种敏感度分布相比较,发现两者生物区系有所不同。北美的水生生物虽然也主要以鱼类和浮游动物为主,但每一类生物中具体的物种种类不同,如北美鱼类中鲑科鱼所占比例较大,而鲤科鱼所占的比例相对较小,并且不同的科所包含的具体物种也存在差异。

表1 锌对淡水动物的急性毒性

Table 1 Acute toxicity of Zn to freshwater animals

门	科	属	物种	拉丁名	急性毒性值 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	参考文献
刺胞动物门	水螅科	水螅属	灰水螅	<i>Hydra vulgaris</i>	14	[22]
刺胞动物门	水螅科	水螅属	寡水螅	<i>Hydra oligactis</i>	14	[22]
刺胞动物门	水螅科	水螅属	绿水螅	<i>Hydra viridissima</i>	11	[22]
刺胞动物门	水螅科	水螅属	水螅	<i>Hydra pseudoligactis</i>	0.390	[23]
软体动物门	珠蚌科	帆蚌属	三角帆蚌	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	4.95	[24]
软体动物门	珠蚌科	帆蚌属	三角帆蚌	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	2.85	[24]
轮虫动物门	臂尾轮虫科	臂尾轮虫属	萼花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	0.260	[25]
节肢动物门	纺锤水蚤科	克氏纺锤水蚤属	克氏纺锤水蚤	<i>Acartia clausi</i>	0.707	[26]
节肢动物门	纺锤水蚤科	克氏纺锤水蚤属	克氏纺锤水蚤	<i>Acartia clausi</i>	0.95	[26]
节肢动物门	纺锤水蚤科	克氏纺锤水蚤属	克氏纺锤水蚤	<i>Acartia clausi</i>	0.294	[26]
节肢动物门	梭子蟹科	螯属	锈斑寻	<i>Charybdis feriatus</i>	0.461	[27]
节肢动物门	褐虾科	褐虾属	褐虾	<i>Crangon crangon</i>	6.3	[28]
节肢动物门	糠虾科	刺糠虾属	糠虾	<i>Acanthomysis costata</i>	0.26	[29]
节肢动物门	水蚤科	网纹水蚤属	网纹水蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0.169	[30]
节肢动物门	水蚤科	网纹水蚤属	网纹水蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0.127	[30]
节肢动物门	水蚤科	网纹水蚤属	网纹水蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0.1	[31]
节肢动物门	水蚤科	网纹水蚤属	网纹水蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0.11	[32]
节肢动物门	水蚤科	网纹水蚤属	网纹水蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0.12	[32]
节肢动物门	水蚤科	网纹水蚤属	网纹水蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0.1	[33]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.160	[34]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.40	[34]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.59	[34]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	5.50	[35]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	5.00	[36]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	2.30	[37]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.165	[38]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	8.40	[39]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.21	[40]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	1.8	[41]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.8	[42]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.164	[38]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.861	[43]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.798	[43]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.21	[44]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.525	[45]

续表 1

门	科	属	物种	拉丁名	急性毒性值 /(mg·L ⁻¹)	参考文献
节肢动物门	水蚤科	蚤属	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	0.84	[46]
节肢动物门	水蚤科	蚤属	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	0.126	[43]
节肢动物门	水蚤科	蚤属	蚤状蚤	<i>Daphnia pulex</i>	0.232	[47]
节肢动物门	水蚤科	蚤属	隆线蚤	<i>Daphnia carinata</i>	1.00	[48]
节肢动物门	裸腹蚤科	裸腹蚤属	发头裸腹蚤	<i>Moina irrasa</i>	0.183	[49]
节肢动物门	裸腹蚤科	裸腹蚤属	多刺裸腹水蚤	<i>Moina macrocopa</i>	1.01	[50]
节肢动物门	长臂虾科	长臂虾属	长臂虾	<i>Palaemonetes pugio</i>	11.3	[51]
节肢动物门	长臂虾科	沼虾属	罗氏沼虾	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	0.580	[52]
节肢动物门	拟螯虾科	光壳虾属	红螯螯虾	<i>Cherax quadricarinatus</i>	0.650	[53]
节肢动物门	钩虾科	蚤状钩虾属	蚤状钩虾	<i>Gammarus pulex</i>	1.86	[54]
节肢动物门	梭子蟹科	梭子蟹属	远海梭子蟹	<i>Portunus pelagicus</i>	0.37	[27]
脊索动物门	鲤科	鲫属	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	7.96	[55]
脊索动物门	鲤科	鲤属	锦鲤	<i>Cyprinus carpiod</i>	1.64	[56]
脊索动物门	鲤科	鲫属	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	27.6	[57]
脊索动物门	鲤科	鲫属	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	33.8	[57]
脊索动物门	鲤科	鲫属	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	22.3	[58]
脊索动物门	鲤科	鲫属	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	39.5	[59]
脊索动物门	鲤科	鲤属	鲤鱼	<i>Cyprinus carpio</i>	7.05	[60]
脊索动物门	鲤科	蛇鲂属	蛇鲂	<i>Saurogobio dabryi</i>	28.8	[61]
脊索动物门	鲤科	唐鱼属	唐鱼	<i>Tanichthys albonubes</i>	16.3	[62]
脊索动物门	鲤科	鲂属	厚颌鲂	<i>Megalobrama pellegrini</i>	14.6	[63]
脊索动物门	鲤科	草鱼属	草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	33.1	[64]
脊索动物门	鲤科	草鱼属	草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	5.73	[65]
脊索动物门	鲤科	麦穗鱼属	麦穗鱼	<i>Pseudorasbora parva</i>	3.20	[66]
脊索动物门	鲤科	麦穗鱼属	麦穗鱼	<i>Pseudorasbora parva</i>	18.0	[66]
脊索动物门	鲤科	鮡属	鮡	<i>Gobiocypris rarus</i>	1.68	[67]
脊索动物门	鲤科	鮡属	鮡	<i>Gobiocypris rarus</i>	2.17	[67]
脊索动物门	鲤科	鮡属	鮡	<i>Gobiocypris rarus</i>	3.66	[67]
脊索动物门	鲤科	倒刺鲃属	中华倒刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	10.1	[68]
脊索动物门	鲤科	短丹鱼属	斑马鱼	<i>Brachydanio rerio</i>	30.0	[69]
脊索动物门	青鳉科	青鳉属	青鳉	<i>Oryzias latipes</i>	25.8	[70]
脊索动物门	胎鳉科	胎鳉属	虹鳉	<i>Poecilia reticulatus</i>	7.75	[71]
脊索动物门	军曹鱼科	军曹鱼属	军曹鱼	<i>Rachycentron canadum</i>	0.654	[72]
脊索动物门	太阳鱼科	黑鲈属	大口黑鲈	<i>Micropterus salmoides</i>	5.18	[73]
脊索动物门	鳅科	泥鳅属	泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	30.8	[57]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.06	[74]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	4.06	[74]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.189	[75]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.63	[76]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.278	[77]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.224	[78]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.17	[76]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	3.87	[74]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.52	[79]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.221	[77]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.38	[80]
脊索动物门	蟾蜍科	蟾蜍属	中华蟾蜍	<i>Bufo Bufo gargarizans</i>	30.8	[81]
脊索动物门	蛙科	蛙属	泽蛙	<i>Rana limnocharis</i>	46.5	[82]

表2 锌对淡水动物的慢性毒性
Table 2 Chronic toxicity of Zn to freshwater animals

门	科	属	物种	拉丁名	慢性毒性值 /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	参考文献
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.275	[42]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	0.275	[37]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	1.00	[83]
节肢动物门	水蚤科	溞属	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	1.00	[36]
节肢动物门	蜊蛄科	原螯虾属	克氏原螯虾	<i>Procambarus clarkii</i>	2.11	[84]
脊索动物门	鲷科	黑鲷属	黑鲷	<i>Acanthopagrus schlegeli</i>	0.170	[85]
脊索动物门	鲤科	鲫属	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	2.50	[86]
脊索动物门	鲤科	鲤属	锦鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	0.080	[87]
脊索动物门	鲤科	鱼丹属	斑马鱼	<i>Danio rerio</i>	3.20	[79]
脊索动物门	鲤科	鮡鲫属	鮡鲫	<i>Gobiocypris rarus</i>	0.200	[88]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.117	[75]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	3.00	[89]
脊索动物门	鲑科	鲑属	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1.00	[79]
脊索动物门	丽鲷科	口孵非鲫属	莫桑比克罗非鱼	<i>Oreochromis mossambicus</i>	0.040	[90]
脊索动物门	胎鳉科	食蚊鱼属	食蚊鱼	<i>Gambusia affinis</i>	18.0	[91]
脊索动物门	花鳉科	食蚊鱼属	食蚊鱼	<i>Gambusia affinis</i>	0.100	[92]
脊索动物门	花鳉科	食蚊鱼属	食蚊鱼	<i>Gambusia affinis</i>	0.400	[93]
脊索动物门	花鳉科	剑尾鱼属	红剑鱼	<i>Xiphophorus helleri</i>	0.100	[92]
脊索动物门	花鳉科	剑尾鱼属	红剑鱼	<i>Xiphophorus helleri</i>	0.200	[93]
脊索动物门	花鳉科	花鳉属	孔雀鱼	<i>Lebistes reticulatus</i>	0.100	[92]
脊索动物门	花鳉科	花鳉属	孔雀鱼	<i>Lebistes reticulatus</i>	0.200	[93]

表3 锌对淡水植物的慢性毒性
Table 3 Chronic toxicity of Zn to freshwater plants

门	科	属	物种	拉丁名	慢性毒性值 /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	参考文献
绿藻门	绿球藻科	绿球藻属	绿球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	2.0	[94]
绿藻门	小球藻科	小球藻属	蛋白核小球藻	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	0.473	[95]
绿藻门	小球藻科	月牙藻属	月形藻	<i>Closterium lunula</i>	0.038	[96]
蓝藻门	念珠藻科	念珠藻属	念珠藻	<i>Nostoc muscorum</i>	0.300	[97]
蓝藻门	念珠藻科	念珠藻属	念珠藻	<i>Nostoc muscorum</i>	0.200	[97]

2.2 锌对不同物种的毒性特征

通过对锌的毒性数据进行分类研究,发现不同类别的物种对锌的敏感性存在显著性差异($p < 0.05$),如表4所示。急性毒性数据中,甲壳类动物对锌的毒性最为敏感,其中最敏感的4个物种分别为网纹水蚤、发头裸腹溞、蚤状蚤和糠虾(表1),这几种敏感物种的毒性几何均值为 $0.189 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;其他无脊椎动物对锌的敏感性较甲壳类低,毒性敏感性范围为 $0.260 \sim 14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,最敏感的物种为萼花臂尾轮虫,急性毒性的几何均值为 $0.260 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;脊椎动物对锌的敏感性较低,鱼类的急性数据较多,

范围也比较宽泛,浓度范围在 $0.189 \sim 39.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;最敏感的4个鱼类物种分别为军曹鱼、虹鳟、锦鲤和鮡鲫,这4种鱼的急性毒性的几何均值为 $1.27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,敏感性要低于甲壳类。在检索到的2种两栖类动物的急性毒性数据中,急性数据的毒性平均值为 $38.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,敏感性最低。可见,不同的物种敏感性分布存在显著差异(图1),通过不同的模型对物种敏感度分布曲线进行拟合,结果发现:甲壳类、其他类和鱼类的5%物种危害浓度(HC_5)分别为 $67.3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $76.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $298.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。综上所述可知,锌对水生动物的急性毒性值中,敏感性大小

依次为甲壳类 > 其他类 > 鱼类 > 两栖类。可以发现, 物种在食物链营养级越高, 物种对锌的敏感性越低。由于锌对淡水动物的慢性毒性数据较少, 如无脊椎动物中, 只有甲壳类; 脊椎动物中, 只有鱼类, 所以从物种分类的角度来看, 仅能比较甲壳类和鱼类的慢性毒性特征。从慢性毒性的均值来看, 甲壳类的毒性敏感性要大于鱼类, 即甲壳类 > 鱼类, 但由于

甲壳类的数据较少 (2 个物种), 所以该结论并不具有统计学意义。锌对淡水植物的毒性中 (表 3), 共收集了 4 个物种的植物毒性数据, 均为藻类, 包括绿藻门和蓝藻门, 毒性数据的均值为 $0.293 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其中月形藻的敏感性最强, 96 h 植物毒性值为 $0.038 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 跟淡水动物相比, 淡水植物对锌的敏感性要高于淡水动物。

表 4 锌对淡水动物毒性数据汇总
Table 4 Data summary on toxicity of Zn to freshwater animals

物种分类		物种数	毒性范围 $/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	平均值 $/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	标准偏差 $/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
急性毒性					
无脊椎动物	甲壳类	15	0.1 ~ 11.3	1.43	2.48
	其他类	6	0.26 ~ 14	6.78	6.11
脊椎动物	鱼类	18	0.189 ~ 39.5	11.37	12.3
	两栖类	2	30.8 ~ 46.5	38.63	11.1
全部物种		41	0.1 ~ 46.5	4.96	10.8
慢性毒性					
无脊椎动物	甲壳类	2	0.275 ~ 2.11	0.932	0.75
脊椎动物	鱼类	10	0.04 ~ 18.0	1.84	4.45
全部物种		12	0.04 ~ 18.0	1.62	3.89

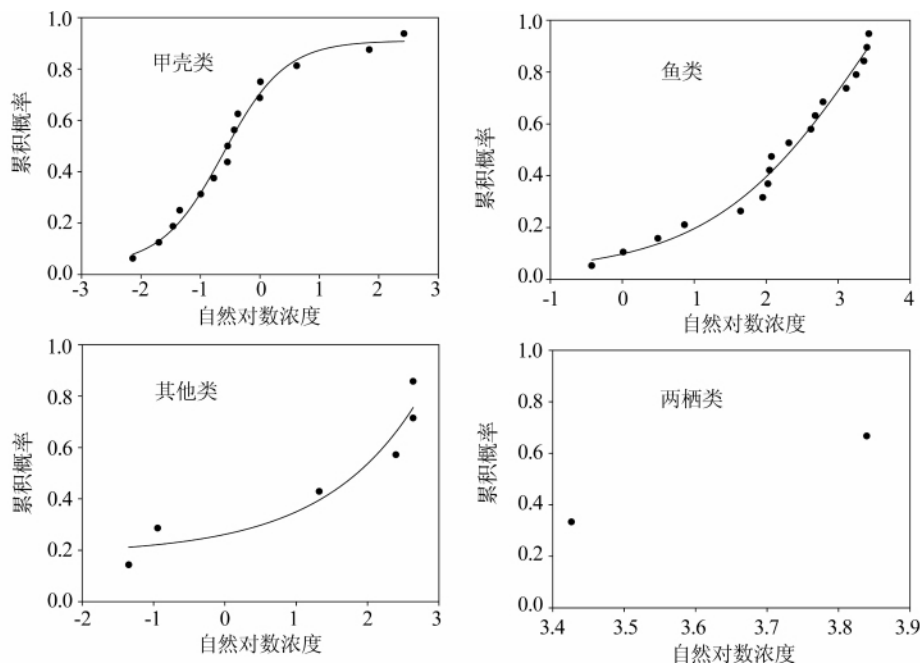


图 1 淡水动物的急性物种敏感度分布曲线

Fig. 1 Species sensitivity distribution curves for freshwater animals based on acute toxicity data

2.3 锌的淡水水生生物基准

根据评价因子法的方法学理论,当使用慢性毒性实验结果推导基准时,评价因子选择0.1,此评价因子考虑了不同物种对待测物质的敏感度差异以及实验条件等^[98]。在符合要求的慢性毒性数据中,使用最敏感生物慢性毒性值乘以评价因子获得锌的基准,这里的最敏感生物为莫桑比克罗非鱼,得出锌的水环境连续浓度为 $4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;当使用急性毒性数据来推导基准时,首先根据所获得的毒性数据计算出锌的急慢性比(acute chronic ratio, ACR)。本研究采用同一实验物种所得的急慢性毒性值来计算 ACR,包括鮡鲫、大型蚤和虹鳟,最终计算得到锌的 ACR 为 5.21。如果采用 ACR 推导基准值,用最敏感生物(这里选择的最敏感生物为网纹水蚤)的毒性值除以 ACR 得到锌的水环境连续浓度为 $19.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;如果不采用 ACR 推导基准值,则用最敏感生物(网纹水蚤)的急性毒性值乘以评价因子获得基准值,这里选择的评价因子为 0.05^[67],最终得出锌的水环境连续浓度为 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。考虑到基准值在实际运用时的可行性,将这3个值和锌的毒性数据相比较,发现都可以保护所有的水生生物,而 $4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 在实际应用时难度较大,因此可采用 $19.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 作为评价因子法得出的锌的淡水水生生物基准值。

根据毒性百分数排序法的方法学体系,首先计算出33个属的属平均急性毒性值,然后计算各个属平均急性值的累积概率;选择4个累积概率接近0.05的属平均急性值(本研究中分别为网纹水蚤属、臂尾轮虫属、刺糠虾属和梭子蟹属),用这4个属的属平均急性值及其对应的累积概率计算出锌的最终急性值为 $179.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,因此锌的 CMC 为 $89.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。最终慢性值以最终急性值除以 ACR 来获得,得出锌的最终慢性值为 $34.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在所有的植物毒性数据中,锌对月形藻的 96 h EC_{50} 最小,得出锌的最终植物值为 $38.0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。锌在生物体内的累积系数较小,一般为几十到几百,在可食用组织内的累积系数更小^[59,99],而且我国目前还没有制定锌在可食用水产品中的标准限值,因此,无法计算锌的最终残留值。综上所述,可以得出锌的 CCC 为 $34.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。采用毒性百分数排序法所得出的锌的 CMC 和 CCC 分别为 $89.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $34.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

用物种敏感度分布法推导锌的 STHC_5 时,首先对满足基准推导要求的物种的种平均急性值取对数后进行正态分布检验,结果表明,种平均急性值取对数后的数据符合正态分布。以各个物种的种平均急性值的对数值为横坐标,以其对应的累积概率为纵坐标,利用 Sigma Plot 拟合锌的急性物种敏感度分布曲线(图2)。

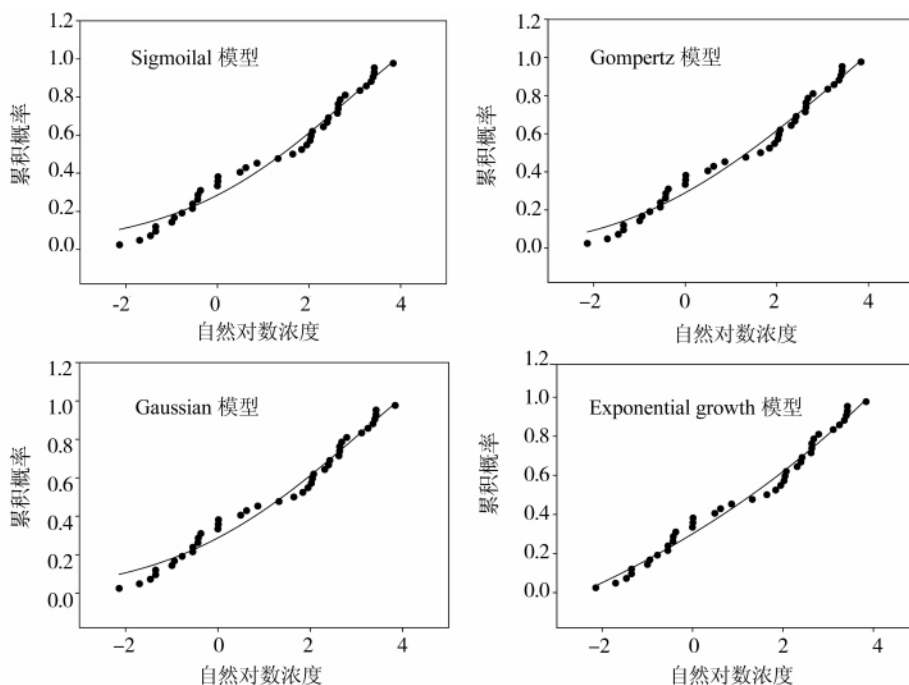


图2 模型拟合的锌的急性物种敏感度分布曲线

Fig. 2 Species sensitivity distribution curves for freshwater animals exposed to Zn using different models based on acute toxicity data

从模型拟合参数来看,几种模型的拟合效果均较好,其中拟合效果最好的是 Exponential growth 模型,拟合参数能够达到 0.992,在保护 95% 物种的前提下,得出锌的 $STHC_5$ 为 $134.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

在推导锌对淡水水生生物的 $LTHC_5$ 时,同样首先对满足要求的物种的种平均慢性值取对数后进行正态分布检验,结果发现其符合正态分布。以同样的方法拟合锌的慢性毒性物种敏感度分布曲线(图 3)。

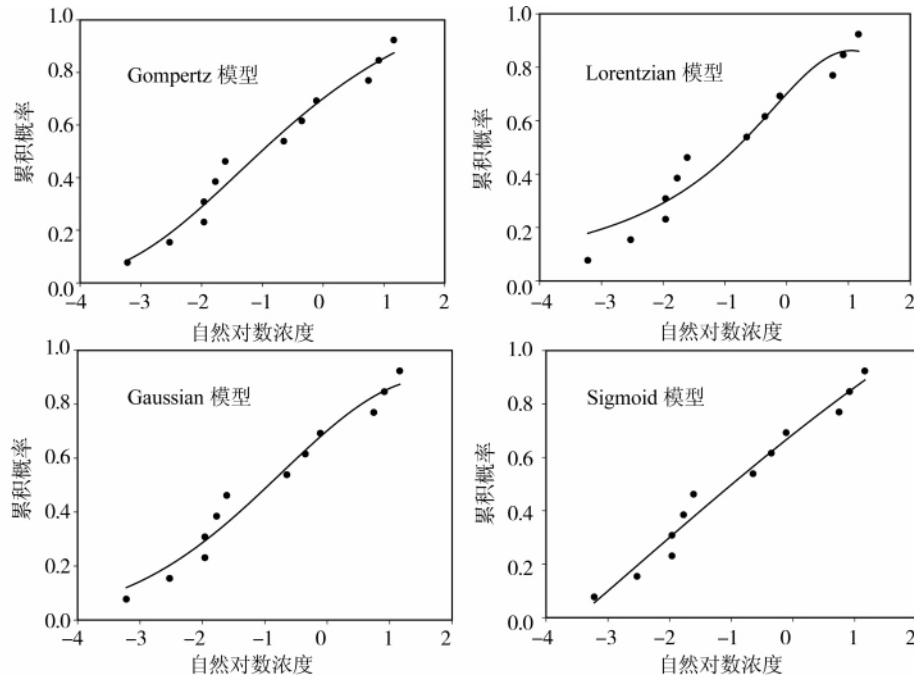


图3 模型拟合的锌的慢性物种敏感度分布曲线

Fig. 3 Species sensitivity distribution curves for freshwater animals exposed to Zn using different models based on chronic toxicity data

从模型的拟合图形来看,几种模型的拟合效果均较好,其中拟合效果最好的是 Sigmoid 模型,拟合参数可达 0.987。在保护 95% 物种的前提下,得出锌的 $LTHC_5$ 为 $38.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。因此,采用物种敏感度分布法得出的锌对淡水生物 $STHC_5$ 和 $LTHC_5$ 分别为 $134.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $38.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

3 讨论(Discussion)

3.1 物种对锌的敏感性与生物学基准

物种的类别不同,其作用位点和作用机制也会存在差异,因此对同一外源污染物来说,物种的敏感性也会存在差异。甲壳类跟鱼类相比,表现出较强的敏感性。主要原因是锌可以引起甲壳类消化细胞溶酶的肿胀和溶酶体膜稳定性的下降,对细胞本身造成损伤;同时也可以导致甲壳类几丁质酶活性降低,从而导致其生理学水平的基因表达发生变化,进而影响其繁殖^[83,100-101]。而锌对鱼类毒性效应是由于锌与鱼体内生物大分子作用造成的。当其进入鱼体后,可以和生物大分子上的活性点位结合,在一定

的情况下对鱼类产生毒性,如影响鱼卵的孵化、发育和繁殖,甚至死亡^[102]。而对于更高营养级的生物如两栖类,由于其体内解毒机制更加完善,因而对锌的敏感性更低。可见,低等无脊椎动物敏感性明显高于高营养级的脊椎动物。由于水质基准的推导主要是基于敏感物种进行的,因此敏感物种的选择对水质基准的得出起着关键作用。基于保护的物种的不同,也可以获得保护不同物种的生物学基准。它是基于参考水生生物群落组成和生物多样性等指标,描述水生生物理想状态的方法^[103]。本研究中,针对物种的差异性和保护不同物种的目标,用物种敏感度分布法外推,分别得出了鱼类急慢性生物学基准、甲壳类和其他无脊椎动物的急性生物学基准;对于无法用模型拟合的甲壳类和其他类生物的慢性生物学基准,则通过之前算出的 ACR,由急性生物学基准外推得到(表 5)。结果发现:甲壳类和其他无脊椎动物的生物学基准值没有显著性差异,而鱼类的基准值相对较高。

表5 不同的生物学水质基准值比较
Table 5 Comparison of different biological water quality criteria

物种分类	基准值/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	
	急性基准	慢性基准
鱼类	298.9	36.9
甲壳类	67.3	12.9
其他类	76.9	14.8
全部物种	89.7	34.5

3.2 不同国家锌的水质基准比较

本研究采用不同的推导方法得出的锌的基准值没有数量级的差异,均在可接受的范围之内。评价因子法得出的基准值是单值,而且仅仅是依靠最敏感物种的毒性值得出的,具有不确定性;物种敏感度分布法和毒性百分数排序法都是基于所有物种毒性数据得出的结论,数据更具有统计学意义,但物种敏感度分布法在数据量相对较少时,不同模型拟合外推得到的基准值差距很大;而毒性百分数排序法对数据的要求和整理更为规范和严格。同时,将本研究得到的基准值跟获得的毒性数据进行比较,发现物种敏感度分布法得出的急性基准值偏大,不足以保护所有的敏感物种,因此综合比较分析后发现,毒性百分数排序法得出的基准值受其他因素影响较小,因此推荐该方法得出的基准值作为锌的淡水水生生物基准,对应的 CMC 和 CCC 分别为 $89.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $34.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。将锌的淡水水生生物基准值

和美国、加拿大和澳大利亚颁布的相应的基准值比较发现^[15,17,104],本研究得出的基准值和这几个国家得出的基准值在数值上较为接近(表6)。如美国采用毒性百分数排序法计算基准时,与本研究用该方法得出的结果相差不大,主要原因是两国的敏感性物种在一定程度上有重合性,而且物种的毒性值相当。如美国的基准推导中,采用的动物急性毒性共涉及到 36 个属 44 个物种的数据^[105-106]。计算最终急性值时,选择的累积概率最接近于 0.05 的 4 个敏感属分别为:网纹水蚤属、条纹鲈属、长鳍鳊属和溞属,这 4 个属的急性毒性值的几何均值为 $167 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;而本研究中动物急性毒性涉及了 33 属 40 个物种的数据,最敏感的 4 个属分别为网纹水蚤属、臂尾轮虫属、刺糠虾属和梭子蟹属,这 4 个属的急性毒性值的几何均值为 $233 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。两国最敏感的物种中都有网纹水蚤属,另外 3 种敏感性物种虽有所不同,但是对锌的敏感性在同一个数量级范围内,因此表现在 CMC 上,基准值差别也不大。在动物慢性毒性的选择上,美国选择的慢性毒性涉及了 9 个物种,其中无脊椎动物的慢性毒性范围为 $46.7 \sim >5243 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,鱼类的慢性毒性浓度范围为 $36.4 \sim 854.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;而本研究中共选择了 12 个物种的慢性毒性数据,无脊椎动物的慢性毒性范围为 $275 \sim 211 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,鱼类的慢性毒性浓度范围为 $40 \sim 18000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,在毒性数值上存在显著性差异($p < 0.05$),因此表现在 CCC 上,基准值有一定差异。

表6 各国锌的水生生物基准与标准对比

Table 6 Comparison of aquatic criteria and standards of Zn among different countries

国家	水生生物基准/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)		中国地表水环境质量标准/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)					渔业水质标准 /($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
	急性基准值	慢性基准值	I类	II类	III类	IV类	V类	
澳大利亚	8 ^a							
加拿大	30 ^b							
美国	120	120	50	1 000	1 000	2 000	2 000	100
本研究	89.7	34.5						

a: 该值是用物种敏感度分布法得出的高可靠性触发值(急性基准值);

b: 该值是用评价因子法得出的基准值。

3.3 锌的水质基准与标准的比较

将锌的水生生物基准和我国的《地表水环境质量标准》进行比较时(表6),发现锌的 I 类水标准与本研究得出的锌的水质基准在同一个数量级,而锌的 II 和 III 类水体的地表水环境质量标准远远高于锌

的短期浓度限值和长期浓度限值,而 IV 类水及以上的标准值差距更大,说明这几类水体的标准不足以满足其相应的生态功能,水生生物可能会受到锌的急性和慢性毒害作用。与锌的渔业水质标准相比较发现^[107],锌的渔业水质标准接近锌的短期浓度限

值,高于锌的长期浓度限值,表明渔业水质标准可以保护水生生物不受锌的急性毒害作用,但不能保护敏感水生生物不受锌的慢性毒害作用。由此可见,锌的这2类水质标准在一定程度上都存在着对水生生物的“欠保护”问题。考虑到水质标准的制订通常需要参考水质基准,因此建议相关部门在制订水质标准时,可以借鉴水质基准的表征方式,分别制订急性和慢性的水质标准以及生物预警标准范围,从而满足环境保护领域的短期、长期和环境预警管理。

参考文献:

- [1] United States Environmental Protection Agency (US EPA). National Recommended Water Quality Criteria [R]. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 2009
- [2] 国家环境保护总局. GB 3838—2002 地表水环境质量标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2002
- [3] 孟伟,张远,郑丙辉. 水环境质量基准、标准与流域水污染物总量控制策略[J]. 环境科学研究, 2006, 19(3): 1-6
Meng W, Zhang Y, Zheng B H. The quality criteria, standards of water environment and the water pollutant control strategy on watershed [J]. Research of Environmental Sciences, 2006, 19(3): 1-6 (in Chinese)
- [4] 孟伟,吴丰昌. 水质基准的理论与方法学导论[M]. 北京: 科学出版社, 2010, 1-3
- [5] 吴丰昌,孟伟,宋永会,等. 中国湖泊水环境基准的研究进展[J]. 环境科学学报, 2008, 28(12): 2385-2393
Wu F C, Meng W, Song Y H, et al. Research progress in lake water quality criteria in China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(12): 2385-2393 (in Chinese)
- [6] 雷炳莉,金小伟,黄圣彪,等. 太湖流域三种氯酚类化合物水质基准的探讨[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(1): 40-49
Lei B L, Jin X W, Huang S B, et al. Discussion of quality criteria for three chlorophenols in Taihu Lake [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2009, 4(1): 40-49 (in Chinese)
- [7] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Guidelines for Deriving Numerical National Aquatic Life Criteria for Protection of Aquatic Organisms and Their Uses [R]. Washington DC: Office of Research and Development, 1985
- [8] 吴丰昌. 天然有机质及其与污染物的相互作用[M]. 北京: 科学出版社, 2010, 188-193
- [9] Wu F C, Meng W, Zhao X L, et al. China embarking on development of its own national water quality criteria system [J]. Environmental Science and Technology, 2010, 44(21): 7992-7993
- [10] 吴丰昌,孟伟,张瑞卿,等. 保护淡水水生生物硝基苯水质基准研究[J]. 环境科学研究, 2011, 24(1): 1-10
Wu F C, Meng W, Zhang R Q, et al. Aquatic life water quality criteria for nitrobenzene in freshwater [J]. Research of Environmental Science, 2011, 24(1): 1-10 (in Chinese)
- [11] 吴丰昌,孟伟,曹宇静,等. 镉的淡水水生生物水质基准研究[J]. 环境科学研究, 2011, 24(2): 172-184
Wu F C, Meng W, Cao Y J, et al. Derivation of aquatic life water quality criteria for cadmium in freshwater in China [J]. Research of Environmental Science, 2011, 24(2): 172-184 (in Chinese)
- [12] 雷炳莉,黄圣彪,王子健. 生态风险评估理论和方法[J]. 化学进展, 2009, 21(2/3): 350-358
Lei B L, Huang S B, Wang Z J. Theories and methods of ecological risk assessment [J]. Progress in Chemistry, 2009, 21(2/3): 350-358 (in Chinese)
- [13] Malthby L, Blake N, Brock T C M, et al. Insecticide species sensitivity distribution: Importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2005, 24(2): 379-388
- [14] 金小伟,雷炳莉,许宜平,等. 水生态基准方法学概述及建立我国水生态基准的探讨[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(5): 609-616
Jin X W, Lei B L, Xu Y P, et al. Methodologies for deriving water quality criteria to protect aquatic life (ALC) and proposal for development of ALC in China: A review [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2009, 4(5): 609-616 (in Chinese)
- [15] Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life [R]. Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999
- [16] European Chemical Bureau (ECB). Technical Guidance Document on Risk Assessment-Part II [R]. Ispra: Institute for Health and Consumer Protection, 2003
- [17] Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Australia and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality [R]. Australia: ANZECC and ARMCANZ, 2000
- [18] Kooijman S A L M. A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species [J]. Water Research, 1987, 21(3): 269-276
- [19] van Straalen N M, Denneman C A J. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1989, 18(3): 241-251
- [20] Aldenberg T, Slob W. Confidence limits for hazardous con-

- centrations based on logistically distributed NOEC toxicity data [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1993, 25(1): 48–63
- [21] Wheeler J R, Grist E P M, Leung K M Y, et al. Species sensitivity distributions: Data and model choice [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, 45: 192–202
- [22] Karntanut W, Pascoe D. The toxicity of copper, cadmium and zinc to four different hydra (*Cnidaria: Hydrozoa*) [J]. *Chemosphere*, 2002, 47(10): 1059–1064
- [23] 陈娜, 郝家胜, 王莹, 等. 铜、铅、镉、锌、汞和银离子复合污染对水螅的急性毒性效应[J]. *生物学杂志*, 2007, 24(3): 32–35
- Chen N, Hao J S, Wang Y, et al. Single and binary-combined acute toxicity of heavy metal ion Hg^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Ag^{+} , Zn^{2+} and Pb^{2+} to hydra [J]. *Journal of Biology*, 2007, 24(3): 32–35 (in Chinese)
- [24] 毕蕾, 纪文绣, 唐金玉, 等. 不同水温条件下重金属对三角帆蚌幼蚌的急性致毒效应[J]. *安徽农业科学*, 2009, 37(14): 6468–6471
- Bi L, Ji W X, Tang J Y, et al. Acute toxic effects of heavy metal on the juveniles of *Hyriopsis cumingii* under different water temperatures [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2009, 37(14): 6468–6471 (in Chinese)
- [25] 赵含英. 金属离子、农药对萼花臂尾轮虫毒性影响的研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2003: 17–18
- Zhao H Y. Study on the toxic effect of metal ions and pesticides on rotifer *Brachionus calyciflorus* [D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2003: 17–18 (in Chinese)
- [26] Lussier S, Cardin J A. Results of Acute Toxicity Tests Conducted with Zinc at ERL, Narragansett [R]. Narragansett: U. S. EPA, 1985
- [27] Greenwood J G, Fielder D R. Acute toxicity of zinc and cadmium to zoeae of three species of portunid crabs (crustacea: brachyura) [J]. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 1983, 75(1): 141–144
- [28] Amiard J C, Amiard-Triquet C, Metayer C. Experimental study of bioaccumulation, toxicity and regulation of some trace metals in various estuarine and coastal organisms [J]. *Heavy Metals in Water Organisms. Symposia Biologica Hungarica*, 1985, 29: 313–325
- [29] Asato S L, Reish D J. The effects of heavy metals on the survival and feeding of *Holmesimysis costata* (*Crustacea: Mysidacea*) [C] // Proceedings of 7th International Symposium on Marine Biology. Long Beach: California State University, 1988: 113–120
- [30] Nelson S, Roline R. Evaluation of the sensitivity of rapid toxicity tests relative to daphnid acute lethality tests [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1998, 60(2): 292–299
- [31] Gillespie W. Transfers and transformations of zinc in flow-through wetland microcosms [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1999, 43(2): 126–132
- [32] Mahar A, Watzin M. Effects of metal and organophosphate mixtures on *Ceriodaphnia dubia* survival and reproduction [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2005, 24(7): 1579–1586
- [33] Tsui M, Wang W, Chu L. Influence of glyphosate and its formulation (Roundup®) on the toxicity and bioavailability of metals to *Ceriodaphnia dubia* [J]. *Environmental Pollution*, 2005, 138(1): 59–68
- [34] Oda S, Tatarazako N, Watanabe H, et al. Genetic differences in the production of male neonates in *Daphnia magna* exposed to juvenile hormone analogs [J]. *Chemosphere*, 2006, 63(9): 1477–1484
- [35] Sorvari J, Sillanp M. Influence of metal complex formation on heavy metal and free EDTA and DTPA acute toxicity determined by *Daphnia magna* [J]. *Chemosphere*, 1996, 33(6): 1119–1127
- [36] Poynton H C, Loguinov A V, Varshavsky J R, et al. Gene expression profiling in *Daphnia magna* part I: Concentration-dependent profiles provide support for the no observed transcriptional effect level [J]. *Environmental Science and Technology*, 2008, 42(16): 6250–6256
- [37] Diamantino T, Almeida E, Soares A, et al. Lactate dehydrogenase activity as an effect criterion in toxicity tests with *Daphnia magna* straus [J]. *Chemosphere*, 2001, 45(4–5): 553–560
- [38] Muysen B, Janssen C. Age and exposure duration as a factor influencing Cu and Zn toxicity toward *Daphnia magna* [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 68(3): 436–442
- [39] Weltens R, Vanderplaetse F, Vangenechten C, et al. Automated beta galactosidase activity bioassay for adult *Daphnia magna* versus classic immobilization test [J]. *Bulletin of Environment Contamination and Toxicology*, 2000, 65(2): 139–146
- [40] Erten-Unal M, Wixson B, Gale N, et al. Evaluation of toxicity, bioavailability and speciation of lead, zinc and cadmium in mine/mill wastewaters [J]. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 1998, 10(2): 37–46
- [41] Mohammed A. Comparative sensitivities of the tropical cladoceran, *Ceriodaphnia rigaudii* and the temperate species *Daphnia magna* to seven toxicants [J]. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 2007, 89(2): 347–352
- [42] Diamantino T, Almeida E, Soares A, et al. Characteriza-

- tion of cholinesterases from *Daphnia magna* straus and their inhibition by zinc [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2003, 71(2): 219-225
- [43] Attar E, Maly E. Acute toxicity of cadmium, zinc, and cadmium-zinc mixtures to *Daphnia magna* [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1982, 11(3): 291-296
- [44] Gate N, Wixson B, Erten M. An evaluation of the acute toxicity of lead, zinc, and cadmium in Missouri Ozark Groundwater. *Trace Substance*, 1992, 25: 169-183
- [45] Paulauskis J D, Winner R W. Effects of water hardness and humic acid on zinc toxicity to *Daphnia magna* straus [J]. *Aquatic Toxicology*, 1988, 12(3): 273-290
- [46] Enserink E L, Maas-Diepeveen J L, Van Leeuwen C J. Combined effects of metals; an ecotoxicological evaluation [J]. *Water Research*, 1991, 25(6): 679-687
- [47] Jindal R, Verma A. Heavy metal toxicity to *Daphnia pulex* [J]. *Indian Journal of Environmental Health*, 1990, 32(3): 289-292
- [48] 杨静. 三唑磷、五氯酚钠、锌、镉对隆线蚤生物毒性的影响[D]. 重庆: 西南大学, 2006: 25-34
Yang J. The biotoxicity of triazophos, sodium pentachlorophenate, zinc and cadmium to *Daphnia carinata* [D]. Chongqing: Southwest University, 2006: 25-34 (in Chinese)
- [49] Zou E, Bu S. Acute toxicity of copper, cadmium, and zinc to the water flea, *Moina irrasa* (Cladocera) [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1994, 52(5): 742-748
- [50] Nandini S, Picazo-Paez E A, Sarma S S S. The combined effects of heavy metals (copper and zinc), temperature and food (*Chlorella vulgaris*) level on the demographic characters of *Moina macrocopa* (Crustacea: Cladocera) [J]. *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 2007, 42(10): 1433-1442
- [51] Burton D, Fisher D. Acute toxicity of cadmium, copper, zinc, ammonia, 3,3'-dichlorobenzidine, 2,6-dichloro-4-nitroaniline, methylene chloride, and 2,4,6-trichlorophenol to juvenile grass shrimp and killifish [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1990, 44(5): 776-783
- [52] 江敏, 臧维玲, 姚庆祯, 等. 四种重金属对罗氏沼虾仔虾的毒性作用[J]. *上海水产大学学报*, 2002, 11(3): 203-207
Jiang M, Zang W L, Yao Q Z, et al. The toxicity of four heavy metals on *Macrobrachium rosenbergii postarva* [J]. *Journal of Shanghai Fisheries University*, 2002, 11(3): 203-207 (in Chinese)
- [53] 陈孝煊, 吴志新, 操玉涛, 等. 红螯螯虾虾苗对四种重金属离子的耐受性[J]. *华中农业大学学报*, 1999, 18(5): 476-478
Chen X X, Wu Z X, Cao Y T, et al. Studies on the tolerance of red claw crayfish (*Cherax quadricarinatus*) to four heavy metal ions [J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 1999, 18(5): 476-478 (in Chinese)
- [54] Vincent M, Debord J, Penicaut B. Comparative Studies on the Toxicity of Metal Chlorides and of a Synthetic Organic Molluscicide, N-trityl-morpholine, upon Two Aquatic Amphipod Crustaceans, *Gammarus pulex* and *Echinogammarus berilloni* [R]. *Annales de Recherches Veterinaires, France* [s. n.], 1986
- [55] Nor Y. Effects of organic ligands on toxicity of copper and zinc to *Carassius auratus* [J]. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 1990, 2(3): 111-115
- [56] Alam M K, Maughan O E. The effect of malathion, diazinon, and various concentrations of zinc, copper, nickel, lead, iron, and mercury on fish [J]. *Biological Trace Element Research*, 1992, 34(3): 225-236
- [57] 王银秋, 张迎梅, 赵东芹. 重金属镉、铅、锌对鲫鱼和泥鳅的毒性[J]. *甘肃科学学报*, 2003, 15(1): 35-38
Wang Y Q, Zhang Y M, Zhao D Q. Effects of heavy metals cadmium, lead and zinc on the survival of *Carassius auratus* and *Misgurnus anguillicaudatus* [J]. *Journal of Gansu Sciences*, 2003, 15(1): 35-38 (in Chinese)
- [58] 杨丽华. 重金属(镉、铜、锌和铬)对鲫鱼的生物毒性研究[D]. 广州: 华南师范大学, 2003: 27-33
Yang L H. Biototoxicity studies on heavy metals (cadmium, copper, zinc and chromium) in crucian carp [J]. Guangzhou: South China Normal University, 2003: 27-33 (in Chinese)
- [59] 瞿建国. 锌对金鱼的急性毒性及在体内的积累和分布[J]. *上海环境科学*, 1996, 15(6): 42-43
Qu J G. Acute toxicity of zinc to goldfish and its accumulation and distribution in the body [J]. *Shanghai Environmental Sciences*, 1996, 15(6): 42-43 (in Chinese)
- [60] 周辉明, 吴志强, 袁乐洋, 等. 三种重金属对鲤鱼幼鱼的毒性和积累[J]. *南昌大学学报: 理科版*, 2005, 29(3): 292-295
Zhou H M, Wu Z Q, Yuan L Y, et al. Toxicity and accumulation of three heavy metals in larval carps [J]. *Journal of Nanchang University: Natural Science*, 2005, 29(3): 292-295 (in Chinese)
- [61] 张颖. 重金属对蛇鮈的急性毒性研究[J]. *西昌学院学报: 自然科学版*, 2007, 21(1): 20-23
Zhang Y. Acute toxicity of heavy metals to longnose gudgeon [J]. *Journal of Xichang College: Natural Science Edition*, 2007, 21(1): 20-23 (in Chinese)

- [62] 王瑞龙,马广智,方展强. 铜、镉、锌对唐鱼的急性毒性和安全浓度评价[J]. 水产科学, 2006, 25(3): 117-120
Wang R L, Ma G Z, Fang Z Q. Safety assessment and acute toxicity of copper, cadmium and zinc to white cloud mountain minnow *Tanichthys albonubes* [J]. Fisheries Science, 2006, 25(3): 117-120 (in Chinese)
- [63] 程霄玲,郑永华,唐洪玉,等. Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 对厚颌鲂幼鱼的联合致毒效应研究[J]. 淡水渔业, 2009, 39(2): 54-59
Cheng X L, Zheng Y H, Tang H Y, et al. Study on the joint toxicity of Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} to the juvenile of *Megalobram apellegrini* [J]. Freshwater Fisheries, 2009, 39(2): 54-59 (in Chinese)
- [64] 华涛,周启星. Cd-Zn 对草鱼(*Ctenopharyngodon idellus*)的联合毒性及对肝脏超氧化物歧化酶(SOD)活性的影响[J]. 环境科学学报, 2009, 29(3): 600-606
Hua T, Zhou Q X. Joint toxic effects of Cd and Zn on grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) and SOD activity in livers [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(3): 600-606 (in Chinese)
- [65] 侯丽萍,马广智. 镉与锌对草鱼种的急性毒性和联合毒性研究[J]. 淡水渔业, 2002, 32(3): 44-46
Hou L P, Ma G Z. Acute and joint toxic effects of Cd and Zn on grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) [J]. Freshwater Fisheries, 2002, 32(3): 44-46 (in Chinese)
- [66] 王军,吴继松,李彩艳,等. 锌离子胁迫下溴氰菊酯对麦穗鱼的急性毒性[J]. 安全与环境学报, 2007, 7(4): 23-27
Wang J, Wu J S, Li C Y, et al. On acute toxicity of deltamethrin on *Pseudorasbora parva* under zinc ion stress [J]. Journal of Safety and Environment, 2007, 7(4): 23-27 (in Chinese)
- [67] 周永欣,成水平,胡炜,等. 稀有鮡鲫——一种新的鱼类毒性试验材料[J]. 动物学研究, 1995, 16(1): 59-63
Zhou Y X, Cheng S P, Hu W, et al. A new toxicity test organism—*Gobiocypris rarus* [J]. Zoological Research, 1995, 16(1): 59-63 (in Chinese)
- [68] 何志强. 重金属(铜、锌和汞)对中华倒刺鲃生物效应的研究[D]. 重庆: 西南大学, 2008: 13-14
He Z Q. Biototoxicity effect studies on heavy metals (copper, zinc and mercury) in *Spinibarbus sinensis* [D]. Chongqing: Southwest University, 2008: 13-14 (in Chinese)
- [69] 修瑞琴,许永香,高世荣,等. 砷与镉、锌离子对斑马鱼的联合毒性实验[J]. 中国环境科学, 1998, 18(4): 349-352
Xiu R Q, Xu Y X, Gao S R, et al. Joint toxicity test of arsenic with cadmium and zinc ions to zebrafish, *Brachydanio rerio* [J]. China Environmental Science, 1998, 18(4): 349-352 (in Chinese)
- [70] Tsuji S, Tonogai Y, Ito Y, et al. The influence of rearing temperatures on the toxicity of various environmental pollutants for killifish (*Oryzias latipes*). Journal of Hygiene Chemistry, 1986, 32(1): 46-53
- [71] Widianarko B, Kuntoro F, Van Gestel C, et al. Toxicokinetics and toxicity of zinc under time-varying exposure in the guppy (*Poecilia reticulata*) [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2001, 20(4): 763-768
- [72] Dung L Q, Cuong N M, Huyen N T, et al. Acute toxicity test to determine the effects of copper, zinc and cyanide on cobia (*Rachycentron canadum*) resources in North Vietnam [J]. Australasian Journal of Ecotoxicology, 2005, 11(3): 163-166
- [73] Black J, Birge W. An Avoidance Response Bioassay for Aquatic Pollutants [R]. Springfield, Virginia: National Technical Information Service, 1980
- [74] Bradley R, Sprague J. The influence of pH, water hardness, and alkalinity on the acute lethality of zinc to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1985, 42(4): 731-736
- [75] Mebane C, Hennessy D, Dillon F. Developing acute-to-chronic toxicity ratios for lead, cadmium, and zinc using rainbow trout, a mayfly, and a midge [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2008, 188(1): 41-66
- [76] Buhl K, Hamilton S. Comparative toxicity of inorganic contaminants released by placer mining to early life stages of salmonids [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1990, 20(3): 325-342
- [77] Cusimano R, Brakke D, Chapman G. Effects of pH on the toxicities of cadmium, copper, and zinc to steelhead trout (*Salmo gairdneri*) [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1986, 43(8): 1497-1503
- [78] Anadu D, Chapman G, Curtis L, et al. Effect of zinc exposure on subsequent acute tolerance to heavy metals in rainbow trout [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1989, 43(3): 329-336
- [79] Van Leeuwen C J, Grootelaar E M M, Niebeek G. Fish embryos as teratogenicity screens: A comparison of embryotoxicity between fish and birds [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1990, 20(1): 42-52
- [80] Stubblefield W A, Steadman B L, La Point T W, et al. Acclimation-induced changes in the toxicity of zinc and cadmium to rainbow trout [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1999, 18(12): 2875-2881
- [81] 杨亚琴,贾秀英. Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 对蟾蜍蝌蚪的联合毒性[J]. 应用与环境生物学报, 2006, 12(3): 356-359
Yang Y Q, Jia X Y. Joint toxicity of Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cd^{2+}

- to tadpole of *Bufo bufo gargarizans* [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 2006, 12(3): 356–359 (in Chinese)
- [82] 贾秀英,董爱华,杨亚琴. 铜、锌和三唑磷对泽蛙蝌蚪的毒性研究[J]. 环境科学研究, 2005, 18(5): 26–29
Jia X Y, Dong A H, Yang Y Q. Acute and joint toxicities of copper, zinc and triazophos to *Rana limnocharis* Boie tadpole [J]. Research of Environmental Sciences, 2005, 18(5): 26–29 (in Chinese)
- [83] Poynton H, Varshavsky J, Chang B, et al. *Daphnia magna* ecotoxicogenomics provides mechanistic insights into metal toxicity [J]. Environmental Science and Technology, 2007, 41(3): 1044–1050
- [84] Martín-Díaz M L, Tuberty S R, McKenney C L, et al. The use of bioaccumulation, biomarkers and histopathology diseases in *shape Procambarus clarkii* to establish bioavailability of Cd and Zn after a mining spill [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2006, 116(1-3): 169–184
- [85] Zhang L, Wang W. Effects of Zn pre-exposure on Cd and Zn bioaccumulation and metallothionein levels in two species of marine fish [J]. Aquatic Toxicology, 2005, 73(4): 353–369
- [86] Bieniarz K, Epler P, Sokolowska-Mikolajczyk M. Goldfish (*Carassius auratus gibelio* Bloch) Breeding in Different Concentrations of Zinc [R]. Polskie Archiwum Hydrobiologii, Poland: Polish Archives of Hydrobiology, 1996
- [87] Dhanapakiam P, Ramasamy VK. Toxic effects of copper and zinc mixtures on some haematological and biochemical parameters in common carp, *Cyprinus carpio* (Linn) [J]. Journal of Environmental Biology/Academy of Environmental Biology, India, 2001, 22(2): 105–111
- [88] 周永欣,成水平,胡炜. 稀有鮎鲫(*Gobiocypris rarus*) 七天亚慢性毒性试验[J]. 环境科学学报, 1995, 15(3): 375–380
Zhou Y X, Cheng S P, Hu W. The *Gobiocypris rarus* seven-day subchronic toxicity test [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 1995, 15(3): 375–380 (in Chinese)
- [89] Gündođdu A, Erdem M. The accumulation of the heavy metals (copper and zinc) in the tissues of rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*, Walbaum, 1792) [J]. Journal of Fisheries Sciences, 2008, 2(1): 41–50
- [90] Buthelezi P, Wepener V, Cyrus D. The sublethal effects of zinc at different water temperatures on selected haematological variables in *Oreochromis mossambicus* [J]. African Journal of Aquatic Science, 2000, 25(1): 146–151
- [91] Klerks P L, Lentz S A. Resistance to lead and zinc in the western mosquitofish *Gambusia affinis* inhabiting contaminated Bayou Trepagnier [J]. Ecotoxicology, 1998, 7(1): 11–17
- [92] 潘永全,张云美,韩志刚,等. 红剑鱼、孔雀鱼、食蚊鱼亚慢性毒性试验[J]. 四川动物, 2007, 26(3): 674–678
Pan Y Q, Zhang Y M, Han Z G, et al. Subchronic toxicity test for *Xiphophorus helleri*, *Lebistes reticulatus* and *Gambusia affinis* [J]. Sichuan Journal of Zoology, 2007, 26(3): 674–677 (in Chinese)
- [93] 张云美,潘永全,徐惠,等. 在亚慢性毒性试验中应用红剑鱼、孔雀鱼和食蚊鱼的效果观察[J]. 医学动物防制, 2007, 23(5): 333–335, 383
Zhang Y M, Pan Y Q, Xu H, et al. Application of *Xiphophorus helleri*, *Poecilia* and *Gambusia affinis* in subchronic toxicity test [J]. Chinese Journal of Pest Control, 2007, 23(5): 333–335, 383 (in Chinese)
- [94] Rai L, Singh A, Mallick N. Studies on photosynthesis, the associated electron transport system and some physiological variables of *Chlorella vulgaris* under heavy metal stress [J]. Journal of Plant Physiology, 1991, 137(4): 419–424
- [95] 阎海,潘纲,霍润兰. 铜、锌和锰抑制月形藻生长的毒性效应[J]. 环境科学学报, 2001, 21(3): 328–332
Yan H, Pan G, Huo R L. Toxic effects of copper, zinc and manganese on the inhibition of the growth of *Closterium lunula* [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2001, 21(3): 328–332 (in Chinese)
- [96] 阎海,王杏君,林毅雄,等. 铜、锌和锰抑制蛋白核小球藻生长的毒性效应[J]. 环境科学, 2001, 22(1): 23–26
Yan H, Wang X J, Lin Y X, et al. Toxic effects of Cu, Zn and Mn on the inhibition of *Chlorella pyrenoidosa*'s growth [J]. Environmental Science, 2001, 22(1): 23–26 (in Chinese)
- [97] Chaudhary M P, Chandra R. Toxicity assessment of heavy metals with *Nostoc muscorum* L. [J]. Journal of Environmental Biology, 2005, 26(1): 129–134
- [98] Mayer F L, Mayer K S, Eilersieck M R. Relation of survival to other endpoints in chronic toxicity tests with fish [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1986, 5(8): 737–748
- [99] 李小云,王丽萍. 鲫鱼对铜和锌的吸收蓄积研究[J]. 四川环境, 2008, 27(5): 11–15
Li X Y, Wang L P. Study on accumulation of copper and zinc in *Carassius auratus* [J]. Sichuan Environment, 2008, 27(5): 11–15 (in Chinese)
- [100] Koukouzika N, Dimitriadis V K. Multiple biomarker comparison in *Mytilus galloprovincialis* from the Greece coast: Lysosomal membrane stability, neutral red retention, micronucleus frequency and stress on stress [J]. Ecotoxicology, 2005, 14(4): 449–463
- [101] 王晓宇,杨红生,王清. 重金属污染胁迫对双壳贝类生

- 态毒理效应研究进展 [J]. 海洋科学, 2009, 33(10): 112-118
- Wang X Y, Yang H S, Wang Q. Ecotoxicological effects of heavy metal pollution on bivalves: A review [J]. Marine Sciences, 2009, 33(10): 112-118
- [102] 徐永江, 柳学周, 马爱军. 重金属对鱼类毒性效应及其分子机理的研究概况 [J]. 海洋科学, 2004, 28(10): 67-70
- Xu Y J, Liu X Z, Ma A J. Current research on toxicity effect and molecular mechanism of heavy metal on fish [J]. Marine Sciences, 2004, 28(10): 67-70
- [103] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Biological Criteria: National Program Guidance for Surface Waters [R]. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 1990
- [104] United States Environmental Protection Agency (US EPA). National Recommended Water Quality Criteria [R]. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 2006
- [105] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Zinc [R]. EPA 440/5-87-003. Springfield, Virginia: National Technical Information Service, 1987
- [106] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Updates: Water Quality Criteria Documents for the Protection of Aquatic Life in Ambient Water. EPA-820-B-96-001 [R]. Springfield, Virginia: National Technical Information Service, 1995
- [107] 农牧渔业部. GB 11607—1989 渔业水质标准 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1989 ◆

更正说明

2011年第6卷第2期第149-153页,“富勒烯对人胚肝细胞的氧化损伤”一文做出如下更正:

第149页脚注基金项目“天津市自然科学基金面上项目(No. N0506)”应为“天津市自然科学基金面上项目(08JCYBJC05600)”。