

李会仙,张瑞卿,吴丰昌,等. 2012. 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 32(5): 1183-1191

Li H X, Zhang R Q, Wu F C, et al. 2012. Comparison of mercury species sensitivity distributions of freshwater biota in China and the United States [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 32(5): 1183-1191

中美淡水生物区系中汞物种敏感度分布比较

李会仙^{1,2}, 张瑞卿^{1,2,3,4}, 吴丰昌^{1,2,*}, 郭广慧^{1,2,3,4}, 冯承莲^{1,2}

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, 北京 100012
2. 中国环境科学研究院国家环境保护湖泊污染控制重点实验室, 北京 100012
3. 中国科学院研究生院, 北京 100049
4. 中国科学院广州地球化学研究所, 广州 510640

收稿日期: 2011-07-05 修回日期: 2011-09-06 录用日期: 2011-09-21

摘要: 通过收集无机汞对中国与美国淡水水生生物的毒性数据, 构建了脊椎动物(包括鱼类)、无脊椎动物(包括节肢动物和非节肢无脊椎动物)及所有物种对汞的物种敏感度分布(SSD: species sensitivity distributions)曲线, 并在此基础上对中国和美国不同类别生物对汞的敏感性分布进行了分析. 结果表明: 中国与美国各类生物及所有物种对汞的 SSD 敏感性分布曲线没有显著差异. 然而, 中国淡水水生生物对汞短期暴露的 HC₅(hazardous concentration for 5% of the species)较美国淡水物种的阈值小, 尤其是非节肢无脊椎动物, 汞对美国非节肢动物的 HC₅ 值是我国对应物种的 7.4 倍. 在保护 95% 的物种水平下, 中国不同类别生物对汞的敏感性排序为无脊椎动物 > 脊椎动物, 其中节肢动物 > 非节肢无脊椎动物 > 鱼类; 而对应的美国生物对汞的敏感性排序为无脊椎动物 > 脊椎动物, 其中节肢动物 > 鱼类 > 非节肢无脊椎动物. 另外, 中美所有节肢动物对汞的敏感性要强于所有鱼类和所有非节肢无脊椎动物. 所以在使用所有物种推导水质基准时应考虑其中各类别物种敏感度分布的影响, 且需要注意采用美国淡水水生生物物种推导的水质基准可能会对我国淡水水生生物物种造成“保护不足”.

关键词: 生物区系; 汞; 物种敏感度分布; 中国物种; 美国物种

文章编号: 0253-2468(2012)05-1183-09 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Comparison of mercury species sensitivity distributions of freshwater biota in China and the United States

LI Huixian^{1,2}, ZHANG Ruiqing^{1,2,3,4}, WU Fengchang^{1,2,*}, GUO Guanghui^{1,2,3,4}, FENG Chenglian^{1,2}

1. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environment Sciences, Beijing 100012
2. State Environmental Protection Key Laboratory for Lake Pollution Control, Chinese Research Academy of Environment Sciences, Beijing 100012
3. Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049
4. Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640

Received 5 July 2011; received in revised form 6 September 2011; accepted 21 September 2011

Abstract: Based on single-species freshwater acute toxicity data in China and the United States, species sensitivity distributions (SSDs) of vertebrates (including fish) and invertebrates (including arthropods and non-arthropod invertebrates) to mercury were constructed, and species sensitivity to mercury in these two countries were compared. The results of this study indicated that there was no significant difference between sensitivity distributions of the Chinese and American taxa. However, the hazardous concentration for 5% of the species (HC₅) range of Chinese species to short-term mercury exposure was lower than that of the American species, especially for non-arthropod invertebrates. HC₅ for American non-arthropod invertebrates to mercury was 7.4 times larger than that for the corresponding Chinese species. Under the 95% protection level and including all the species, the tested invertebrates were more sensitive to mercury than the vertebrates in both China and the United States. However, in the lower taxonomic classification level, the sensitivity decreased in the order of arthropod > non-arthropod invertebrates > fish in China, but the order was arthropods > fish > non-arthropod invertebrates in the United States. Therefore, in determining the water quality criteria based on the sensitivity of all the species, we should also consider the influence of SSD of individual groups. The water quality criteria derived from the species sensitivity distribution of American species may make the aquatic species in

基金项目: 国家重点基础研究发展规划项目(973项目)(No. 2008CB418200); 国家环保公益重大科研专项(No. 201009032); 国家自然科学基金项目(No. U0833603, 41130743)

Supported by the National Basic Research Program of China (No. 2008CB418200), the National Major Scientific Research Program on Environmental Protection Public Welfare (No. 201009032) and the National Natural Science Foundation of China (No. U0833603, 41130743)

作者简介: 李会仙(1976—), 女, 博士, E-mail: lihuix111@126.com; * 通讯作者(责任作者), E-mail: wufengchang@vip.skleg.cn

Biography: LI Huixian (1976—), female, Ph. D., E-mail: lihuix111@126.com; * **Corresponding author**, E-mail: wufengchang@vip.skleg.cn

China out of protection.

Keywords: biota; mercury; species sensitivity distribution; Chinese species; American species

1 引言(Introduction)

生物区系(Biota) 是指特定地域内分布的所有生物种群, 包括各门类的所有动物、植物和微生物种群. 而本文中所涉及的淡水生物区系(Freshwater Biota) 是指在特定地域内分布在淡水生态系统中所有的生物种群, 包括无脊椎动物(节肢动物和软体动物是无脊椎动物中最大的两大门类)、脊椎动物(包括鱼类、两栖类、爬行类等)、植物(如藻类等) 和微生物. 在实际的生态风险管理中, 管理者为了保护水生生态系统中的生物多样性及自然水体的使用功能而设定环境污染物的阈值浓度. 不同的物种对同一污染物的敏感性差异很大, 而这种差异可以通过构建物种敏感度分布曲线(SSD: Species Sensitivity Distribution) 来体现(Maltby *et al.*, 2005). 物种敏感度分布法(SSD) 最初由 Kooijman (1987) 提出, 目前该方法已被广泛用于生态风险评估(王印等, 2009; Hall *et al.*, 1998; Solomon *et al.*, 1996) 和水质基准的推导(张瑞卿等, 2012; Jin *et al.*, 2011; Van Vlaardingen *et al.*, 2007; CCME, 2007; Armcanz and Anzecc, 2000). 该方法使用一个分布模型将毒性浓度和累积概率构建物种敏感度分布曲线. 拟通过对毒性数据的分析, 确定一个可以保护生态系统大多数物种的污染物浓度. 这个浓度通常用 HC_p 表示, 即该物种 $P\%$ 的生物(个体) 产生危害的危害浓度 HC_p , P 值通常采用 5 或 10(Van Straalen and Van Rijn, 1998). HC_5 通常由环境中污染物的无观察效应浓度(NOEC) 拟合的 SSD 曲线反推得出(Van Straalen and Van Leeuwen, 2002). 在北美则以最终急性值“FAV”或最终慢性值“FCV”表示(Suter, 2002).

有研究认为物种对于污染物的敏感性依赖于该污染物的作用机制(Thurston *et al.*, 1985). 不同物种对具有特异毒性作用机制(如乙酰胆碱酶抑制剂或氧化磷酸化偶联剂) 的污染物, 物种间的毒性反应(LC_{50}) 差异较大. 相反, 对于非特异性作用机制(如麻醉作用) 的污染物, 物种间的毒性反应差异则不明显(Dyer *et al.*, 1997). Jin 等(2011) 研究发现, 中国和非中国物种对于 2,4-二氯酚(2,4-DCP) 的敏感性没有明显差异, 这与 Hose and Van den Brink(2004) 使用澳大利亚和非澳大利亚物种对硫

丹的敏感性无显著差异的研究结果相似. 同样, 北美和欧洲鱼类对于 6 种有机污染物的敏感性也没有明显差异(Dyer *et al.*, 1997). 然而, Maltby 等(2005) 通过脊椎动物、节肢动物和其他类这 3 个类别的物种对 16 个杀虫剂的敏感性分布研究中发现, 物种的分类学组成对污染物的生态风险阈值具有显著影响. Rico 等(2011) 通过温带和亚马孙河生态系统的鱼类、节肢动物和无脊椎动物对马拉硫磷和多菌灵的敏感性差异分析结果显示, 采用温带生态系统代表性物种的室内毒性数据推导的水质基准对亚马孙河淡水生态系统中的物种会造成“过保护”. 由以上研究可以看出, 不同研究针对不同的污染物及生物类别, 研究结果之间并不能相互印证和解释, 存在不确定性甚至矛盾. 不同地区的物理和化学环境参数明显不同, 进而造成物种的组成及分布也会有所差异(Fernando *et al.*, 1990). Davies 等(1994) 也认为使用某个特定地理学分布的物种去评估其他地区物种的受危害程度其适用性有待进一步验证. 因此, 仅参考其他国家物种数据推导的生态风险阈值来评价我国的水环境质量, 其科学性值得商榷(孟伟和吴丰昌, 2010; 吴丰昌等, 2008).

汞是全球最受关注的有毒污染物之一, 含汞废水排放造成的污染事件在各国时有发生. 汞在水体中通常以有机和无机态存在, 而其中 Hg^{2+} 是主要的无机形态(Boening, 2000; Snarski *et al.*, 1982), 并对水生生物产生明显的毒害作用(Elumalai *et al.*, 2007; 沈益绿等, 2005; Jagoe *et al.*, 1996). 汞对各类动物毒性效应大小受非生境因素(如 pH、温度、硬度、有机物的络合作用等) 和生境因素(如物种等) 的制约(赵艳民, 2009; Boening, 2000). Wheeler 等(2002) 发现淡水生物区系中的物种比海水生物区系中的物种对汞的敏感性更强. 国内也有研究者通过 SSD 曲线拟合获得了汞的生态风险阈值(张瑞卿等, 2012), 但尚未从生物分类学角度对其造成的生态风险阈值及不同地理分布的生物对汞的敏感性分布方面进行过研究. 有鉴于此, 本研究收集了中国和美国截至到 2011 年有关淡水水生生物对汞的急性毒性数据, 通过使用 SSD 生态风险阈值法, 对比中国和美国不同生物类别的物种对汞的敏感性差异, 以期为中国无机汞水质基准的制定提供一定的参考依据.

2 研究方法(Methods)

2.1 毒性数据的选择

中国和美国有关汞单物种的急性毒性数据主要来源于目前国内外已发表的相关文献和美国环境保护局的 ECOTOX 数据库 (<http://efpub.epa.gov/ecotox/>)。毒性数据的选择按以下原则: 毒性终点采用半致死浓度(LC₅₀)或半数效应浓度(EC₅₀), 暴露时间须视实验生物而定, 如大型蚤或蚊类的暴露时间应为 48h, 其他生物的暴露时间应为 48~96 h。若无法获得该物种的 LC₅₀ 值, 则采用该物种的 EC₅₀ 值。并对筛选的数据按照美国环境保护局的水质基准制定规范, 剔除异常值, 多个物种的毒性数

据则取这些物种的几何平均值 (Stephan *et al.*, 1985)。

筛选出的 Hg²⁺ 化合物急性毒性数据包含了 90 个中国物种(见表 1), 其中无脊椎动物和脊椎动物各占 53.3% 和 36.7%, 鱼类、节肢动物类和非节肢无脊椎动物类分别占 28.9%、28.9% 和 24.45%。获得代表美国无机汞急性毒性数据共 42 个物种, 其中无脊椎动物和脊椎动物各占 69.1% 和 26.2%, 鱼类、节肢动物类和非节肢无脊椎动物类分别占 26.2%、33.3% 和 35.7%。表 1 为 Hg²⁺ 化合物急性毒性数据的统计值。正态检验结果显示, 所有毒性数据的 Kolmogorov-Smirnov 检验均为对数正态分布 ($p > 0.05$)。

表 1 Hg²⁺ 急性毒性数据的统计值

Table 1 Statistical values for acute toxicity of Hg²⁺

国别	试验动物类别	物种数	毒性范围 /($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	对数转化后的 LC ₅₀		
				均值/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	标准差/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	P_{k-s}
中国	全部物种	90	0.316 ~ 35042.000	2.090	0.941	0.60
	脊椎动物	33	0.477 ~ 4.230	2.440	0.695	0.40
	无脊椎动物	48	0.316 ~ 35042.000	1.830	1.070	0.91
	鱼类	26	3.00 ~ 5525.00	2.410	0.661	0.55
	节肢动物	26	0.316 ~ 35042.000	1.640	1.247	0.91
	非节肢无脊椎动物	22	4.30 ~ 1937.00	2.065	0.774	1.00
美国	全部物种	42	2.90 ~ 2000.00	2.224	0.776	0.99
	脊椎动物	11	28.0 ~ 1179.6	2.330	0.467	0.73
	无脊椎动物	29	2.90 ~ 2000.00	2.184	0.869	1.0
	鱼类	11	28.0 ~ 1179.6	2.330	0.467	0.73
	节肢动物	14	2.90 ~ 2000.00	1.965	1.145	0.48
	非节肢无脊椎动物	15	80.0 ~ 1892.6	2.388	0.447	0.48
中美全部鱼类	37	3.0 ~ 5525.0	2.389	0.604	0.29	
中美全部节肢动物	40	0.316 ~ 35042.000	1.754	1.208	0.74	
中美全部非节肢无脊椎动物	37	4.30 ~ 1936.50	2.196	0.673	0.44	

2.2 物种的选择

本研究综合国内外发达国家或组织在推导水质基准的物种选择范围和考虑因素: ①优先选择本地具有生态学意义的代表性物种。②选择代表不同营养级的生物类群的物种。③选择对污染物敏感的物种。④选择公共关注的, 在商业上、娱乐上或其他方面产生重要作用的物种。⑤选择易获得且室内容易培养的物种(苏海磊等, 2011)。针对中国的水生生物物种, 参照以上几个原则分别筛选出反映中国生物区系汞的代表性物种(张瑞卿等, 2012)。美国在推导水质基准时选用了北美常栖物种(Stephan *et al.*, 1985), 本研究中物种的筛选也采用同样的

原则。关于汞的代表性水生生物物种参照采用美国环境保护局 1984 年及 1995 年更新的有关汞水质基准指南中的物种(USEPA, 1984; 1995), 1995 年以后的物种选择原则同上。根据水生生态系统中生物的营养级水平及不同类别生物受到污染物危害风险的大小, 将数据分成 3 种情况考虑(王印等, 2009): ①全部物种不进行细分; ②把全部物种分成脊椎类动物和无脊椎类动物两类; ③全部物种细分为鱼类、节肢动物类、非节肢无脊椎动物(包括原生动物、软体动物、环节动物、轮虫等)等几组, 分别进行处理(Hose and Van den Brink, 2004)。所谓中国和美国的毒性数据, 主要是考虑到存在于中国和美

国自然生态系统中的物种,并且测试的条件与本地的生态条件大致相同。

2.3 数据分析

SSD 曲线拟合使用荷兰国立公共卫生与环境研究院开发的 ETX2.0 软件 (ETX 2.0 RIVM) (Aldenberg and Jaworska, 2000) 对各类水生生物的毒性数据进行拟合,计算 5% 和 50% 累积概率对应的污染物浓度,即 HC_5 与 HC_{50} 值。 HC_{50} 表示受污染影响的物种不超过 50% 水平对应的浓度。采用 Anderson-Darling 检验最终模型的拟合优度。中美不同类别生物毒性数据的分布差异 Kolmogorov-Smirnov 检验使用 SPSS 软件进行检验。

3 结果与讨论 (Results and discussion)

3.1 中国和美国不同类别试验生物对汞的敏感性

由表 2 可知,中国与美国全部物种及各类生物毒性数据的 SSD 曲线 Anderson-Darling 统计值 (A-D 值) 均小于显著性水平为 0.01 的临界值,表明 Log-normal 分配模型适用于中国与美国各类生物毒性数据 SSD 曲线的拟合。

通过拟合的 SSD 曲线可直观地比较中国和美国不同类型的生物对汞敏感性的差异。基于可利用的毒性数据,本研究构建了脊椎动物(包括鱼类)、无脊椎动物(包括节肢动物和非节肢无脊椎动物)及全部物种对汞的 SSD 曲线。从图 1a 可以看出,汞在较低浓度时,中国鱼类较美国鱼类稍敏感。相反,在汞较高浓度时,中国鱼类较美国鱼类对汞的耐受性强;通过表 2 统计结果显示,汞对美国鱼类的 HC_5 是汞对我国鱼类的 1.7 倍(表 2,图 1a)。但方差分析表明中国和美国鱼类的敏感性分布无显著性差异($k_s = 0.807$, $n_1 = 26$, $n_2 = 11$, $p = 0.533$)。 HC_5 值差异的原因主要是与中美生物区系中的鱼类组成、水质参数不同有关(孟伟和吴丰昌, 2010; 张瑞卿等, 2010; Wu et al., 2010; 吴丰昌等, 2008)。美国生物区系的鱼类主要以鲑科鱼为主,而我国淡水鱼类以鲤科鱼为主,约占所有鱼类的一半以上,在我国渔业生产中占有重要地位(张彤和金洪钧, 1995); 从我国的鱼类区系来看,最敏感的斑点叉尾鲷 (*Lctalurus punetaus*) 的 96h- LC_{50} 为 $3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (张瑞卿等, 2012), 属外来引进种。

表 2 汞对不同类别生物的 HC_5 、 HC_{50} 及构建 SSD 曲线的检验结果
Table 2 Parameters HC_5 and HC_{50} values for SSD fitted to toxicity data from mercury exposure

国别	物种分类	显著性水平为 0.01 的临界值	A-D 值	HC_{50} (50%) /($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	HC_{50} (CI 95%) /($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	HC_5 (50%) /($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	HC_5 CI (95%) /($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
中国	全部物种	1.035	0.822	122.00	83.48 ~ 178.30	3.42	1.81 ~ 5.85
	脊椎动物	1.035	0.733	277.80	173.30 ~ 445.40	19.48	8.39 ~ 36.62
	无脊椎动物	1.035	0.258	68.35	37.68 ~ 124.00	1.17	0.42 ~ 2.64
	鱼类	1.035	0.889	259.40	155.80 ~ 431.70	20.62	8.15 ~ 40.28
	节肢动物	1.035	0.414	43.61	16.66 ~ 114.10	0.366	0.0633 ~ 1.29
	非节肢无脊椎动物	1.035	0.227	116.30	60.47 ~ 223.50	5.95	1.77 ~ 13.87
美国	全部物种	1.035	0.577	167.50	104.00 ~ 269.60	8.66	3.75 ~ 16.50
	脊椎动物	1.035	0.360	213.70	118.70 ~ 384.60	34.49	10.35 ~ 69.72
	无脊椎动物	1.035	0.550	152.70	81.15 ~ 287.30	5.48	1.75 ~ 12.67
	鱼类	1.035	0.360	213.70	118.70 ~ 384.60	34.49	10.35 ~ 69.72
	节肢动物	1.035	0.816	92.24	26.48 ~ 321.34	1.09	0.09 ~ 5.09
	非节肢无脊椎动物	1.035	0.566	244.40	153.00 ~ 390.40	43.29	17.40 ~ 77.60
中美	所有鱼类	1.035	0.884	244.90	166.40 ~ 360.30	24.36	12.31 ~ 41.00
	所有节肢动物	1.035	0.588	56.68	27.02 ~ 118.90	0.56	0.15 ~ 1.54
	所有非节肢无脊椎动物	1.035	0.677	157.10	102.20 ~ 241.50	12.03	5.63 ~ 21.48

注 “CI”代表置信区间。

中美节肢动物和无脊椎动物的 SSD 曲线相差不大,在整个浓度范围内,中国的节肢动物(图 1b)与无脊椎动物对汞较敏感(图 1e),中国与美国节肢动物的 SSD 曲线($k_s = 1.806$, $n_1 = 22$, $n_2 = 15$, $p =$

0.189) (图 1b) 和无脊椎动物的 SSD 曲线($k_s = 1.069$, $n_1 = 48$, $n_2 = 29$, $p = 0.203$) 都没有显著性差异(图 1e)。通过表 2 可以看出,汞对美国节肢动物类和无脊椎动物类的 HC_5 值分别是其对中国节肢

动物类和无脊椎动物类的 3.0 倍和 4.7 倍. 这其中的原因也与中国与美国的生物区系中节肢动物与无脊椎动物的组成差异有关,如节肢动物类,所筛选的毒性数据中中国甲壳类生物占节肢动物总数的 80% ,其中溞科占有甲壳类的一半以上. 而溞类对有毒物质非常敏感,在国内外被广泛用做标准

的模式生物. 而所选美国节肢动物中甲壳类与昆虫类各占半数,作为标准敏感指示生物的溞类仅有 3 种,约占总物种数的 21.3% ,这可能也是本研究造成中国淡水节肢动物类对汞较美国相应物种敏感的原因之一.

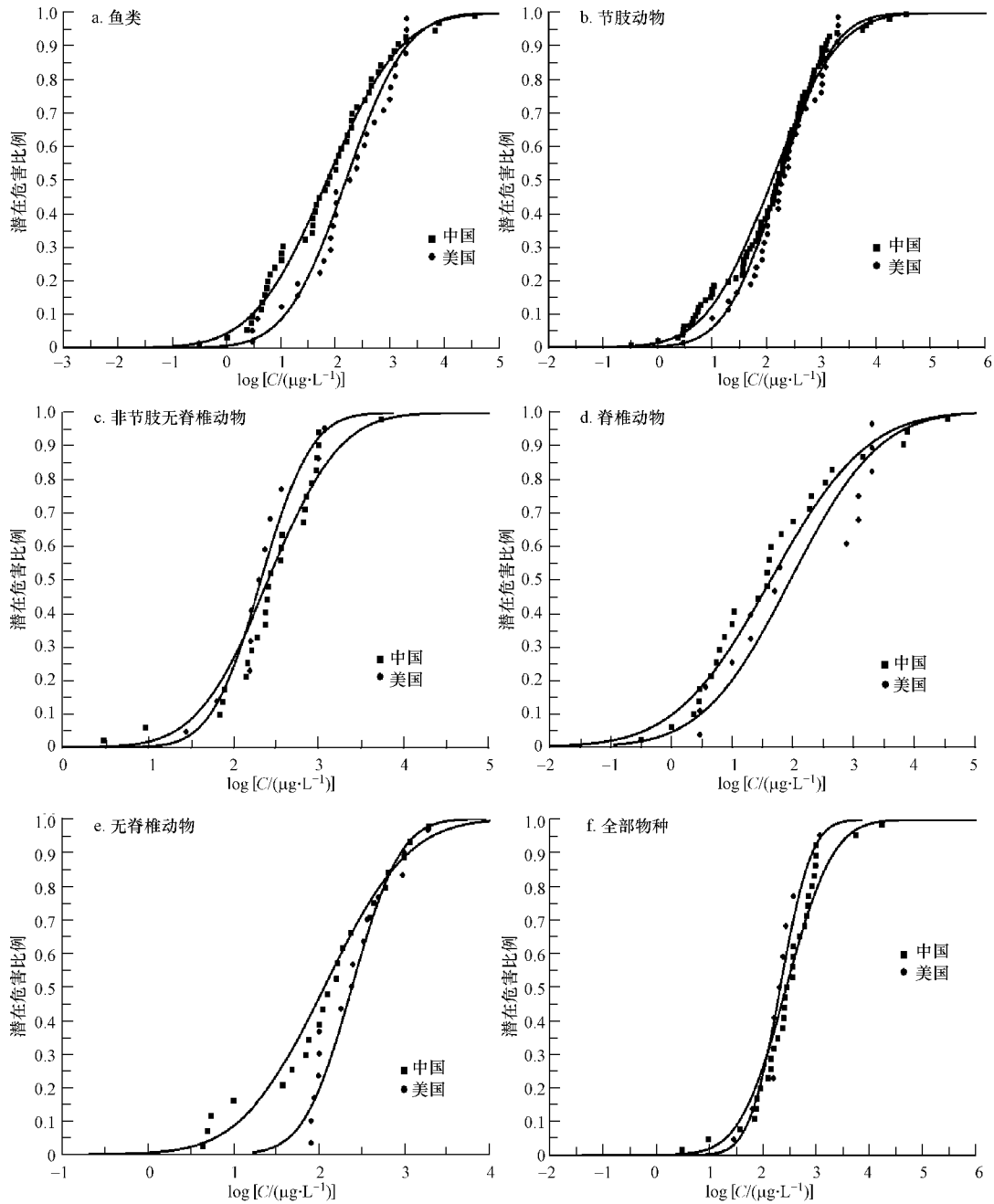


图 1 汞的急性毒性数据物种敏感度分布曲线

Fig. 1 SSD curves for acute toxicity data for mercury

中国和美国脊椎动物的 SSD 曲线 ($k_s = 0.829$, $n_1 = 26$, $n_2 = 14$, $p = 0.498$) (图 1d) 及全部淡水生

物的 SSD 曲线 ($k_s = -0.926$, $n_1 = 90$, $n_2 = 40$, $p = 0.355$) 在统计学上没有显著性差异(图 1f). 汞对中

国和美国非节肢无脊椎动物的 SSD 曲线由图 1c 可以看出,几乎在整个浓度范围内,中国非节肢无脊椎动物对汞的敏感性要强于美国物种.除在曲线顶端有较小重叠区外,中国非节肢无脊椎动物间的 LC_{50} 值变化比美国对应的物种间变化更大.但差异分析表明中国和美国非节肢无脊椎动物的 SSD 无显著性差异 ($k_s = 0.293$, $n_1 = 22$, $n_2 = 15$, $p = 0.304$) (图 1c).中国非节肢无脊椎动物包含更多的物种类别,包括原生动物、环节动物、腔肠动物、轮虫、扁形动物、线虫和软体动物共 7 类.其中以原生动物和环节动物占优势,分别占非节肢无脊椎动物总数的 41% 和 27%.而美国生物区系中的非节肢无脊椎动物只包括环节动物、软体动物和扁形动物 3 类,其中以环节动物和软体动物为优势生物种,分别占总数的 53% 与 40%.美国生物区系中的软体动物占优势,而软体动物的壳体可大量富集汞,同时当遇到较高浓度的汞污染,壳体可关闭以保护自身免受毒害作用,因而对汞表现出更强的耐受性.

95% 置信水平下,汞对中国和美国不同类别生物物的 HC_5 值见表 3.中国各类生物及全部生物,脊椎动物(包括鱼类)、无脊椎动物类(包括节肢动物类与非节肢无脊椎动物类)的 HC_5 都较美国各类生物所对应的 HC_5 值小,说明中国淡水水生生物比美国淡水水生生物对汞更加敏感.尤其是非节肢无脊椎动物,汞对美国非节肢无脊椎动物的 HC_5 是对中国非节肢无脊椎动物的 7.4 倍,并具有显著性差异(95% 置信区间没有重叠).同时由表 3 还可看出,

表 3 汞对各类水生生物物的 HC_5 值及 95% 置信区间

Table 3 Hazardous concentration for 5% of species derived from sensitivity distributions constructed for Chinese and American organisms

物种	$HC_5 / (\mu g \cdot L^{-1})$	
	中国	美国
全部物种	3.42 (1.81 ~ 5.85)	8.66 (3.75 ~ 16.50)
脊椎动物	19.48 (8.39 ~ 36.62)	34.49 (10.35 ~ 69.72)
无脊椎动物	1.17 (0.42 ~ 2.64)	5.48 (1.75 ~ 12.67)
鱼类	20.62 (8.15 ~ 40.28)	34.49 (10.35 ~ 69.72)
节肢动物	0.37 (0.063 ~ 1.29)	1.09 (0.09 ~ 5.09)
非节肢无脊椎动物	5.95 (1.77 ~ 13.87)	43.29 (17.40 ~ 77.60)*

注:括号内数据表示 95% 置信区间 “*” 95% 置信区间没有重叠,有显著差异.

汞对中美节肢动物类的 HC_5 值最小,说明汞对节肢动物的生态风险最高;中国脊椎动物中的鱼类对汞的耐受性最强.在保护 95% 的物种水平下,中国的脊椎动物(包括鱼类)、无脊椎动物类(包括节肢动物类与非节肢无脊椎动物类)对汞的敏感性排序为无脊椎动物 > 脊椎动物,其中节肢动物 > 非节肢无脊椎动物 > 鱼类;而对应的美国生物对汞的敏感性排序为:无脊椎动物 > 脊椎动物,其中节肢动物 > 鱼类 > 非节肢无脊椎动物.

本研究结果显示,中国和美国各类生物及所有物种对汞的 SSD 曲线在统计学上都没有显著差异.这与 Jin 等(2011)、Hose and Van den Brink(2004)与 Dyer 等(1997)的研究结果相似.但是,通过本研究发现,中国淡水水生生物种对汞短期暴露的 HC_5 都较美国淡水物种的阈值小,说明中国物种比美国物种对汞更加敏感,尤其是非节肢无脊椎动物.生态系统中的物种组成及对污染物的敏感性与地理学分布有关(Brock *et al.*, 2006).如 Fernando 等(1990)研究发现,热带生态系统中昆虫的生物多样性比温带生态系统中的高,尤其是蜻蜓目(Odonata)、半翅目(Hemiptera)与鞘翅目(Coleoptera).中国幅员辽阔,自然背景、地质、地理、气候和生态环境特征与美国存在明显差异,使得中美淡水生物区系各具鲜明的特色(孟伟和吴丰昌, 2010).北美以温带大陆性气候为主,夏冬两季温差较大,既有温水流域也有冷水流域,其中以温水流域的淡水生物区系为主(Rico *et al.*, 2011),而我国境内包括不同的气候带,江河湖泊众多,热带、温带和寒带水生生物区系共存.虽然目前没有充足的证据来说明中国与美国淡水生物区系中具有同一分类学地位物种的敏感性差异(Jin *et al.*, 2011),但通过本研究可发现,中国淡水生态系统中的物种比美国对应物种对汞更敏感,这足以可以说明不能采用美国生态系统中代表性物种的毒性数据来取代中国本地物种的毒性数据提供一定的理论支持.因而,完全采用美国淡水水生生物物种推导的生态风险阈值对中国水体中汞的风险进行管理,势必会对中国淡水生物区系中的所有物种造成“保护不足”.

3.2 不同类别生物敏感性的比较

通过表 2 可以看出,汞对所有鱼类、节肢动物及非节肢无脊椎动物的 HC_5 分别为 $24.36 \mu g \cdot L^{-1}$ 、 $0.56 \mu g \cdot L^{-1}$ 和 $12.03 \mu g \cdot L^{-1}$ (表 2).经方差分析,所有节肢动物与所有鱼类的 SSD 曲线($k_s = 2.275$,

$n_1 = 37, n_2 = 40, p = 0.000$) 和所有非节肢无脊椎动物的 SSD 曲线 ($k_s = 2.029, n_1 = 37, n_2 = 40, p = 0.001$) 都有显著的差异(图 2)。而所有鱼类与非节肢无脊椎动物的 SSD 曲线没有显著差异 ($k_s = 1.162, n_1 = 37, n_2 = 37, p = 0.134$) (图 2)。

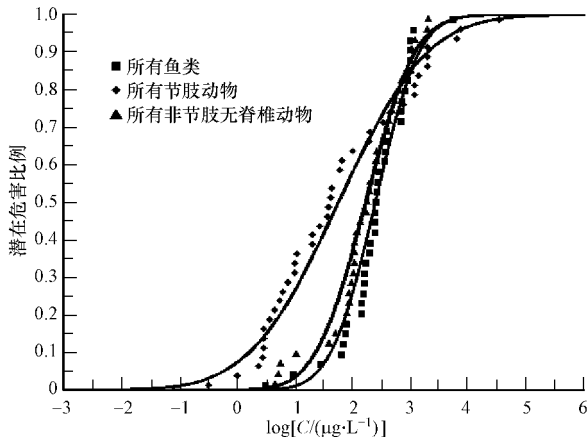


图 2 汞的所有鱼类、所有节肢动物及所有非节肢无脊椎动物急性毒性数据的 SSD 曲线

Fig. 2 SSD curves for toxicity data for mercury for all fish, arthropods, and nonarthronod invertebrates

本研究结果显示,节肢动物比鱼类和非节肢无脊椎动物对汞更敏感。其原因与汞的致毒机理有关。通常认为,汞是通过水生生物体表(皮肤和鳃)的渗透或摄含汞的食物进入体内的(徐永江等, 2004)。节肢动物对汞的敏感性要显著强于其他两类生物,这可能是因为一些甲壳类动物和昆虫类动物都具有蜕皮现象,在刚蜕皮后对化学物质更为敏感(Hanazato, 2001),使得相同实验条件下甲壳动物和昆虫类对污染物的敏感性远高于鱼类和两栖类(赵红霞等, 2003)。同时有研究发现,汞与钙竞争结合蜕皮激素合成与分泌相关蛋白质的活性中心,而汞与巯基(SH)发生特异性亲和反应后改变蛋白质空间构象,致使蛋白质丧失其活性(沈金灿等, 2005)。另一方面,汞可能会影响甲壳动物蜕皮前期和蜕皮后期钙的转运机制,从而影响甲壳的钙化和去钙化过程,导致蜕皮受到影响,使得其对甲壳类动物的毒性作用机制更为复杂(Moreno, 2003)。两栖类动物和鱼类的表皮对污染物具有一定的隔绝作用,使其难以经过表层直接产生毒性损伤(Harri *et al.*, 1979),而主要通过摄食、呼吸等暴露途径摄入,并在鳃、肠和肌肉等组织中富集(姚刚, 2006)。另外,在使用甲壳类生物做暴露试验时,大都选用龄期小于 24h 的幼体,早期生命阶段对于化学物质

相对更加敏感(Stephan *et al.*, 1985),这可能也是试验的甲壳类生物比鱼类更加敏感的原因之一。通过本研究结果可知,若对水体中汞污染进行评价时,应结合汞的毒性作用机制,确定节肢动物类为最适宜用于汞风险评价的物种类别。

4 结论(Conclusions)

1) 无机汞对中国和美国各类生物及所有物种的毒性数据的 SSD 曲线没有显著差异,分布类型一致。

2) 中国淡水水生物种对于汞短期暴露的 HC_5 较美国淡水物种小,尤其是非节肢无脊椎动物,这是由于中美生物区系中的物种组成不同。因而,完全采用美国淡水生物物种推导的生态风险阈值,可能会对中国淡水生物区系中的所有物种造成“欠保护”。

3) 所有节肢动物比所有鱼类和所有非节肢无脊椎动物对汞更敏感,因而,汞的水质基准应优先保护节肢动物,并以节肢动物作为汞生态风险评价的目标物种。

责任作者简介: 吴丰昌(1965—),男,研究员,博士,博导,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主任,主要从事环境地球化学和水质基准研究, E-mail: wufengchang@vip.skelg.cn.

参考文献(References):

- Aldenberg T, Jaworska J S. 2000. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions [J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 46: 1-18
- Armcanz, Anzecc. 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality [R]. Australia: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand
- Boening D W. 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general [J]. *Chemosphere*, 40: 1335-1351
- Brock T C M, Arts G H P, Maltby L, *et al.* 2006. Aquatic risks of pesticides, ecological protection goals, and common aims in European Union legislation [J]. *Integr Environ Assess Manag*, 2: 20-46
- CCME. 2007. A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life [R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment
- Davies P E, Cook L S J, Goenarso D. 1994. Sublethal responses to pesticides of several species of Australian fresh-water fish and crustaceans and rainbow trout [J]. *Environ Toxicol Chem*, 13: 1341-1354

- Dyer S D , Belanger S E , Carr G J. 1997. An initial evaluation of the use of Eur/North American fish species for tropical effects assessments [J]. *Chemosphere* , 35(11) : 2767-2781
- Elumalai M , Antunes C , Guilhermino L. 2007. Enzymatic biomarkers in the crab *Carcinus maenas* from the Minho River estuary (NW Portugal) exposed to zinc and mercury [J]. *Chemosphere* , 66: 1249-1255
- Fernando C H , Tudorancea C , Mengestou S. 1990. Invertebrate zooplankton predator composition and diversity in tropical lentic waters [J]. *Hydrobiologia* , 198: 13-31
- Hall L W , Scott M C , Killen W D. 1998. Ecological risk assessment of copper and cadmium in surface waters of Chesapeake Bay watershed [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry* , 17(6) : 1172-1189
- Hanazato T. 2001. Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective [J]. *Environ Pollut* , 112(1) : 1-10
- Harri M N E , Laitinen J , Valkama E L. 1979. Toxicity and retention of DDT in adult frogs , *Rana temporaria* L [J]. *Environ Pollut* , 20(1) : 45-55
- Hose G C , Van den Brink. 2004. Confirming the species-sensitivity distribution concept for endosulfan using laboratory , mesocosm , and field data [J]. *Arch Environ Contam Toxicol* , 47: 511-520
- Jagoe C H , Faivre A , Newman M C. 1996. Morphological and morphometric changes in the gills of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) after exposure to mercury (II) [J]. *Aquat Toxicol* , 34(2) : 163-183
- Jin X W , Zha J M , Xu Y P , et al. 2011. Derivation of aquatic predicted no-effect concentration (PNEC) for 2,4-dichlorophenol: Comparing native species data with non-native species data [J]. *Chemosphere* , doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.04.033
- Kooijman S A L M. 1987. A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species [J]. *Water Research* , 21(3) : 269-276
- Maltby L , Blake N , Brock T C M , et al. 2005. Insecticide species sensitivity distributions: importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems [J]. *Environ Toxicol Chem* , 24: 379-388
- 孟伟和吴丰昌主编. 2010. 水质基准理论与方法学导论 [M]. 北京: 科学出版社. 159-171
- Meng W , Wu F C , Li H X , et al. 2010. Introduction of Water Quality Criteria Theory and Methodology [M]. Beijing: Science Press. 159-171 (in Chinese)
- Moreno P A R , Medesani D A , Rodrtiguez E M. 2003. Inhibition of molting by cadmium in the crab *Chasmagnathus granulata* (Decapoda Brachyura) [J]. *Aquat Toxicol* , 64: 155-164
- Rico A , Waichman A V , Geber-Corrêa R , et al. 2011. Effects of malathion and carbendazim on Amazonian freshwater organisms: comparison of tropical and temperate species sensitivity distributions [J]. *Ecotoxicology* , 20: 625-634
- 沈金灿, 黄志勇, 庄峙厦, 等. 2005. Hg²⁺ 在大鼠组织器官中的分布及其存在形态研究 [J]. *光谱学与光谱分析* , 25(10) : 1688-1692
- Shen J C , Huang Z Y , Zhuang S X , et al. 2005. Study on Hg²⁺ distribution and speciation in different tissues of rats [J]. *Spectroscopy and Spectral Analysis* , 25(10) : 1688-1692 (in Chinese)
- 沈鑫绿, 沈新强, 邵留, 等. 2005. 汞对水生动物的危害及机理 [J]. *水利渔业* , 25(4) : 105-107
- Shen A L , Shen X Q , Shao L , et al. 2005. Studies on the harm and mechanism of Hg in aquatic animal [J]. *Reservoir Fisheries* , 25(4) : 105-107 (in Chinese)
- Snarski V M , Olson G F. 1982. Chronic toxicity and bioaccumulation of mercuric chloride in the fathead minnow (*Pimephales promelas*) [J]. *Aquat Toxicol* , 2(3) : 143-156
- 苏海磊, 吴丰昌, 李会仙, 等. 2011. 太湖生物区系研究及与北美五大湖的比较 [J]. *环境科学研究* , 24(12) : 1346-1354
- Su H L , Wu F C , Li H X , et al. 2011. Study on the aquatic biota of lake Taihu and comparison of those of great lakes [J]. *Research of Environmental Sciences* , 24(12) : 1346-1354 (in Chinese)
- Solomon K R , Baker D B , Richards R P , et al. 1996. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry* , 15(1) : 31-76
- Stephan C E , Mount D I , Hansen D J , et al. 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses [R]. U. S. Environmental Protection Agency , Environmental Research Laboratory , Duluth , MN.
- Suter G W. 2002. North American history of species sensitivity distributions [M]. In: Posthuma L , Traas TP , Suter GW (eds) . The use of species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis , Boca Raton , FL , 11-17
- Thurston R V , Glifoil T A , Meyn E L , et al. 1985. Comparative toxicity of ten organic chemicals to ten common aquatic species [J]. *Water Res* , 19: 1145-1155
- USEPA. 1984. Ambient Water Quality Criteria for Mercury-1984 [R]. Washington D C: United States environmental protection agency , Office of water. EPA 440/5-84-028
- USEPA. 1995. 1995 updates: water quality criteria documents for the protection of aquatic life in ambient water [R]. Washington D C: United States environmental protection agency , Office of water
- Van Straalen N M , Van Leeuwen C J. 2002. European history of species sensitivity distributions [M]. In: Posthuma L , Traas TP , SuterGW (eds) . The use of species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis , Boca Raton , FL , 19-34
- Van Straalen N M , Van Rijn J P. 1998. Ecotoxicological risk assessment of soil fauna recovery from pesticide application [J]. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* , 154: 83-141
- Van Vlaardingen P L A , Verbruggen E M J. 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS) [R]. Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment
- 王印, 王军军, 秦宁, 等. 2009. 应用物种敏感性分布评估 DDT 和林丹对淡水生物的生态风险 [J]. *环境科学学报* , 29(11) : 2407-2414

- Wang Y, Wang J J, Qin N, *et al.* 2009. Assessing ecological risks of DDT and lindane to freshwater organisms by species sensitivity distributions [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 29(11): 2407-2414 (in Chinese)
- Wheeler J R, Leung K M Y, Morrill D, *et al.* 2002. Freshwater to saltwater toxicity extrapolation using species sensitivity distribution [J]. *Environ Toxicol Chem*, 21(11): 2459-2467
- Wu F C, Meng W, Zhao X L, *et al.* 2010. China embarking on development of its own national water quality criteria system [J]. *Environ Sci Technol*, 44(21): 7992-7993
- 吴丰昌, 孟伟, 宋永会, 等. 2008. 中国湖泊水环境基准的研究进展 [J]. *环境科学学报*, 28(12): 2385-2393
- Wu F C, Meng W, Song Y H, *et al.* 2008. Research progress in lake water quality criteria in China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 28(12): 2385-2393 (in Chinese)
- 徐永江, 柳学周, 马爱军. 2004. 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*, 28(10): 67-70
- Xu Y J, Liu X Z, Ma A J. 2004. Current research on toxicity effect and molecular mechanism of heavy metals on fish [J]. *Marine Sciences*, 28(10): 67-70 (in Chinese)
- 姚刚. 2006. 鄱阳湖水生生物中痕量元素砷硒汞的环境和生物效应研究 [D]. 成都: 成都理工大学
- Yao G. 2006. Studies on environmental and biological effects of trace elements of arsenic, selenium and mercury in aquatic organism in Poyang Lake, China [D]. Chengdu: Chengdu University of Technology (in Chinese)
- 赵红霞, 詹勇, 许梓荣. 2003. 重金属对水生动物毒性的研究进展 (二) [J]. *内陆水产*, (2): 36-38
- Zhao H X, Zhan Y, Xu Z R. 2003. Progress on the toxicity of heavy metals to aquatic animal (II) [J]. *Inland Fisheries*, (2): 36-38 (in Chinese)
- 赵艳民. 2009. 水体 Hg^{2+} 对中华绒螯蟹毒性作用研究 [D]. 天津: 南开大学
- Zhao Y M. 2009. Studies on the toxic effect of water-borne Hg^{2+} on *Eriocheir sinensis* [D]. Tianjin: NanKai University (in Chinese)
- 张瑞卿, 吴丰昌, 李会仙, 等. 2010. 中外水质基准发展趋势和存在的问题 [J]. *生态学杂志*, 29(10): 2049-2056
- Zhang R Q, Wu F C, Li H X, *et al.* 2010. Water quality criteria at home and abroad: Development trend and existed problems [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 29(10): 2049-2056 (in Chinese)
- 张瑞卿, 吴丰昌, 李会仙, 等. 2012. 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*, 32(2): 440-449
- Zhang R Q, Wu F C, Li H X, *et al.* 2012. Deriving aquatic water quality criteria of inorganic mercury in China by species sensitivity distributions [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 32(2): 440-449 (in Chinese)
- 张彤, 金洪钧. 1995. 美国水生态基准研究 [J]. *上海环境科学*, 15(3): 7-9
- Zhang T, Jin H J. 1995. Study on Water Ecological Criteria in the U S A [J]. *Shanghai Environmental Science*, 15(3): 7-9 (in Chinese)