

曹莹, 张亚辉, 闫振广, 等. 太湖水体中毒死蜱的污染特征及其生态风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(12): 2413-2419.

CAO Ying, ZHANG Ya-hui, YAN Zhen-guang, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of chlorpyrifos in Taihu Lake[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(12): 2413-2419.

太湖水体中毒死蜱的污染特征及其生态风险评估

曹莹¹, 张亚辉^{1*}, 闫振广¹, 朱岩², 刘征涛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, 北京 100012; 2. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西 桂林 541004)

摘要: 为研究太湖水体中毒死蜱的污染状况和评估其生态风险, 2014年8月对太湖37个采样点位水体中毒死蜱浓度进行调查。采用固相萃取和气相色谱-质谱联用仪, 对太湖水体中毒死蜱浓度进行检测。结果表明, 太湖水体中毒死蜱浓度在 $ND \sim 13.6 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 平均值为 $4.8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。采用安全阈值法对其生态风险进行评估, 安全阈值(MOS_{10})为0.16, 小于1, 表明太湖水体中毒死蜱已对水生生物造成一定的生态风险。水生生物物种短期暴露于太湖水体中, 太湖13.2%的水体中有超过5%的水生生物受到干扰, 此时毒死蜱安全浓度上限为 $0.036 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。该结果旨在为太湖水体中毒死蜱污染的生态风险评估提供一定的科学依据。

关键词: 太湖; 毒死蜱; 生态风险评估; 安全阈值法

中图分类号: X524 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2016)12-2413-07 doi:10.11654/jaes.2016-0884

Pollution characteristics and ecological risk assessment of chlorpyrifos in Taihu Lake

CAO Ying¹, ZHANG Ya-hui^{1*}, YAN Zhen-guang¹, ZHU Yan², LIU Zheng-tao¹

(1. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China)

Abstract: To investigate the pollution and evaluate the ecological risk of chlorpyrifos in Taihu Lake, 37 water samples were collected in August 2014. The levels of chlorpyrifos were determined. The concentrations of chlorpyrifos were determined using the solid phase extraction (SPE) and gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS). The concentration of chlorpyrifos ranged from ND (no detection) to $13.6 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ with average of $4.8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. The method of safety threshold value was employed to assess the ecological risk of chlorpyrifos in the water body of Taihu Lake. The value of MOS_{10} was less than 1 (0.16), indicating that chlorpyrifos in Taihu has posed ecological risk to some aquatic organisms. Using the acute data in the method of safety threshold value, in about 13.2% of the Taihu Lake waters more than 5% of the aquatic organisms were affected by chlorpyrifos, and the maximum allowable concentration was $0.036 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. This would provide a scientific basis for the ecological risk of chlorpyrifos in Taihu Lake.

Keywords: Taihu Lake; chlorpyrifos; ecological risk assessment; the method of safety threshold value

随着甲胺磷等高毒农药在我国禁止使用, 毒死蜱 (Chlorpyrifos, $\text{C}_9\text{H}_{11}\text{Cl}_3\text{NO}_3\text{PS}$) 这种有机磷类杀虫剂以其高效和广谱性等特点作为高毒农药的替代品, 在我

国得到了大量的生产^[1], 并广泛应用于水稻等农作物的病虫害防治中。然而, 毒死蜱的大量使用可能带来较为严重的生态风险。农田中残留的毒死蜱通过地表径流进入地表水和河流湖泊, 此外通过地表挥发等进入大气, 并通过干湿沉降返回地面, 造成水体污染^[2]。据调查, 加拿大地区北冰洋湖泊水体中毒死蜱的浓度范围在 $<0.017 \sim 1.6 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[3] 之间, 美国加州地表水中毒死蜱浓度处于 $0.09 \sim 337 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[4] 之间。Sangchan 等^[5] 在泰国的 Mea Sa 流域的上游和下游水样中发现毒死蜱

收稿日期: 2016-07-05

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07501-003); 科技基础性工作专项(2014FY120600); 国家自然科学基金项目(21407139)

作者简介: 曹莹(1983—), 女, 硕士, 工程师, 主要从事环境风险评估研究。E-mail: caoyingyeah@sina.com

* 通信作者: 张亚辉 E-mail: zhangyahui@craes.org.cn

浓度范围分别介于 $0.08\sim 8.9\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.04\sim 0.2\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间。吴长兴等^[6]调查了毒死蜱在丘陵地区水稻田使用后农田周边水体毒死蜱的残留水平,出水中毒死蜱浓度最高达 $26.07\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。另外,从河流引入的进水中也存在毒死蜱,最高达 $3.23\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

毒死蜱为我国防治水稻害虫的主要农药品种之一,每年春夏为集中施药时间^[7-8]。毒死蜱主要通过抑制生物体内的乙酰胆碱酯酶产生毒性,对水生生物的毒性效应已经引起了广泛关注。毒死蜱对各种水生生物包括鱼类^[9-10]、节肢动物^[11]、甲壳类^[12]、大型植物^[12-13]、藻类^[12]、两栖类动物^[12]和环节类动物^[12]的毒性效应已有大量报道。因此,毒死蜱进入水体,可能对非靶标生物的安全造成不利影响。目前,世界各国和组织对毒死蜱的水质基准已有诸多报道。美国制定毒死蜱的急性和慢性水生生物基准值分别为 $0.083\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.041\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[14];欧盟设定的短期暴露和长期暴露毒死蜱的水质基准值分别为 $0.001\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.000\ 46\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[15]。此外,澳大利亚/新西兰^[16]、加拿大^[17]及其安大略省^[18]、荷兰^[19]分别设定了毒死蜱的水质基准限值,以防止其对水生生态环境造成危害。我国现行的地表水标准(GB3838—2002)还没有关于毒死蜱的水质标准,鉴于毒死蜱在我国大量使用,国内不少研究提出了毒死蜱的急性水生生物基准值^[20-21]。

太湖位于长江三角洲的南缘,是中国第三大淡水湖。由于周边地区人口密集、工业发达,致使水体污染严重^[22]。太湖流域农业面源污染的比例逐年提高,而农药的大量使用是引起农业面源污染原因之一^[23]。目前,毒死蜱在太湖水体中的污染程度与水生态风险评估尚未见诸报道。本研究通过分析 2014 年 8 月太湖水体中毒死蜱的浓度水平,结合筛选出的毒死蜱对我国淡水水生生物急性毒性数据,采用安全阈值法评价了太湖流域水体中毒死蜱对水生生物潜在风险,该结果旨在为我国太湖水体中毒死蜱的生态风险提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 样品采集

将太湖划分为梅梁湖区(S1~S10)、五里湖区(S11~S12)、贡湖区(S13~S17)、竺山湖区(S18~S20)、湖心区(S21~S25)、西部沿岸区(S26~S28)、东部沿岸区(S29~S33)、南部沿岸区(S34~S37)8个功能区进行样品采集,根据以往太湖的监测资料和文献报道的污染程度布点^[24],并在其之前的采样布点方案基础上优

化,共布点 37 个,每个采样点采集 1 个样品,且均为具有代表性的表层(0~20 cm)水样。图 1 为采样点位示意图。每个水样用配有玻璃塞的玻璃瓶收集,采集后立即密封样品,注明采样时间、采样点位及样品编号。并将 1 L 水样通过 $0.45\ \mu\text{m}$ 滤膜过滤后过 C18 固相萃取小柱,封存小柱,冰箱中 $4\ ^\circ\text{C}$ 以下避光保存小柱,冷藏状态下运输到实验室,进行试验后续的前处理及测定。

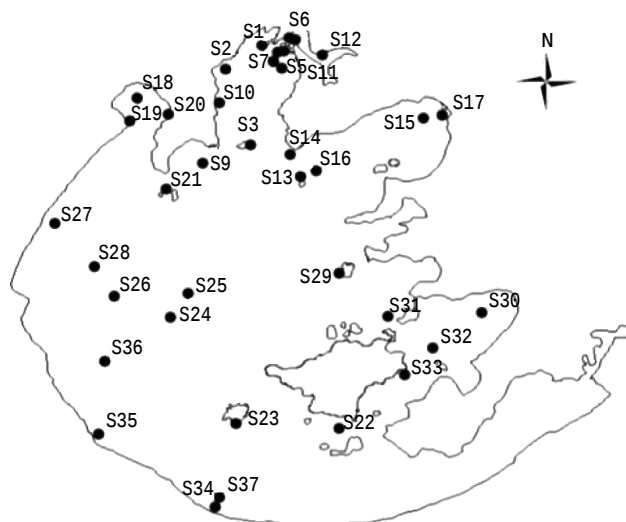


图 1 太湖采样点位示意图

Figure 1 Map of sampling sites in Taihu Lake

1.2 仪器与试剂

气相色谱质谱分析仪(TQ8040,日本岛津),固相萃取装置(Visiprep DL SPE, SUPELCO),氮吹仪(上海安谱),色谱柱(Rxi-5ms, $30\ \text{m}\times 0.25\ \text{mm}\times 0.25\ \mu\text{m}$), C18 固相萃取小柱(6 mL/500 mg, SUPELCO),电子天平(AE240,瑞士梅特勒公司)

毒死蜱标准溶液(Chemservice 公司)、二氯甲烷(HPLC 级,迪马公司)、异丙醇(HPLC 级,迪马公司)、超纯水(Millipore 公司)

实验所用玻璃器皿均使用铬酸洗液清洗,用去离子水冲洗干净。

1.3 样品前处理和分析

样品前处理方法:采用 C18 固相萃取小柱(6 mL, 500 mg),先后加入 10 mL 甲醇和 10 mL 超纯水活化填料,除去干扰杂质的目的。在不超过 60 kPa 的真空压力下使 1 L 水样以小于 $5\ \text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 通过小柱,并用平稳的气流继续抽吸 10 min,使得待测组分富集在 SPE 柱上,同时将固相小柱真空干燥。将 5 mL 二氯甲烷-异丙醇的混合物(9:1, V/V)作为洗脱剂以 $1\ \text{mL}\cdot$

min^{-1} 洗脱待测物,收集到离心管中,以高纯氮气吹至近干,用二氯甲烷-异丙醇的混合物(9:1,V/V)定容至 1 mL,在冰箱中冷冻保存待测。

样品分析方法:进样量为 1 μL ,不分流进样,柱流量 1.00 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 。柱温:初始温度 80 $^{\circ}\text{C}$,保持 1 min,以 20 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升到 180 $^{\circ}\text{C}$,保持 2 min,再以 10 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升到 220 $^{\circ}\text{C}$,最后以 10 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升到 280 $^{\circ}\text{C}$,保持 20 min。离子源温度 230 $^{\circ}\text{C}$,接口温度 280 $^{\circ}\text{C}$,溶剂延迟时间 4 min。采用多反应监测模式(Multiple reaction monitoring, MRM)对标准样品系列及样品进行测定,选定目标化合物基峰为定量离子对(313.90/257.90),再选定 1 个参考定性离子对(313.90/285.90),确定毒死蜍保留时间为 12.645 min。

分析方法效能与质量控制:使用外标法(6 点)校准标准曲线对样品定量分析,用特征定量离子对进行定量。本方法标准曲线线性 $R=0.9987$,方法的检出限为 0.27 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$,定量限为 0.90 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 。根据全扫模式下碎片离子谱图和相对保留时间对样品进行定性,同时与 NIST 质谱库的标准质谱图进行比较,吻合度大于 90%。样品分析过程中,每 10 个样品增加 1 个方法空白、实际样品加标(毒死蜍标准溶液),其中加标回收率在 91.2%~107.7%之间。每个样品都进行平行双样测定,相对偏差均小于 5%。方法空白均无目标化合物毒死蜍检出。

1.4 毒性数据的获取

为正确评价太湖流域毒死蜍的生态风险,所选择的物种考虑到以下原则:要反映该区域生物区系特征,充分考虑物种的多样性,尽量包含太湖水生生态系统中各个营养级的代表生物^[25]。毒死蜍对水生生物的毒性数据从美国环保署毒性数据库(<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>)以及公开发表的文献中获取。毒性数据的筛选原则参考文献[26-27]中规定。

1.5 生态风险评估方法

本研究使用安全阈值评价(MOS_{10})法对太湖水体中的毒死蜍进行生态风险评估。安全阈值法是通过构建环境暴露浓度累计分布曲线和物种敏感度分布曲线(毒性效应累计分布曲线),比较环境暴露浓度累计分布曲线上 90%处的浓度和物种敏感度分布曲线上 10%处的浓度而得到风险商值,用安全阈值(Margin of safety, MOS_{10})来表示。 MOS_{10} 可以量化环境暴露浓度和毒性效应累积概率曲线重叠的程度,计算公式如下:

$$\text{MOS}_{10} = \text{SSD}_{10} / \text{EXD}_{90} \quad (1)$$

式中: MOS_{10} 为安全阈值; SSD_{10} 为 10% 的水生生物受到影响时的污染物浓度; EXD_{90} 为自然水体中污染物浓度累计分布 90%时的污染物浓度。

一般取 MOS_{10} 为 1 界定风险程度, $\text{MOS}_{10}>1$ 表明无风险;若 $\text{MOS}_{10}<1$,表明曲线重叠程度高,该化合物具有潜在风险。 MOS_{10} 越小,表明水生生物毒性累积概率分布曲线与水体污染物累积分布曲线重合度高,水生生物面临污染物的潜在危害风险越大^[28]。

2 结果与分析

2.1 太湖流域水体中毒死蜍的浓度

使用软件 Origin 8.0 绘制太湖水体毒死蜍的浓度分布图。绘图前使用软件 SPSS19.0 的 Kolmogorov-Smirnov 检验法对各点位浓度数据进行了正态分布检验,浓度范围介于 $\text{nd}\sim 13.6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,标准偏差为 3.302,毒死蜍浓度分布的检验值 $P(0.322)>0.05$,符合正态分布。

太湖区域 37 个采样点的毒死蜍检出浓度见图 2。毒死蜍在 37 个采样点位中除 2 个点位未检出外,基本上均有检出,检出率为 95%。毒死蜍在整个太湖区域的检出浓度范围为 $\text{nd}\sim 13.6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 $4.8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。最大值($13.6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)出现在南部沿岸区的小梅口采样点,最小值(未检出)出现在梅梁湖区和贡湖区。南部沿岸区、东部沿岸区、西部沿岸区和湖心区的检出浓度均高于平均值($4.8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$),五里湖区、贡湖区和竺山湖区的检出浓度较低,梅梁湖区的检出浓度居中。

2.2 环境暴露浓度累计分布曲线和物种敏感度分布曲线

太湖水生生物物种丰富,包括脊索动物门、软体动物门、节肢动物门、水生植物、浮游植物等生物门类,涵盖近 146 科 400 种^[29-30],收集了包含太湖水生

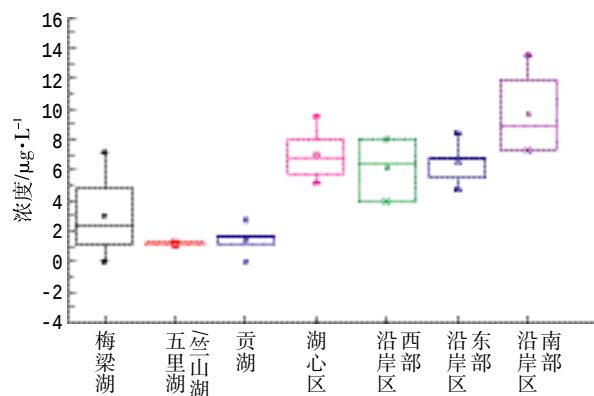


图 2 太湖水体中毒死蜍浓度分布图

Figure 2 Distribution of chlorpyrifos in Taihu Lake water

态系统中代表各个营养级的代表物种共 80 个。通过分析可知,毒死蜥对太湖水体中的藻类、两栖类,甲壳类,枝角类、鱼类,昆虫类,浮游生物类、软体动物类等造成了不同程度的致死或抑制的急性毒性影响,见表 1。将各种水生生物的急性毒性数据进行常用对数转换,采用软件 SPSS19.0 的 Kolmogorov-Smirnov 检验法对转换后的急性毒性效应数据进行了正态分布检验,转换后的毒性数据均值和正态分布检验,标准偏差为 1.461,毒死蜥毒性数据的检验值 $P(0.075)>0.05$,符合正态分布,可用于构建物种敏感度分布曲线。

采用 Log-logistic 函数进行曲线拟合,函数方程为 $y=1/[1+\exp((p1-x)/p2)]$ 。软件 Origin9.0 绘制的毒死蜥环境暴露浓度累计分布曲线和物种敏感度分布曲线见图 3,两种拟合曲线的拟合具体参数见表 2。毒死蜥环境暴露浓度累计分布曲线和物种敏感度分布曲线拟合的决定系数分别为 0.94 和 0.96,并且估计标准偏差,加权卡方检验系数,残差平方和都较小,表明拟合效果较好,可以使用安全阈值法进行生态风险评估。

2.3 毒死蜥的生态风险评估

运用安全阈值法评估太湖水体中毒死蜥的生态风险,根据图 3 可以得到毒死蜥环境暴露浓度累计分布曲线上 90%处的浓度 EXD_{90} 为 $0.86 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,毒死蜥物种敏感度分布曲线上 10%处的浓度 SSD_{10} 为 $0.14 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,根据公式 1 计算出安全阈值(MOS_{10})为 0.16,小于 1,从而可以推断当前状况下太湖水体中毒死蜥

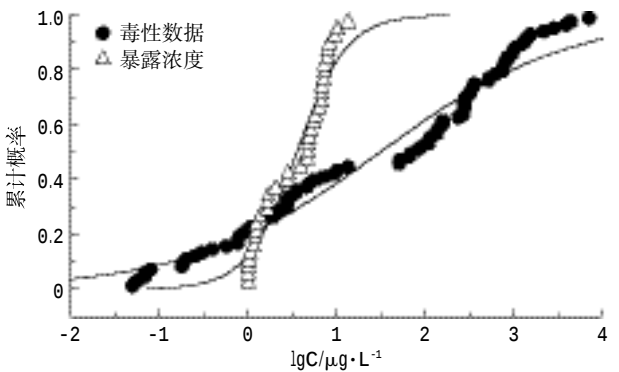


图 3 太湖水体毒死蜥环境暴露浓度累计分布曲线和物种敏感度分布曲线

Figure 3 Cumulative distributions curve of exposure concentrations and species sensitivity distribution curve of chlorpyrifos in Taihu Lake

已对太湖水生生物造成了一定的生态风险。基于图 3 中物种敏感度分布曲线上 $Y=0.05$ 处求出相应浓度,然后根据此浓度在环境暴露浓度累计分布曲线上计算出潜在风险水体比例。基于毒死蜥物种敏感度分布曲线上 5%处浓度的 95%置信区间上限值设定为最大安全浓度,水生生物物种短期暴露于太湖水体中,太湖 13.2%的水体中有超过 5%的水生生物受到干扰,此时毒死蜥最大安全浓度为 $0.036 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

3 讨论

从太湖水体中毒死蜥的污染浓度分布图中可以看出,西部、东部、南部沿岸地区以及湖心区的毒死蜥

表 1 毒死蜥对太湖水生生物的急性毒性效应特征
Table 1 Acute toxicity of chlorpyrifos to aquatic organisms in Taihu Lake

生物分类群	物种数	毒性终点	毒性数据范围/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	代表物种	文献来源
甲壳类	13	LC_{50}	0.06~330	钩虾、玻璃虾、螃蟹等	ECOTOX,[11,12]
枝角类	5	LC_{50}	0.05~2.844 1	网纹水蚤、老年低额蚤等	ECOTOX,[11,12]
昆虫类	11	LC_{50}	0.069 5~90.3	双翼二翅蜉、花翅摇蚊幼虫等	ECOTOX,[11]
浮游生物类	1	LC_{50}	0.25	大乳头水螅	ECOTOX,[11]
两栖类	3	LC_{50}	626.15~1 350.36	中华大蟾蜍、泽陆蛙等	ECOTOX,[12]
软体动物类	4	LC_{50}	66~1560	苏氏尾鳃蚓、贻贝、中华圆田螺等	ECOTOX,[12]
鱼类	27	LC_{50}	2.74~3970	鲢鱼、鲫鱼、鲤鱼等	ECOTOX,[9,10]
藻类	16	EC_{50}	51~7 184.3	并联藻、斜生栅藻、中肋骨条藻	ECOTOX,[12,13]

表 2 毒死蜥的暴露浓度累计分布曲线和物种敏感度分布拟合参数
Table 2 Fitting parameters of cumulative distributions curve of exposure concentrations and species sensitivity distribution curve of chlorpyrifos

分布曲线	拟合参数 A,B	决定系数 R^2	估计标准偏差 Root-MSE(SD)	加权卡方检验系数	残差平方和
暴露浓度累计分布曲线	0.553,0.282	0.94	0.01	0.005	0.17
物种敏感度分布曲线	1.496,1.075	0.96	0.03	0.003	0.24

浓度较高。从采样区来看,高浓度采样点均在河流入湖口,并且在河流的延伸方向呈带状分布。太湖周围分布大片农田,耕作频繁,毒死蜥作为目前防治水稻田害虫的主要杀虫剂,在春夏季节农业活动中大量集中使用。太湖周围有近百余条入湖河道,通过大量的地表径流进入水体,造成太湖水体中毒死蜥残留较高。此外,湖心区与沿岸区浓度上并没有明显降低,甚至还略高,可能与毒死蜥在沉积物中的累计吸附与释放有关^[31]。同时有研究表明^[32],有机氯农药是通过土壤-水体-沉积物-微生物-农作物-鱼的模式循环富集,说明有机氯农药主要移输特征是由地表径流将土壤中的农药带入水体,而毒死蜥作为农药的一种也可能遵循此种规律。加拿大地区北冰洋湖泊水体中毒死蜥的浓度范围在 $<0.017\sim 1.6\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[33];在西班牙地中海沿岸泻湖 Mar Menor 的入水口^[33]2013年测得毒死蜥的浓度变化范围在 $0.8\sim 8.9\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。国内2014年报道珠江河口水域毒死蜥在丰水期的平均污染水平 $0.003\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,枯水期未检出^[34]。通过与国内外报道的水体中毒死蜥浓度水平相比可知,太湖水体中毒死蜥残留处于较高水平。

本研究采用安全阈值法评估了太湖水体中毒死蜥的生态风险,基于筛选出的太湖水生生物的80个毒性数据,采用物种敏感度曲线法得出的太湖流域水体中毒死蜥的最大安全浓度($0.036\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)。网纹水蚤、老年低额蚤、多刺裸腹蚤、玻璃虾、蚤状钩虾、钩虾、昆虫类端足虫和双翼二翅蜉、飞毛腿以及大乳头水螅为对毒死蜥最敏感的10种水生生物,急性毒性效应数值介于 $0.05\sim 0.25\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,其中网纹水蚤和老年低额蚤对毒死蜥的48 h LC_{50} 值最小,分别为 0.05 、 $0.0528\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。文献[12]中采用对毒死蜥最敏感的水生生物大乳头水螅的毒性数值为 $0.25\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,与本文最敏感的水生生物数据存在一个数量级别的差异。因此,采用相同方法——物种敏感度分布法,本文获得的毒死蜥最大安全浓度与该文献($0.112\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)存在一定的差距。主要原因可能是区域性物种选择的不同,由于本研究选取的物种毒性数据均为我国太湖流域的水生生物,造成毒死蜥的水质基准阈值相差较大。此外,澳大利亚和新西兰^[16]、加拿大^[17]采用物种敏感度分布法推导的水质基准值分别为 $0.010\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.020\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,则与本文处于同一数量级。

美国采用毒性百分数排序法推导毒死蜥的急性水生生物基准值为 $0.083\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[14]。王香兰等采用评价因子法和毒性百分数排序法得到的毒死蜥的水质

基准值分别为 0.013 、 $0.021\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[12],与本文的最大安全浓度处于同一数量级别。欧盟采用评价因子法计算的短期暴露毒死蜥的水质基准值分别为 $0.001\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[16],与本文的最大安全浓度相差较大,原因可能是欧盟采用的评价因子法比较依赖于敏感水生生物的毒性值,从而造成其基准值较低。

采用物种敏感度分布法、毒性百分数排序法与评价因子法推导毒死蜥的水质基准值,三种方法在原理和采用数据数量上都存在较大差别,造成水质基准值很大不确定性^[12]。此外,由于水生生物具有明显的区域性,采用毒死蜥对不同水生生物的毒性效应数据直接影响其水质基准值。因此,在推导我国毒死蜥的水质基准值时,需要充分筛选我国本土水生生物特别是敏感水生生物的毒性数据。

采用安全阈值法评价我国太湖水体中毒死蜥风险状况,也存在一定的不确定性。本研究采用的毒死蜥对水生生物的急性毒性效应,未考虑到其长期暴露风险,而且本次结果是太湖地区的单次采样,不能充分体现太湖水体的污染特征,同时也未能充分考虑水生生态环境的其他因素,例如有研究表明毒死蜥在沉积物中的吸附特征,其吸附系数 K_{oc} 高达 $7.43\times 10^3\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[35]。也有学者认为微生物在沉积物毒死蜥的降解过程有一定的作用^[36]。因此,还有必要进行分季节多时段采样,加强毒死蜥在环境中的迁移转化规律等的研究,完善毒死蜥在太湖水体中的生态风险评估方案。

4 结论

(1)毒死蜥在太湖水体37个采样点位绝大部分都有检出(除2个采样点未检出外),毒死蜥在整个太湖流域的暴露浓度范围为 $\text{nd}\sim 13.6\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 $4.8\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

(2)采用安全阈值法对太湖水体中毒死蜥进行生态风险评估,安全阈值(MOS_{10})为 0.16 ,小于 1 ,表明在当前状态下太湖水体中毒死蜥已对水生生物造成了一定的生态风险。

参考文献:

- [1] 苏冠勇,张效伟,韦斯,等.毒死蜥生态毒理与风险研究综述[J].环境监控与预警,2012,4(5):5-9.
- [2] SU Guan-yong, ZHANG Xiao-wei, WEI Si, et al. Review of Ecotoxicological and risk assessment for Chlorpyrifos[J]. Environmental Monitoring and Forewarning, 2012, 4(5):5-9.
- [3] Barron M G, Woodburn K B. Ecotoxicology of Chlorpyrifos[J]. Reviews of

- Environmental Contamination & Toxicology, 2010, 144:1-93.
- [3] Muir D C G, Teixeira A C, Wania F. Empirical and modeling evidence of regional atmospheric transport of current-use pesticides[J]. Environmental Toxicology & Chemistry, 2004, 23(10):2421-2432.
- [4] Ensminger M, Bergin R, Spurlock F, et al. Pesticide concentrations in water and sediment and associated invertebrate toxicity in del puerto and orestimba creeks, california, 2007—2008[J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2011, 175(1/2/3/4):573-87.
- [5] Sangchan W, Huguenschmid T C, Ingwersen J, et al. Short-term dynamics of pesticide concentrations and loads in a river of an agricultural watershed in the outer tropics[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2012, 158(1):1-14.
- [6] 吴长兴, 赵学平, 吴声敢, 等. 丘陵地区水稻田使用毒死蜱对水体的污染及其生态风险[J]. 生态与农村环境学报, 2011, 27(3):108-112. WU Chang-xing, ZHAO Xue-ping, WU Sheng-gan, et al. Pollution of waterbody by Chlorpyrifos used in paddy rice field in hilly areas and its ecological risk[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2011, 27(3):108-112.
- [7] 沈咸军, 郝绪春. 480 g/L 毒死蜱乳油防治水稻田稻飞虱效果研究[J]. 现代农业科技, 2010, 16:152-154. SHEN Xian-jun, HAO Xu-chun. Study on effect of 480 g/L chlorpyrifos EC against rice planthopper in rice field[J]. Modern Agricultural Science and Technology, 2010, 16:152-154.
- [8] 朱文达, 郭嗣斌, 涂爱萍, 等. 48 %毒死蜱乳油对水稻纵卷叶螟的防治效果[J]. 华中农业大学学报, 2008, 27(1):56-58. ZHU Wen-da, GUO Si-bin, TU Ai-ping, et al. Efficacy of Chlorpyrifos 48 % EC against Cnaphalocrocis medinalis (Guenée) [J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2008, 27(1):56-58.
- [9] Rao J V, Rani C H S, Kavitha P, et al. Toxicity of Chlorpyrifos to the fish oreochromis mossambicus[J]. Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology, 2003, 70(5):985-992.
- [10] Var I, Serrano R, Pitarch E, et al. Toxicity and bioconcentration of Chlorpyrifos in aquatic organisms: Artemia parthenogenetica (crustacea), Gambusia affinis, and Aphanius iberus (piscis) [J]. Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology, 2000, 65(5):623-630.
- [11] 徐吉洋, 张文萍, 李少南, 等. 毒死蜱对六种淡水节肢动物的毒性与风险评价[J]. 生态毒理学报, 2014, 9(3):563-568. XU Ji-yang, ZHANG Wen-ping, LI Shao-nan, et al. Toxicity and risk of Chlorpyrifos to six species of freshwater arthropods[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2014, 9(3):563-568.
- [12] 王香兰, 周军英, 王蕾, 等. 长三角地区毒死蜱水生生物基准研究[J]. 农药, 2013, (3):181-184. WANG Xiang-lan, ZHOU Jun-ying, WANG Lei, et al. The aquatic organism criteria for Chlorpyrifos in the Yangtze river delta region[J]. Agrochemicals, 2013, (3):181-184.
- [13] 陈秋兰, 陈猛, 郑森林, 等. 毒死蜱、乙草胺、三氯杀螨醇对中肋骨条藻的单一和二元联合毒性效应[J]. 海洋环境科学, 2010, 29(6):874-878. CHEN Qiu-lan, CHEN Meng, ZHENG Sen-lin, et al. Individual and binarily-combined toxic effects of Chlorpyrifos, acetochlor and dicofol on Skeletonema costatum[J]. Marine Environmental Science, 2010, 29(6):874-878.
- [14] United States Environmental Protection Agency. National recommended water quality criteria, 2002[S]. 2002.
- [15] Lepper P. Towards the derivation of quality standards for priority substances in the context of the water framework directive[R]. Identification of Quality Standards for Priority Substances in the Field of Water Policy, 2002.
- [16] Department of the Environment. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality: Volume 1-the guidelines[R]. Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand and the Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, 2000.
- [17] Canadian Council of Ministers of the Environment. A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life 2007[R]. Winnipeg Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007.
- [18] OMEE, Water Management Policies Guidelines: Provincial water quality objectives of the ministry of the environment and energy[S]. Toronto, Ontario. 1994.
- [19] De P E V. Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning[J]. Revista Dental Press De Ortodontia E Ortopedia Facial, 1994, 14(3):75-82.
- [20] 陈波宇. 水生生物对毒死蜱的物种敏感度分布研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2011. CHEN Bo-yu, Species sensitive distribution for aquatic biota exposed to Chlorpyrifos[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2011.
- [21] 王香兰. 长江三角洲流域典型农药品种水生生物基准研究[D]. 南京信息工程大学, 2013. WANG Xiang-lan. Study on the aquatic organism criteria for the key pesticide in the Yangtze River Delta Region[D]. Nanjing University of Information Science & Technology, 2013.
- [22] 张聪, 宋超, 裴丽萍, 等. 太湖鱼体中重金属铬的浓度及风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(7):1254-1260. ZHANG Cong, SONG Chao, QIU Li-ping, et al. Content and risk assessment of chromium in fishes from Taihu Lake[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34(7):1254-1260.
- [23] 李翠梅, 张绍广, 姚文平, 等. 太湖流域苏州片区农业面源污染负荷研究[J]. 水土保持研究, 2016, 23(3):354-359. LI Cui-mei, ZHANG Shao-guang, YAO Wen-ping, et al. Study on agricultural nonpoint source pollution load of Taihu Lake basin in Suzhou[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2016, 23(3):354-359.
- [24] 李玉斌, 刘征涛, 冯流, 等. 太湖部分沉积物中多环芳烃生态风险评估[J]. 环境化学, 2011, 30(10):1669-1774. LI Yu-bin, LIU Zheng-tao, FENG Liu, et al. Ecological risk assessment of PAHs in the sediments from Taihu Lake[J]. Environmental Chemistry, 2011, 30(10):1669-1774.
- [25] 郭广慧, 吴丰昌, 何宏平, 等. 太湖水体多环芳烃生态风险的空间分布[J]. 中国环境科学, 2012, 32(6):1032-1039. GUO Guang-hui, WU Feng-chang, HE Hong-ping, et al. Spatial distribution of ecological risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in the

- surface waters of Taihu Lake[J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(6):1032-1039.
- [26] 孟 伟, 闫振广, 刘征涛. 美国水质基准技术分析与中国相关基准的构建[J]. *环境科学研究*, 2009, 22(7):757-761.
- MENG Wei, YAN Zhen-guang, LIU Zheng-tao. Analysis of guidelines for deriving water quality criteria in the United States and construction of related criteria in China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2009, 22(7):757-761.
- [27] 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 Feng-chang, MENG Wei, CAO Yu-jing, et al. Derivation of aquatic life water quality criteria for cadmium in freshwater in China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(2):172-184.
- [28] Wang X L, Tao S, Dawson R W, et al. Characterizing and comparing risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in a Tianjin wastewater-irrigated area[J]. *Environmental Research*, 2002, 90(3):201-206.
- [29] 蔡永久, 龚志军, 秦伯强. 太湖大型底栖动物群落结构及多样性[J]. *生物多样性*, 2010, 18(1):50-59.
- CAI Yong-jiu, GONG Zhi-jun, QIN Bo-qiang. Community structure and diversity of macrozoobenthos in Taihu Lake, a large shallow eutrophic lake in China[J]. *Biodiversity Science*, 2010, 18(1):50-59.
- [30] 倪 勇, 朱成德. 太湖鱼类志[M]. 上海:上海科学技术出版社, 2005.
- [31] 王金花, 陆贻通. 农药毒死鲢的生态风险及其微生物修复技术研究[J]. *环境污染与防治*, 2006, 28(2):125-128.
- WANG Jin-hua, LU Yi-tong. Progress in research on ecological risk of pesticide chlorpyrifos and its bioremediation[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2006, 28(2):125-128.
- [32] Feng K, Yu B Y, Ge D M, et al. Organo-chlorine pesticide (DDT and HCH) residues in the Taihu Lake Region and its movement in soil-water system: I. Field survey of DDT and HCH residues in ecosystem of the region[J]. *Chemosphere*, 2003, 50(6):683-687.
- [33] GonzLez R, Campillo J A, Leon V M. Influence of an intensive agricultural drainage basin on the seasonal distribution of organic pollutants in seawater from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain)[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 77(1-2):400-411.
- [34] 郭 强, 田 慧, 毛潇萱, 等. 珠江河口水域有机磷农药水生生态系统风险评价[J]. *环境科学*, 2014, 35(3):1029-1034.
- GUO Qiang, TIAN Hui, MAO Xiao-xuan, et al. Ecological risk assessment of organophosphorus pesticides in aquatic ecosystems of Pearl River estuary[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(3):1029-1034.
- [35] Lu J H, Wu L S, Newman J, et al. Degradation of pesticides in nursery recycling pond waters[J]. *Journal of Agricultural & Food Chemistry*, 2006, 54(7):2658-2663.
- [36] Robertson L N, Chandler K J, Stickley B D A, et al. Enhanced microbial degradation implicated in rapid loss of Chlorpyrifos from the controlled-release formulation suscon blue in soil[J]. *Crop Protection*, 1998, 17(1):29-33.