

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2020021203

孙雪华, 孙成, 刘红玲. 考虑物种权重校验保护太湖水生生物的铅基准[J]. 环境化学, 2020, 39(6): 1578-1589.

SUN Xuehua, SUN Cheng, LIU Hongling. Weighted species sensitivity distribution method to derive site-specific quality criteria of lead for protection of aquatic life in Tai Lake[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(6): 1578-1589.

考虑物种权重校验保护太湖水生生物的铅基准*

孙雪华 孙成 刘红玲**

(南京大学环境学院, 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京, 210023)

摘要 铅是一种有毒重金属元素, 位列我国水中优先控制污染物“黑名单”。我国水系众多, 水生生物多样, 研究保护区水生生物的铅基准十分必要。太湖作为中国周边经济最发达、大中城市最密集且污染最严重的淡水湖泊之一, 本研究选取8种太湖本土水生生物实验补充铅的急性毒性数据并两步外推得到慢性毒性数据。结合文献建立铅的本土毒性数据库, 基于水体硬度对铅毒性的影响, 建立硬度和毒性关系。考虑太湖生物区系和水质特征, 采用物种权重敏感度分布方法, 得到保护太湖水生生物铅的最大浓度基准值(CMC)和持续浓度基准值(CCC)值分别为 50.04—58.87 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 3.99—4.69 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; 现行地表水铅的Ⅲ类标准限值 ($50\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 下受铅急性毒性和慢性毒性影响的生物比例分别为 4.42% 和 23.00%。

关键词 铅, 硬度校正, 物种权重敏感度分布, 最大浓度基准值(CMC), 持续浓度基准值(CCC)。

Weighted species sensitivity distribution method to derive site-specific quality criteria of lead for protection of aquatic life in Tai Lake

SUN Xuehua SUN Cheng LIU Hongling**

(State Key Laboratory of Pollution Control & Resource Reuse, School of the Environment, Nanjing University, Nanjing, 210023, China)

Abstract: Lead is a toxic heavy metal and has been included in the “black list” of priority pollutants in water in China. It is necessary to establish a regional water quality benchmark for lead which aims at protecting resident aquatic life because of the numerous water systems and the diversity of aquatic organisms in China. Tai Lake is one of the most developed economies, most densely populated area and most polluted freshwater lakes in China. Eight native aquatic species were selected to construct acute toxicity tests to supplement the acute toxicity data of lead and further extrapolate chronic toxicity data. The toxicity database of lead of aquatic organisms in Tai Lake was established based on literature and then a relationship between water hardness and toxicity was constructed because hardness affects the biotoxicity of lead. The derived criterion maximum concentration (CMC) and criterion continuous concentration (CCC) for lead in Tai Lake were 50.04—58.87 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and 3.99—4.69 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively, using the weighted species sensitivity distribution method in consideration of taxonomic groups and water characteristics in Tai Lake. Besides, the proportion of organisms affected by the acute and chronic toxicity of lead derived from

2020年2月12日收稿(Received: February 12, 2020).

* 国家科技重大专项(2018ZX07208001, 2017ZX07301002), 国家自然科学基金(21677073)和国家重点研发项目(2018YFC1801505)资助。

Supported by Major National Science and Technology Projects of China (2018ZX07208001, 2017ZX07301002), the National Natural Science Foundation of China (21677073) and National Key Research and Development Projects of China (2018YFC1801505).

** 通讯联系人, Tel: 13913848504, E-mail: hlliu@nju.edu.cn

Corresponding author, Tel: 13913848504, E-mail: hlliu@nju.edu.cn

weighted species sensitivity distribution was 4.42% and 23.00% under the class III standard limit ($50.00 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) of lead.

Keywords: lead, hardness correction, weighted species sensitivity distribution, criterion maximum concentrations, criterion continuous concentrations.

铅是自然界中分布广泛的一种有毒重金属元素,可通过大气干湿沉降、雨水冲刷及工农业排放等多种方式进入水体^[1].受高速发展的工业生产及强烈的人类活动影响,我国地表水体中普遍存在铅污染现象^[2].微克升的铅就会对生物产生毒性^[3],进入人和动物体内不能降解,且随着食物链的放大作用大量积累^[4].早在 1989 年我国便将铅及其化合物列入水中优先控制污染物“黑名单”^[5],但纵观我国地表水环境管理依据的质量标准(GB3838—2002)发现铅的标准范围是 $10\text{—}100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,面对我国越来越多复杂多元的水体环境污染问题,开展铅的水质基准研究支撑地表水环境质量的修订是十分有必要的.

水质基准(water quality criteria, WQC)是指水环境中污染物对特定对象(人或其他生物)不产生有害影响的最大无作用剂量或浓度^[6].水质基准是建立水环境质量管理、评价、预测和污染控制体系的科学依据^[7].美国等发达国家很早就对重金属水生生物水质基准进行了研究^[8],而我国相关水质基准的研究起步较晚.近些年来我国出现了一些关于铅水质基准的相关研究,何丽等^[9]通过搜集铅对我国水生生物的急性毒性数据,最终得出保护我国淡水生物的铅最大浓度基准值(Criterion maximum concentration, CMC)为 $0.131 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,持续浓度基准值(Criterion continuous concentration, CCC)为 $0.0051 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.不同类群间生物对铅的敏感度存在差异,赵芊渊等^[10]运用概率物种敏感度分布法推导保护太湖水生生物的 CMC 和 CCC 分别为 $637.973 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $63.797 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

在推导区域水质基准时,水生生物组成的差异以及水化学参数的改变均会使最终的基准值发生变化.考虑物种类群权重的研究最早始于 Forbes 等^[11],文中依据不同营养级之间的物种比例考虑各营养级物种权重,进而推导区域水环境基准.之后,很多学者运用考虑物种权重的方法进行水质基准的推导. Shi 等^[12]基于太湖不同物种类群间比例,推出铜的 CMC 和 CCC 分别为 $5.3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $3.7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,较美国 EPA 推导的 $13.0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $9.0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 以及传统物种敏感度分布法推导出的基准值 $1.3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,更能合理保护太湖水生生物.水生生态系统的物理化学性质有很大的差异,水质参数的复合会影响某些金属和有机化学污染物的生物利用度^[13],还会对它们的毒性等产生影响.与其它金属类似,铅在水生生态系统中的毒性易受到水体硬度、pH、有机物等因素影响.一般认为,高硬度的水体中含有较高浓度的 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} ,与重金属离子存在竞争吸附关系,进而导致生物对重金属的吸收受抑制,因此水的硬度被认为具有保护功能^[14].例如美国 EPA 的研究表明 Cd^{2+} 的 CMC 随水体硬度的升高而增大^[15],而石慧等^[16]发现铝对水生生物的毒性随水体硬度增加而降低,并拟合出硬度与铝的毒性效应的关系式.然而,目前缺乏基于区域水生物种组成和水化学因子(如硬度)来推导铅 WQC 值的研究.

太湖是中国最大的淡水湖泊之一,但由于经济快速增长和产业密集,目前已成为污染最严重的湖泊之一.在该区域,其水文特征、物种组合和污染物模式方面都是独一无二的^[17],不同的水质特征和生物区系特征推导得出的基准值不同,因此需要针对太湖区域现状来推导相关水质基准以实现太湖水生生物的保护.

本研究收集铅急慢性毒性数据,并选取 8 种太湖本土生物进行实验并运用两步外推法由急性暴露期间的阈值推导慢性毒性数据^[18],进而补充急慢性毒性数据.运用最小二乘法推导毒性数据与水体硬度的相关系数,利用硬度参数对毒性数据进行校正.调研太湖水生生物组成,结合 21 世纪初太湖水生生物物种比例,采用物种敏感度分布方法,分别对太湖流域浮游植物、水生植物、浮游动物、底栖动物及鱼类赋予权重,推导太湖保护水生生物铅的水质基准.最后利用硬度与基准关系推导铅基准公式,评价太湖水体中等硬度水平下铅的基准值,以期以太湖流域铅基准的制定提供参考,为区域水质基准的推导提供借鉴.

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 样品采集及水体硬度测定

为比较充分保护湖体水生生物,考虑太湖的污染和周边入湖河流的关系密切,选取太湖西北部污染

严重的入湖断面陈东港,大浦港,黄埭桥和分水桥设置 4 个代表点位,取表层约 0.5 m 处水样 1 L 装于聚乙烯塑料瓶中用于硬度参数的测定.各点点位信息如图 1 所示.

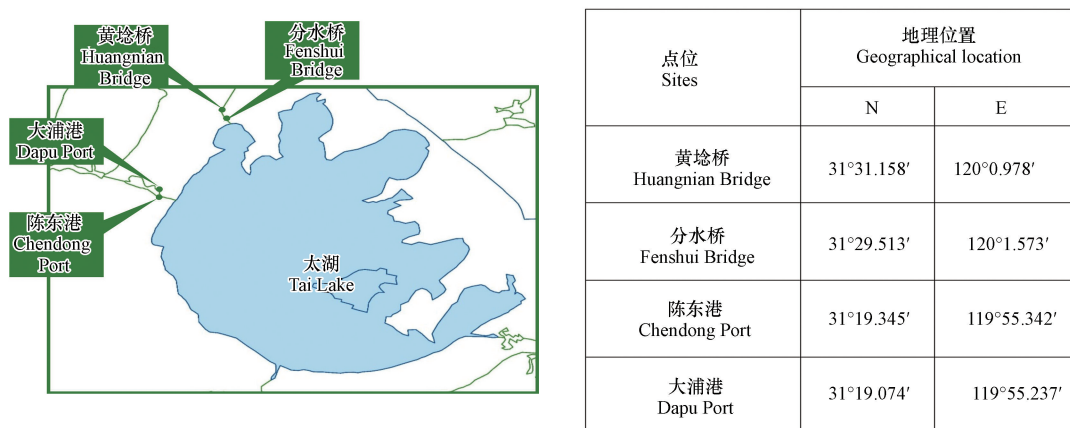


图 1 太湖采样点位信息

Fig.1 Geographic information of sample sites in Tai Lake

1.2 铅的毒性

1.2.1 急性实验试剂及生物

金属铅(Pb^{2+})标准溶液购自中国钢铁研究总院;实验稀释使用曝气水且曝气时间大于 3 d,其水质参数:pH 8.00 ± 0.14 、硬度 $125.50 \pm 4.95 \text{ mg} (\text{CaCO}_3) \cdot \text{L}^{-1}$ 、碱度 $81.25 \pm 2.17 \text{ mg} (\text{CaCO}_3) \cdot \text{L}^{-1}$ 、溶解氧(DO) $8.15 \pm 0.23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、总有机碳(TOC) $2.55 \text{ mg} (\text{C}) \cdot \text{L}^{-1}$.

实验物种的选择标准如下:(1)太湖流域土著物种;(2)太湖流域代表性物种;(3)实验室培养驯化条件限制;(4)实验的重复性考虑.此外,本论文依据美国 EPA 规定的水质基准推导时的物种选择原则,选用的水生生物至少分别来自“3 门 8 科”^[8].为了补充毒性数据,选用 8 种太湖本土生物进行急性毒性实验,分属于 6 门 7 科,其中包括 2 种鲤科:鲫鱼 *Carassius auratus* (*C. auratus*) 和鲢鱼 *Hypophthalmichthys molitrix* (*H. molitrix*),黄颡鱼(鲿科) *Pelteobagrus fulvidraco* (*P. fulvidraco*),霍甫水丝蚓(颤蚓科) *Limnodrilus hoffmeisteri* (*L. hoffmeisteri*),三角涡虫(三角涡虫科) *Dugesia japonica* (*D. japonica*),铜绿微囊藻(色球藻科) *Microcystis aeruginosa* (*M. aeruginosa*),普通小球藻(小球藻科) *Chlorella vulgaris* (*C. vulgaris*) 和梅尼小环藻(圆筛藻科) *Cyclotella meneghiniana* (*C. meneghiniana*).

实验所用鱼购买自南京市溧水县余富水产养殖基地.鲫鱼、鲢鱼和黄颡鱼鱼苗均为胚胎孵化生长的 20 日龄左右,其中鲫鱼鱼苗平均体长约 15.0 mm,平均体重约 0.04 g;鲢鱼鱼苗平均体长约 15.0—20.0 mm,平均体重约 0.05 g;黄颡鱼鱼苗平均体长约 15.0 mm,平均体重约 0.03 g.将鱼苗运回实验室驯养两周以上,驯养期间死亡率不得超过 10%.霍甫水丝蚓购自水族市场,在 22 °C、自然光照的人工气候培养箱中清肠,选取清肠后健康的个体作为正式实验动物.东亚三角涡虫为本实验室培养,铜绿微囊藻、普通小球藻和梅尼小环藻均购于中科院武汉水生所淡水藻种库,实验前先对藻种进行驯化.通过提前驯养尽可能使这些生物接近实验室培养水平,起到扣除背景干扰污染的作用.

1.2.2 急性毒性实验

急性毒性实验严格按照 OECD^[19]、美国 EPA^[8] 等标准测试方法和药物非临床研究质量管理规范(Good Laboratory Practices, GLP) 操作规程^[20].选择规格基本一致、活跃、体质健康的个体,将实验对象随机分组,在初步实验的基础上,用曝气自来水配制不同浓度梯度的 Pb^{2+} 实验溶液,暴露液每 24 h 更换 1 次,每组设置 3 个平行.针对三角涡虫,控制每 50 mL 暴露液 10 条的密度,采用半静态暴露;霍甫水丝蚓每皿 20 条,采用静态实验,每天观察霍甫水丝蚓中毒症状和死亡情况,并将死亡个体及时取出;取对数生长期的藻分别加入 100 mL 的锥形瓶中,另各设 1 个空白对照即只含对应的培养基和相同浓度的藻液,每隔 24 h 取藻液采用分光光度法测定藻液浓度.

1.2.3 毒性数据收集与筛选

通过美国环保署 EPA-ECOTOX 数据库(<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>) 和中国知网、维普数据库搜

集太湖本土生物铅(Pb^{2+})毒性数据,截止 2019 年 9 月.数据筛选原则参考 CRED^[21]的标准以及加拿大的准则^[22],并依据刘娜等^[23]总结的生态毒性数据筛查的精确性、相关性和可靠性,具体如下:

(1) 测试生物为太湖流域有分布的物种.

(2) 测试用水需提供 pH 值、硬度、碱度等水质参数,不使用以蒸馏水或去离子水为实验用水所得到的毒性数据.

(3) 生物毒性测试应符合国标^[24]或 OECD^[25]以及美国 EPA^[8]的标准,收集到的毒性数据应具有明确的暴露时间和毒性终点.

(4) 对于急性毒性数据,优先选择藻类 96 h、鱼类 96 h 和大型溞等无脊椎动物 48 h 的毒性数据^[22].针对慢性毒性指标,对于生命周期较短的无脊椎动物,当毒性终点为非致死效应时,暴露时间大于 4 d 归类为慢性数据,而生命周期较长的生物暴露时间需大于 7 d;当毒性终点为致死效应时,暴露时间应大于 21 d,优先选择使用标准实验方法获得的大型溞 21 d 毒性数据^[8,25].

(5) 急性数据选择半数致死浓度(Lethal concentration 50, LC_{50})或半数有效浓度(Effective concentration 50, EC_{50})作为毒性实验的测试终点;慢性数据中,选择无观察效应浓度(No observed effect concentrations, NOECs)作为毒性终点,当 NOECs 无法获得时,可用 EC_{10} 、最大可接受浓度(Maximum acceptable concentrations/2, MATCs/2)等代替^[26].

1.3 太湖水生生物组成

不同研究对太湖水生生物组成调查范围和详尽程度不一,整理关于太湖生物区系最为详尽和具体的几次调查数据.2010 年,江苏省环境监测中心和中国科学院南京地理与湖泊研究所统计的太湖 21 世纪初生物物种,发现植物、无脊椎动物和脊椎动物的比例分别为 67%、21%和 11%,共计 524 种^[27-32].此外,《太湖鱼类志》中统计太湖鱼类区系共 25 科 107 种^[33].

本研究需具体到各科物种的个数,故选取苏海磊^[34]对太湖植物(浮游植物和沉水植物)、无脊椎动物(浮游动物和底栖动物)和脊椎动物(鱼类)的调查数据,得到太湖 21 世纪初的物种分类及数量(表 1).

表 1 太湖水生生物组成汇总
Table 1 Summary of aquatic organisms in Tai lake

种类 Categories	科 Family	种 Species	动植物 Flora and Fauna
鱼类	25	107	水生动物 276 种
底栖动物	21	66	
浮游动物	37	103	
浮游植物	29	81	水生植物 166 种
水生植物	34	85	
总计	146	442	442

1.4 物种敏感度分布方法

对于传统的物种敏感度分布方法,通常有 Weibull 和 Hazen 两种方法(式 1 和式 2),其中 P_i 指累计概率, i 指排序, n 是样本量.考虑权重的敏感度分布方法中,假设没有毒性数据的生物中包含最敏感的物种且共有 l 科没有毒性数据,因此毒性数据不能代表的科的生物种类数为 $N_j(j=k+1, k+2, \dots, l)$,计算获得毒性数据的每一科的科平均值进行排序,并在计算累积概率分布时赋予权重(式 3),其中 P_i 指累计概率, R_i 是有毒性数据的科的排序, k 表示可获得毒性数据的科个数, $\sum_{i=1}^k N_i$ 是指排序由 1 到 k 所包含的物种数, $\sum_{j=k+1}^l N_j$ 是所有没有毒性数据的科对应的物种数目之和.

$$P_i = \frac{i}{n+1} \quad (1)$$

$$P_i = \frac{i-0.5}{n} \quad (2)$$

$$P_i = \frac{R_i}{k+1} \times \frac{(\sum_{i=1}^k N_i + \sum_{j=k+1}^l N_j)}{N} \quad (3)$$

1.5 数据统计

1.5.1 毒性数据分析

鉴于水体硬度对重金属水质基准的影响,本研究中太湖的水生生物铅基准的推导建立在与水体硬度相关的基础上,数据处理具体步骤如下:

(1) 筛选用于硬度校正综合斜率的数据时参考美国 EPA 推荐镉基准技术文件^[15]的 2 个原则:①实验用水的高硬度值至少高出最低硬度值 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;②实验用水的最大硬度值至少是最小硬度值的 3 倍。

(2) 将筛选出的毒性数据和硬度进行归一化^[22]:以物种为单位,计算每个物种毒性数据的几何平均值,将该物种原始毒性数据除以其几何平均值;计算每个物种硬度的几何平均值,将该物种原始硬度数据除以相应几何平均值。

(3) 之后利用归一化的数据做最小二乘回归分析,求出斜率。

(4) 利用公式 4 计算出校正后的种平均值(SMAV),其中 W 为每个物种的毒性数据的几何平均值, X 为每个物种水体硬度的几何平均值, V 为斜率, Z 为选定的水体硬度值。考虑到本实验所用水硬度为 $125.50 \pm 4.95 \text{ mg} (\text{CaCO}_3) \cdot \text{L}^{-1}$,故将收集到的毒性数据统一校正到 $125.50 \text{ mg} (\text{CaCO}_3) \cdot \text{L}^{-1}$ 的硬度水平下。

$$\text{SMAV} = e^{[\ln W - V(\ln X - \ln Z)]} \quad (4)$$

(5) 由硬度校正后的 SMAV 可得到属平均值(GMAV),选择最敏感的 4 个属利用公式 5 进行推算,最终得到 CMC 与硬度的关系(式 6),关于 CCC 采用同样的方法。

$$S^2 = \frac{\sum [(\ln \text{GAMV})^2] - [\sum (\ln \text{GMAV})]^2 / 4}{\sum (P) - [\sum (\sqrt{P})]^2 / 4} \quad (5)$$

$$\text{CMC} = 0.85 \times e^{\left\{ V \times (\ln Z) + S \times \sqrt{0.05} + \frac{\sum (\ln \text{GMAV}) - S \times [\sum (\sqrt{P})]}{4} - 4.61V \right\}} \quad (6)$$

1.5.2 急性毒性数据及慢性数据推导

利用修正 Spearman Karber 方法估算各暴露时间段 95% 置信区间的 LC_0 值,采用两步外推法推导慢性毒性数据^[18]。具体步骤如下:

(1) 分别作各个急性暴露时间段(T)浓度对数与致死效应概率单位的线性关系,求出每个时间段的 LC_0 ;

(2) 以暴露时间的倒数($1/T$)为横坐标,以 $\lg(\text{LC}_0)$ 为纵坐标,作出其相应的线性关系,之后求暴露时间趋于无穷大时的毒性数据值。

1.5.3 统计学分析

慢性数据的外推和毒性数据与水体硬度的相关关系的推导运用 Microsoft Office Excel 2016 进行,急慢性毒性数据(log-transformed)采用 Kolmogorov-Smirnov 方法进行正态性检验。物种敏感度分布(SSD)曲线的拟合在 GraphPad Prism 7 软件中进行,拟合 SSD 曲线使用 Log-Normal 方法,拟合优度以 R^2 评价。

2 结果和讨论 (Results and discussion)

2.1 急慢性数据补充

2.1.1 急性毒性数据补充

实验室补充铅对 8 种本土水生生物的急性毒性数据结果见表 2。最敏感的物种是 3 种藻类,其 96 h- EC_{50} 值为 $3.85\text{--}11.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 3 种脊椎动物对铅的急性毒性表现为最不敏感,首先是鲫鱼,其 96 h- LC_{50} 值为 $166.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,鲢鱼和黄颡鱼依次为 123.80 、 $76.11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;剩下的 2 种无脊椎动物三角涡虫和霍普水丝蚓的 96 h- LC_{50} 值分别为 46.98 、 $77.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

表 2 太湖 8 种水生生物的急性毒性数据

Table 2 Acute toxicity of lead to eight resident aquatic organisms in Tai Lake

物种 Species	暴露时间 Exposure time/d	硬度 Hardness/ (mg (CaCO ₃)·L ⁻¹)	急性终点 Acute toxicity endpoint	浓度 Concentration/ (mg·L ⁻¹)	95%置信区间 95%CI/ (mg·L ⁻¹)
鲢鱼 <i>H. molitrix</i>	4	125.50	LC ₅₀	123.80	114.50—132.90
黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i>	4	125.50	LC ₅₀	76.11	63.53—84.71
鲫鱼 <i>C. auratus</i>	4	125.50	LC ₅₀	166.60	158.00—180.30
三角涡虫 <i>D. japonica</i>	4	125.50	LC ₅₀	46.98	44.60—49.59
霍普水丝蚓 <i>L. hoffmeisteri</i>	4	125.50	LC ₅₀	77.25	74.14—80.48
铜绿微囊藻 <i>M. aeruginosa</i>	4	125.50	EC ₅₀	10.07	8.24—12.80
普通小球藻 <i>C. vulgaris</i>	4	125.50	EC ₅₀	11.01	9.78—12.56
梅尼小环藻 <i>C. meneghiniana</i>	4	125.50	EC ₅₀	3.85	3.28—4.66

2.1.2 慢性毒性数据补充

根据两步外推法推导本土生物慢性毒性数据的公式及参数见表 3 所示.其中鲢鱼、黄颡鱼、鲫鱼、三角涡虫和霍普水丝蚓的预测 NOEC 值分别为 20.12、30.00、57.57、15.63、20.01 mg·L⁻¹,铜绿微囊藻、普通小球藻和梅尼小环藻的预测 96 h-EC₁₀值分别为 0.16、0.29、0.13 mg·L⁻¹.

表 3 太湖 8 种水生生物的预测慢性毒性数据

Table 3 Predicted chronic toxicity of lead to eight resident aquatic organisms in Tai Lake

物种 Species	lg(LC ₀)-1/T	R ²	暴露时间 Exposure time/d	慢性终点 Chronic toxicity endpoint	浓度预测值 Predicted concentration/ (mg·L ⁻¹)
鲢鱼 <i>H. molitrix</i>	y=0.3556x+1.3036	0.4859	—	NOEC	20.12
黄颡鱼 <i>P. fulvidraco</i>	y=0.2623x+1.4771	0.7790	—	NOEC	30.00
鲫鱼 <i>C. auratus</i>	y=0.1837x+1.7602	0.8809	—	NOEC	57.57
三角涡虫 <i>D. japonica</i>	y=-0.9304x+1.2841	0.9987	—	NOEC	15.63
霍普水丝蚓 <i>L. hoffmeisteri</i>	y=0.1279x+1.3013	0.7425	—	NOEC	20.01
铜绿微囊藻 <i>M. aeruginosa</i>	—	—	4	EC ₁₀	0.16
普通小球藻 <i>C. vulgaris</i>	—	—	4	EC ₁₀	0.29
梅尼小环藻 <i>C. meneghiniana</i>	—	—	4	EC ₁₀	0.13

2.2 水体硬度对铅毒性的影响

结合文献收集和实验数据补充,获得水生生物的铅急性毒性数据共 8 门 18 科 25 种,水生生物的铅慢性毒性数据 8 门 11 科 15 种.急性毒性数据的受试生物包括 7 种脊椎动物,15 种无脊椎动物和 3 种植物;慢性毒性数据的受试生物包括 6 种脊椎动物、6 种无脊椎动物和 3 种植物.经过筛选,符合用于拟合铅毒性和水体硬度相关关系的物种有鲤鱼、大型蚤和模糊网纹蚤.对 3 种生物分别进行毒性和硬度的回归分析,发现急性毒性值随水体硬度的增加而升高(图 2).进一步对归一化后的急性数据值和水体硬度值进行最小二乘回归分析,得到斜率值 0.719.故物种基于水体硬度校正的 SMAV 关系式如式 7 所示:

$$\text{SMAV} = e^{[\ln W - 0.719(\ln X - 4.832)]} \quad (7)$$

本研究所用的急慢性毒性数据范围分别是 53.20—751570.00 μg·L⁻¹和 11.31—57570.00 μg·L⁻¹,中位数分别为 8951.82 μg·L⁻¹和 930.05 μg·L⁻¹.将所用的毒性数据用公式 7 进行校正,急性毒性数据范围为 32.41—2086582.24 μg·L⁻¹,中位数是 4696.27 μg·L⁻¹;慢性毒性数据范围为 14.95—57570.00 μg·L⁻¹,中位数是 1250.12 μg·L⁻¹(图 3),毒性数据较硬度校正前有显著变化.

2.3 太湖保护水生生物铅的物种敏感度分布曲线

太湖急慢性传统 SSD 曲线如图 4 所示.由图 4(a)可知,对铅的急性毒性最敏感的 4 个物种是多刺裸腹蚤(*M. macrocopa*)、蚤状钩虾(*G. pulex*)、椎实螺(*L. palustris*)和模糊网纹蚤(*C. dubia*).由图 4(b)可知,对铅慢性毒性最敏感的 4 个物种是模糊网纹蚤、椎实螺、沼虾(*M. lanchesteri*)和梅尼小环藻.总体而

言,无脊椎动物对铅更为敏感,脊椎动物最不敏感.在实验补充太湖 8 种水生生物急慢性毒性数据的基础上,保护 95%的物种不受影响的铅的急慢性浓度阈值(HC₅)分别为 20.28 μg·L⁻¹和 3.12 μg·L⁻¹.

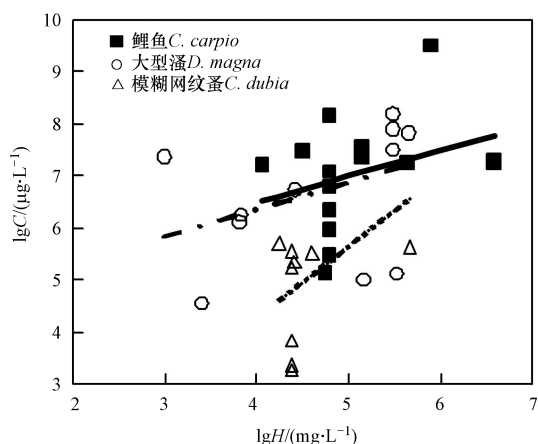


图 2 水体硬度对鲤鱼,大型蚤和模糊网纹蚤急性毒性值的影响

Fig.2 Effects of water hardness on acute toxicity values of lead to *Cyprinus carpio*, *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*

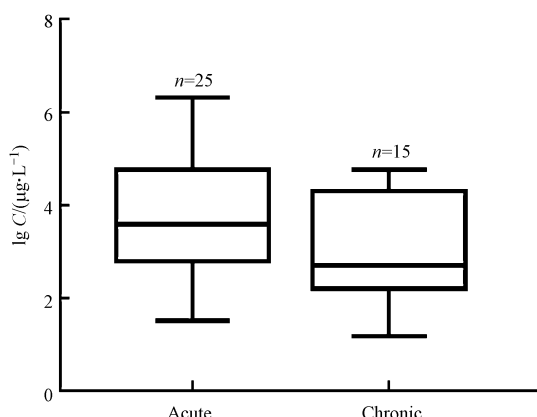


图 3 铅急慢性毒性数据(硬度校正后)(n 表示毒性数据量)

Fig.3 Toxicity data of Lead used for SSDs (normalized to hardness = 125.50). (n is the number of data)

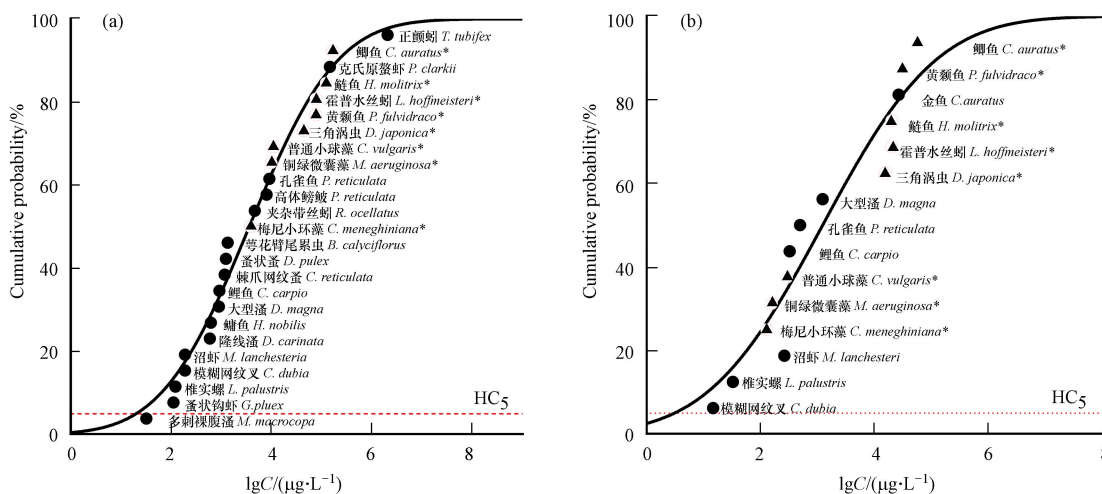


图 4 不考虑太湖生物组成的急性(a)和慢性(b)物种敏感度分布曲线 (* 的物种是本研究实验补充的)

Fig.4 (a) Acute and (b) chronic unweighted SSDs (* mean these species' toxicity data added by this study)

考虑太湖水生生物组成结构及所获生物毒性数据,对急性毒性数据和慢性毒性数据分别按照科平均值和种平均值进行排序,在计算中赋予权重,最终太湖铅急性和慢性的物种敏感度分布曲线如图 5 所示.当对获得毒性数据的物种赋予权重后,对铅的急性毒性最敏感的科依次为裸腹溞科、钩虾科、椎实螺科和长臂虾科,这与传统方法得到的结果有所不同;而对铅慢性毒性最敏感的依次为模糊网纹蚤、椎实螺、沼虾和梅尼小环藻,这与传统方法得到的结果一致.两种推导方法急慢性阈值的比较见表 4,其中考虑太湖生物组成时得到的急慢性 HC₅分别为 60.23 μg·L⁻¹和 2.07 μg·L⁻¹.考虑太湖 21st初生物组成推导的急性阈值明显高于未考虑物种组成推导的急性阈值,几乎是其的 3 倍,而慢性阈值较未加权的慢性阈值差异不明显,这说明不考虑生物组成的传统方法在一定程度上会出现对太湖生物“过保护”的现象.

由于不同种生物对化合物的敏感性不同,要使获得的毒性数据充分代表水生生态系统的物种组成,

为实现对所有生物最大程度的保护,将未获得毒性数据的生物假设为最敏感物种^[13],即物种权重敏感度分布方法.将传统法与该方法进行对比可以发现,考虑太湖 21st初生物组成推导的急性 HC₅值更大,即未考虑太湖生物组成下的急性 HC₅似乎更为保守,这与 Chen 等^[13]利用加权 SSD 推导太湖保护水生生物五氯酚水质基准值时得到的结果是一致的.此外,Wang 等^[35]从生物学分类角度出发,考虑亲缘关系相近的生物对化合物敏感性相近的原理,基于松花江不同类物种间比例推导氨氮急性基准值,将结果与传统物种敏感度法比较,加权更能代表环境中物种的真实比例,推导出的基准值也能更合理地保护松花江区域水生生物免受氨氮的毒性作用.从长远角度来看,考虑太湖生物组成的慢性 HC₅要略低于未考虑生物组成的结果,在一定程度上会出现对生物的“欠保护”.此外,近些年来太湖中铜绿微囊藻、细鳞藻等藻类数量明显增加^[36],而本研究中发现藻类对铅的毒性作用较为敏感,因此在推导水质基准时也不能忽略植物的影响及区域的生物区系特征,收集更加全面的毒性数据才能推导出更恰当的保护阈值.

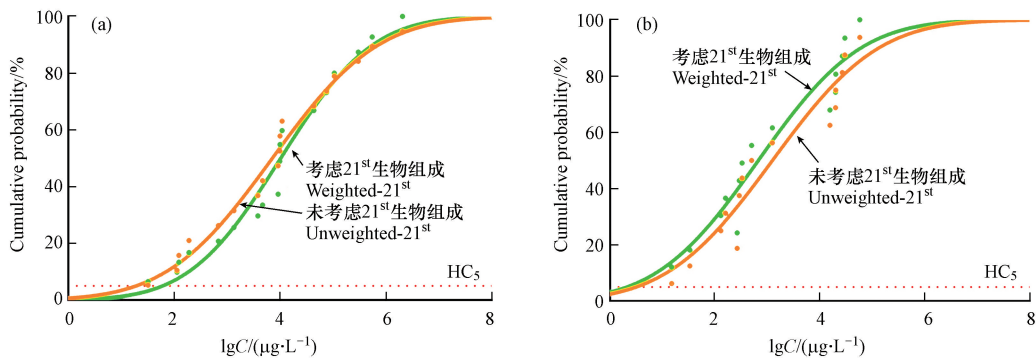


图5 未考虑和考虑太湖物种组成(21st)的 SSDs 曲线
(a.急性 SSDs,b.慢性 SSDs)

Fig.5 Unweighted SSDs and weighted SSDs based on the taxonomic groups of Tai Lake in 21st
(a. acute SSDs, b. chronic SSDs)

表4 未考虑和考虑太湖水生生物组成的铅基准阈值

Table 4 Acute and chronic threshold values of lead derived without and with considering the species composition in Tai Lake						
	数量 Number	K-S 正态性检验 K-S test for normality	方法 Method	HC ₅ / (μg·L ⁻¹)	拟合优度 R ²	WQCs/ (μg·L ⁻¹)
急性	25	0.981	未考虑太湖生物组成	20.28	0.9839	10.14
			考虑太湖 21 st 初生物组成	60.23	0.9701	30.12
慢性	15	0.473	未考虑太湖生物组成	3.12	0.9219	1.56
			考虑太湖 21 st 初生物组成	2.07	0.9241	1.04

2.4 太湖保护水生生物铅水质基准(WQC)推导

考虑到推导出的 HC₅存在一定的不确定性,通常将其除以一个评价因子 2^[37],得到与本研究实验用水同一硬度下的保护太湖水生生物铅的 WQC(表4).在不考虑太湖水体实际硬度的情况下,采用传统的物种敏感度方法,即未考虑太湖生物组成时推导得到 CMC 为 10.14 μg·L⁻¹,CCC 为 1.56 μg·L⁻¹.考虑太湖 21st初生物组成时,得到 CMC 为 30.12 μg·L⁻¹,CCC 为 1.04 μg·L⁻¹.水化学因子会影响重金属的毒性,其中硬度的影响较大^[38-39],高硬度水体中 Ca²⁺、Mg²⁺等离子的竞争吸附作用能显著降低重金属的毒性.我国地域广阔,河流湖泊众多,据相关报道,我国地表水总硬度范围为 4.5—15600 mg·L⁻¹(以 CaCO₃计)^[40],因此在推导重金属水质基准时不仅要进行硬度对相关毒性数据的校正,还要考虑硬度对最终水质基准值的影响.鉴于毒性数据与基准值之间存在一定的关系,可将铅的基准值表达为硬度(H)的方程(图6):

未考虑太湖生物组成:

$$\text{CMC}_{\text{未考虑生物组成}} = e^{0.719 \ln H + 0.674}$$

$$\text{CCC}_{\text{未考虑生物组成}} = e^{0.719 \ln H - 3.771}$$

考虑 21st初太湖生物组成:

$$CMC_{\text{考虑}21^{\text{st}}\text{生物组成}} = e^{0.719 \ln H + 0.116}$$

$$CCC_{\text{考虑}21^{\text{st}}\text{生物组成}} = e^{0.719 \ln H - 2.413}$$

保护太湖水生生物铅水质基准值与硬度的关系如图 6 所示.地表水环境质量标准 (GB3838—2002) 中将鱼虾类越冬场、洄游通道以及水产养殖区等渔业水域划分为 III 类水体,并制定铅的 III 类标准限值为 $50.00 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ [24].在我国地表水环境硬度范围内,考虑或未考虑生物组成推导得到的铅急性阈值在水体硬度较小的时候分布在地表水环境质量标准中规定的铅的 III 类标准限值之下,而硬度值较大的水体推导得到的铅急性阈值分布在铅的 III 类标准限值之上 ($CMC_{\text{传统法}} > CMC_{21^{\text{st}}}$).两种方法下推导的铅慢性阈值均低于现铅的 III 类标准限值 ($CCC_{21^{\text{st}}} > CCC_{\text{传统法}}$).采用考虑太湖生物组成的物种权重敏感度方法进行生物影响评价,可以发现受铅急性毒性和慢性毒性影响的生物比例分别为 4.42% 和 23.00%,这说明现行标准在一定程度上可以保护水生生物免受铅的急性毒性作用,但制定的标准值却不足以保护太湖生物免受铅的慢性毒害作用.

许多国家为了更充分地保护水生生物不受到污染物毒害作用,在制定水质基准时会给出两个浓度阈值,如 2009 年美国 EPA 推荐水质基准[41] 给出的铅的 CMC 和 CCC 分别为 $65.00 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,这一结果与本研究中所推导出的太湖铅的急慢性阈值在同一数量级,但总体上针对太湖生物推导出的 CMC 和 CCC 均略低于美国 EPA 的推荐值.此外,美国 EPA 还给出了不同硬度水平下铅基准公式[41],其中 $CMC_{\text{us}} = e^{1.2731 \ln H - 1.460}$, $CCC_{\text{us}} = e^{1.2731 \ln H - 4.705}$,与本研究推导出的结果存在很大差异.这主要是一方面美国的淡水水生生物区系和中国存在显著不同,而太湖又拥有自己独特的物种组成,实际上不同生物对污染物的敏感性是不同的,因此结合区域水生物种来推导基准是十分必要的[42];另一方面由于不同种类间生物对化合物的敏感性不同,要使获得的毒性数据能充分代表水生生态系统的物种组成,本研究中针对同类物种的敏感性相似来对其赋予权重,而美国采用的是毒性百分比排序法计算水质基准,这同样也造成了本次推导结果有别于王菲等[2]采用传统的物种敏感度排序法推导得出的太湖 CMC 为 $63.92 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,CCC 为 $1.21 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的结果.

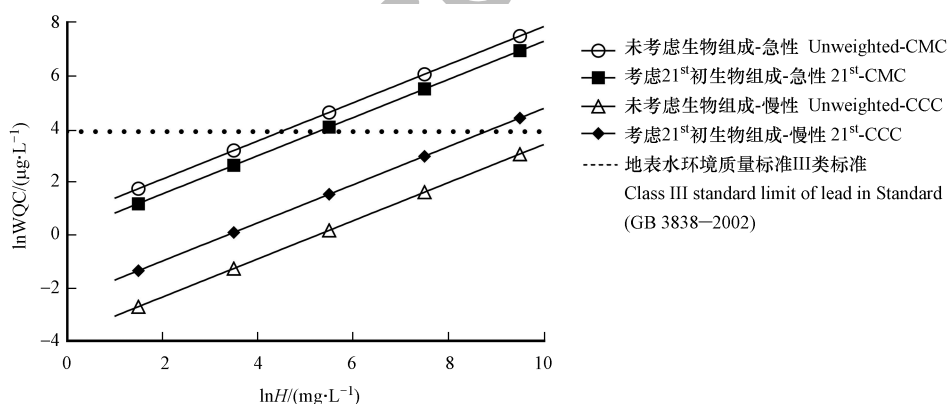


图 6 图 6 WQCs 与硬度(H)的关系

(虚线是地表水环境质量标准(GB 3838—2002)中铅的 III 类标准限值 ($50.00 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$))

Fig.6 WQCs expressed as a function of hardness

(The dashed line refers to the class III standard limit of lead ($50.00 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) in Standard (GB 3838—2002))

原水水质参数对铅毒性和生物利用性影响较大,尽可能地考虑这些参数的影响可降低基准推导中的不确定性.根据太湖实际点位所测得的硬度值,利用基于太湖 21st初水生生物组成(除植物)赋予物种权重的敏感度方法,最终得到适用于太湖的急慢性水质基准如表 5 所示.最终,由硬度校正得到的保护太湖水生生物的铅 CMC 为 $50.04\text{—}58.87 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,CCC 为 $3.99\text{—}4.69 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.赵芊渊等[10]推导的 CMC 和 CCC 值均是本研究的 10 倍多,可能的原因是本研究不仅考虑了物种间的敏感度差异,而且是基于太湖水质硬度情况进行推导,硬度是铅等重金属水质基准推导时不容忽视的环境因子.此外,Fu 等[43]在研究对太湖水生生物构成威胁的重金属时测得铅在太湖水体中的含量为 $9.9\text{—}30 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,浓度低于本研究

中的 CMC,但高于 CCC,这说明长期生活在太湖水体中的水生生物可能会受到水体中铅的慢性毒害作用。

虽然本研究中通过本土生物实验补充了太湖部分生物急慢性毒性数据,但收集到的急性毒性数据主要为动物实验结果,而且慢性毒性数据量存在不足,这不利于合理地制定保护太湖水生生物的铅的基准值。考虑物种权重来推导太湖保护水生生物铅基准尽管在一定程度上可以保护更多未收集到毒性数据的生物,但最终结果依赖于对太湖水生生物种的调查,而且没有办法保护到太湖中已有的但未被统计到的生物。此外,为研究原水硬度作用时水样的采集、点位的选取等虽然是基于前人研究基础确定,但存在一定的不确定性,未来研究可通过增加采样时间、增设采样点来克服当前研究的瞬时性和局部性的不足。因此,水质基准校验需要更全面地调查太湖水生生物组成以及尽可能多地补充本土水生生物毒性数据,还应更多地考虑水质参数的复合影响。

表 5 太湖不同点位硬度值以及对应的铅基准值

Table 5 Acute and chronic threshold values at different points in Tai Lake with different hardness values

点位 Sites	黄埭桥 Huangnian Bridge	陈东港 Chendong Port	分水桥 Fenshui Bridge	大浦港 Dapu Port
硬度 Hardness/(mg (CaCO ₃)·L ⁻¹)	237.80	208.04	246.32	196.49
CMC/(μg·L ⁻¹)	57.40	52.13	58.87	50.04
CCC/(μg·L ⁻¹)	4.58	4.16	4.69	3.99

3 结论 (Conclusions)

通过实验得到 8 种本土生物的急性毒性结果,对铅急性毒性最敏感的物种是 3 种藻类,其 96 h-EC₅₀ 值为 3.85—11.01 mg·L⁻¹; 3 种脊椎动物对铅的急性毒性表现为最不敏感,其 96 h-LC₅₀ 值为 76.11—166.60 mg·L⁻¹。运用两步外推法得到慢性结果,以鲫鱼为代表的脊椎动物对铅的慢性毒性最耐受,其预测 NOEC 值为 57.57 mg·L⁻¹。

考虑铅的毒性和水质参数硬度的关系,利用不同种生物进行毒性和硬度的回归分析,发现急性毒性值随水体硬度的增加而升高,最小二乘回归分析得到硬度校正公式: $SMAV = e^{[\ln W - 0.719(\ln X - 4.832)]}$ 。

搜集整理太湖水生生物结构组成,按水生动物 276 种,水生植物 166 种,对获得毒性数据的生物赋予权重,推导未考虑和考虑太湖水生生物组成比例的铅的水质基准,按实验硬度(125.50 mg (CaCO₃)·L⁻¹)校正毒性数据,未考虑太湖水生生物组成时保护水生生物铅的 CMC 和 CCC 分别为 10.14 μg·L⁻¹ 和 1.56 μg·L⁻¹,考虑太湖 21^种生物组成时保护水生生物铅的 CMC 为 30.12 μg·L⁻¹,CCC 为 1.04 μg·L⁻¹。

由基准值与毒性数据关系,得到考虑物种权重时铅的基准值与硬度(H)的关系式: $CMC_{\text{考虑}21\text{种生物组成}} = e^{0.719 \ln H + 0.116}$, $CCC_{\text{考虑}21\text{种生物组成}} = e^{0.719 \ln H - 2.413}$ 。结合太湖取样点位的实际水体硬度值,最终保护太湖水生生物铅的 CMC 为 50.04—58.87 μg·L⁻¹,CCC 为 3.99—4.69 μg·L⁻¹。

参考文献 (References)

- [1] NRIAGU J O. Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere[J]. Nature, 1979, 279:409-411.
- [2] 王菲,廖静,茅丹俊,等. 中国典型河湖水体铅的水生生物安全基准与生态风险评价[J]. 生态毒理学报,2017,12(3):434-445.
WANG F, LIAO J, MAO J D, et al. Aquatic quality criteria and ecological risk assessment for lead in typical waters of China[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2017, 12(3): 434-445 (in Chinese).
- [3] BURDEN V M, SANDHEINRICH M B, CALDWELL C A. Effects of lead on the growth and delta-aminolevulinic acid dehydratase activity of juvenile rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*[J]. Environmental Pollution (Barking, Essex; 1987), 1998,101(2):285-289.
- [4] 行文珍. 重金属铅、铬对泥鳅的组织学损伤与遗传毒性效应[D]. 延安:延安大学,2016.
XING W Z. Histological damage and genotoxic effect of plumbum and chromium in *Misgurnus anguillicaudatus* [D]. Yan'an: Yan'an University, 2016(in Chinese).
- [5] 周文敏,傅德黔,孙宗光. 中国水中优先控制污染物黑名单的确定[J]. 环境科学研究,1991,4(6):10-12.
ZHOU W M, FU D Q, SUN C G. Determination of blacklist of priority pollutants in water in China[J]. Research of Environmental

- Sciences, 1991, 4(6): 10-12(in Chinese).
- [6] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Ambient Water Quality Criteria(Series)[R]. Washington DC:USEPA, 1980.
- [7] 雷炳莉,金小伟,黄圣彪,等. 太湖流域3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).
- [8] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and Their Uses (PB 85-227049) [R]. Washington DC: US EPA, 1985.
- [9] 何丽,蔡靳,高富,等. 铅水生生物基准研究与初步应用[J]. 环境科学与技术,2014,37(4):31-37,95.
HE L, CAI J, GAO F, et al. Studies of freshwater aquatic life water ambient quality criteria for lead and their tentative application to risk assessment[J]. Environment Science & Technology, 2014,37(4): 31-37, 95(in Chinese).
- [10] 赵芊渊,侯俊,王超,等. 应用概率物种敏感度分布法研究太湖重金属水生生物水质基准[J]. 生态毒理学报,2015,10(6): 121-128.
ZHAO Q Y, HOU J, WANG C, et al. Deriving aquatic water quality criteria for heavy metals in Taihu Lake by probabilistic species sensitivity distribution[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, 10(6): 121-128(in Chinese).
- [11] FORBES V E, CALOW P. Species sensitivity distributions revisited; A critical appraisal[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2002, 8(3): 473-492.
- [12] SHI R, YANG C H, SU R H, et al. Weighted species sensitivity distribution method to derive site-specific quality criteria for copper in Tai Lake, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(22):12968-12978.
- [13] CHEN Y, YU S Y, TANG S, ET AL. Site-specific water quality criteria for aquatic ecosystems: A case study of pentachlorophenol for Tai Lake, China[J]. Science of the Total Environment, 2016, 541:65-73.
- [14] HEMANDO M D, MEZCUA M, FEMANDEZ-Alba A R, et al. Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments [J]. Talanta, 2006, 69(2):334-342.
- [15] United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2001 Update of Ambient Water Quality Criteria for Cadmium [R]. Washington DC: Office of Water, 2001.
- [16] 石慧,冯承莲,黄虹,等. 铝对水生生物的毒性与硬度的相关关系探讨[J]. 生态毒理学报,2016,11(1):141-152.
SHI H, FENG C L, HUANG H, et al. The correlation discussion between aluminum toxicity to aquatic organisms and water hardness[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2016, 11(1): 144-152(in Chinese).
- [17] 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).
- [18] JOHN P G, ROBERT L G. Recent developments in and intercomparisons of acute and chronic bioassays and bioindicators [J]. Environmental Bioassay Techniques and their Application, 1989, 188-189(1):21-60.
- [19] OECD. OECD Guideline for testing of chemicals- Freshwater Alga and Cyanobacteria, growth inhibition test. Guideline[S]. Paris, France: OECD Environment Directorate, 2011.
- [20] OECD. OECD Principles of good laboratory practice[R]. Paris, France: OECD, 1998.
- [21] MOERMOND C T A, KASE R, KORKARIC M, et al. CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2016, 35(5):1297 - 1309.
- [22] CCME. A protocol for the derivation of water quality guidelines [R]. Winnipeg, Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment,2007.
- [23] 刘娜,金小伟,王业耀,等. 生态毒理数据筛查与评价准则研究[J]. 生态毒理学报,2016,11(3):1-10.
LIU N, JIN X W, WANG Y Y, et al. Review of criteria for screening and evaluating ecotoxicity data[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2016, 11(3): 1-10 (in Chinese).
- [24] 国家环境保护局科技标准司. 水质-物质对淡水鱼(斑马鱼)急性毒性测定方法(GBT 13267—1991)[S]. 北京:中国标准出版社,1992.
MEPPRC. Water quality-determination of the acute toxicity of substance to freshwater fish (*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan)[S]. Beijing: China Standards Press, 1992(in Chinese).
- [25] OECD. OECD Guideline for testing of chemicals-*Daphnia* sp., acute immobilisation test. Guideline [R]. Paris, France: OECD Environment Directorate, 2004.
- [26] ANZECC, ARMCANZ. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality[R]. Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2000.
- [27] ZHU S Q. Ichthyological survey of lake Taihu during 2002-2003[J]. Journal of Lake Sciences, 2004, 16(2):120-124.
- [28] ZHU S Q, LIU Z W. Changes of the fish fauna and fish yield analysis in Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2007, 19(6):664-669.
- [29] LIU W L, HU W P, CHEN Y G. Temporal and spatial variation of aquatic macrophytes in west Taihu Lake[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(1):159-170.

- [30] ZHENG B H, TIAN Z Q, ZHANG L, et al. The characteristics of the Hydrobios' distribution and the analysis of water quality along the west shore of Taihu Lake[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(10):4214-4223.
- [31] GONG Z J, QIN B Q, CAI Y J. Community structure and diversity of macro zoobenthos in Lake Taihu, a large shallow eutrophic lake in China[J]. *Biodiversity Science*, 2010, 18(1):50-59.
- [32] XU H S, ZHANG Y. Spatial and temporal variation in the composition of phytoplankton species in Taihu Lake[J]. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2012, 4(6):38-41.
- [33] 倪勇,朱德全. 太湖鱼类志[M].上海:上海科学技术出版社,2005.
NI Y, ZHU D Q. The review of fish in Tai Lake[M]. Shanghai: Shanghai Scientific & Technical Publishers, 2005(in Chinese).
- [34] 苏海磊. 太湖生物区系特征及其与我国湖泊水质基准推导的关系[D]. 北京:中国环境科学研究院,2011.
SU H L. The aquatic biota characteristics of Taihu Lake and its relationship with the derivation of lake water quality criteria in China[D]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, 2011(in Chinese).
- [35] WANG Y Y, ZHANG L S, MENG F S, et al. Improvement on species sensitivity distribution methods for deriving site-specific water quality criteria[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 22(7):5271-5282.
- [36] CHEN L Q, LIU Y. Ecological succession and sustainable development in Taihu Lake[J]. *Journal of East China Normal University(Natural Science)*, 2003, 1(4):99-106.
- [37] KOOIJMAN S. A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species[J]. *Water Research*, 1987, 21(3):269-276.
- [38] CONRADI M, DEPLEDGE M H. Effects of zinc on the life-cycle, growth and reproduction of marine amphipod *Corophium volutator*[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1999, 176:131-138.
- [39] BRADLEY R W, SPRAGUE J B. The influence of pH, Water Hardness, and alkalinity on the acute lethality of zinc to rainbow trout (*Salmo gairdneri*)[J]. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 1985, 2:731-735.
- [40] 周怀东,彭文启,杜霞,等. 中国地表水水质评价[J]. 中国水利水电科学研究院学报,2004,2(4):255-264.
ZHOU H D, PENG W Q, DU X. Assessment of surface water quality in China[J]. *Journal of China Institute of Water Resources and Hydropower Research*, 2004, 2(4):255-264(in Chinese).
- [41] United States Environmental Protection Agency(US EPA). National Recommended Water Quality Criteria[R]. Washington DC: Office of Water, Office of Science and Technology, 2009.
- [42] WU F, MENG W, ZHAO X, et al. China embarking on development of its own national water quality criteria system[J]. *Environmental Science and Technology*, 2010, 44(21):7992-7993.
- [43] FU Z Y, WU F C, CHEN L L, et al. Copper and zinc, but not other priority toxic metals, pose risks to native aquatic species in a large urban lake in Eastern China[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 219:1069-1076.