

水生生物对三唑磷的物种敏感度分布研究

陈波宇¹, 郑斯瑞², 牛希成¹, 赵劲松^{1*}

(1. 华中农业大学资源与环境学院, 农业部亚热带农业资源与环境重点开放实验室, 武汉 430070; 2. 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 210093)

摘要:针对水环境中日益严重的有机磷农药污染问题,选择广泛使用的三唑磷作为研究对象,利用其对水生生态系统中不同营养层次生物物种的半数效应浓度(median effective concentration, EC_{50}),建立了基于对数-逻辑斯蒂分布的水生生物物种敏感度分布(species sensitivity distribution, SSD)模型,并采用概率图和吻合度检验方法对该模型进行了检验和评价.结果表明,水生生物对三唑磷的 SSD 服从对数-逻辑斯蒂分布,其参数为 $\alpha = -0.4788 \pm 0.2381$, $\beta = 0.7546 \pm 0.1078$. 基于该 SSD 模型,获得三唑磷的 5% 危害浓度(hazardous concentration for 5% of the species, HC_5)值为 1.992×10^{-3} mg/L,并推导出三唑磷的最大浓度基准值(criteria maximum concentration, CMC)值为 9.96×10^{-4} mg/L. 对 HC_5 、CMC 与单一物种的安全浓度的比较研究指出,基于 SSD 方法制定环境质量标准更为严格,也更接近于真实的生态环境.另外,根据渤海莱州湾海域中三唑磷的监测数据,预测了其对物种的潜在影响比例(potentially affected fraction, PAF)为 0.36%,对该水域生态环境的影响处于较低风险水平.

关键词:物种敏感度分布; 三唑磷; 5% 危害浓度; 潜在影响比例; 生态风险评价

中图分类号:X171.5 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)04-1101-07

Species Sensitive Distribution for Aquatic Biota Exposed to Triazophos

CHEN Bo-yu¹, ZHENG Si-rui², NIU Xi-cheng¹, ZHAO Jin-song¹

(1. Key Laboratory of Subtropical Agriculture and Environment, Ministry of Agriculture, College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resources, School of the Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

Abstract: The increasing pollution of organophosphorus pesticides (OP) in water have been of concerns. Taking the widely used triazophos as the object, a species sensitivity distribution (SSD) model was developed using a log-logistic distribution based on the median effective concentrations (EC_{50}) of triazophos to aquatic species at various trophic levels, and then the model was tested and evaluated using probability plots and good-of-fit tests. The results showed that the SSD for aquatic biota exposed to triazophos was well fitted by a log-logistic distribution, which was totally determined by the two parameters, $\alpha = -0.4788$ and $\beta = 0.7546$, with standard error 0.2381 and 0.1078 respectively. Based on the SSD model, the hazardous concentration for 5% of the species (HC_5) and the criteria maximum concentration (CMC) of triazophos were 1.992×10^{-3} mg/L and 9.96×10^{-4} mg/L, respectively. Through comparing the HC_5 and CMC with the safe concentration for single-species, it could be found that environmental quality criteria derived from the SSD model was more strict, and closed to the real ecological environment. In addition, according to the reported data, the potentially affected fraction (PAF) of species exposed to triazophos in the Laizhou Bay (Bohai Sea, China) area was 0.36% predicted by the SSD model, and the corresponding risk might not be significant.

Key words: species sensitivity distribution (SSD); triazophos; hazardous concentration for 5% of the species (HC_5); potentially affected fraction (PAF); ecological risk assessment

随着工业与社会经济的快速发展,大量化学物质被合成与生产,并通过各种暴露途径最终释放到环境之中,对生态系统的结构和功能产生不可避免的影响^[1]. 由于不同生物代谢的差异,不同种属、不同品系、甚至同一种属与品系的不同个体,对化学物质的敏感程度往往存在量与质的差异^[2]. 在结构复杂的生态系统中,不同物种对某一胁迫因素(如有毒的化学物质)的敏感度服从一定的(累积)概率分布,因此,可以通过概率或者经验分布函数来描述不同物种对胁迫因素的敏感度差异,即物种敏感度分

布(species sensitivity distribution, SSD)^[3,4]. SSD 是一种制定污染物环境质量标准的重要方法,并应用于生态风险评价当中^[4].

20 世纪 70 年代末,美国环境保护署(U. S. EPA)在制定全国环境水质标准时第一次使用 SSD

收稿日期:2010-04-22;修订日期:2010-07-26
基金项目:国家自然科学基金项目(40601085);国家科技支撑计划项目(2008BADA7B01)
作者简介:陈波宇(1987~),女,硕士研究生,主要研究方向为农用化学品的生态风险评价,E-mail: cbycunt@163.com
* 通讯联系人, E-mail: jszhao@mail. hzau. edu. cn

代替了之前的专家判断法^[4]。随后几十年里,由于 SSD 具备方法简明、生态意义明确等优点,美国、加拿大、荷兰、丹麦、澳大利亚等一些国家在水、土壤、沉积物环境质量的制定和概率生态风险评价过程中都推荐使用 SSD^[4-8]。近年来,国外在保护水平选择^[9]、野外数据使用^[10]、混合物联合生态风险评价^[11]、分布类型假设和样本大小问题^[12]等方面的研究,大大促进 SSD 的发展。比较而言,国内关于 SSD 的研究较少,仍处在起步阶段。王印等^[13]构建了淡水生物对 DDT 和林丹的 SSD 曲线,针对不同生物类别计算 5% 危害浓度值 (hazardous concentration for 5% of the species, HC_5),在不同污染物浓度情况下评估不同生物类别的 PAF (potentially affected fraction),并利用 SSD 曲线分析比较 DDT 和林丹对于不同生物类别的毒性差异及特点。刘良等^[14]构建了淡水生物对 8 种常见多环芳烃的 SSD 曲线,计算 HC_5 和 PAF,分析主要淡水生物对多环芳烃的敏感性差异及其特征,并探讨了我国典型水体多环芳烃污染的生态风险。目前,相关研究均围绕持久性有机污染物展开,对于有机磷农药等大量使用的农用化学品的物种敏感度研究则少见报道。

有机磷化学品种类繁多,全世界有机磷农药的品种超过 150 种。我国每年生产的农药中,80% 为有机磷农药。从 20 世纪 70 年代起,有机磷杀虫剂的使用量逐年上升^[2],加之部分有机磷农药具有潜在的内分泌干扰活性及在环境中的可持久性,因此,这类化合物对生态环境,尤其对水生生态环境造成的负面影响日益受到重视^[15]。相关的大量研究主要集中于有机磷农药对生物的生态毒性、乙酰胆碱酯酶活性的抑制等,以及有机磷农药环境分析与生物监测^[16-18]等方面。然而,有机磷农药对水生生态系统带来的风险研究还很少开展,并且我国尚未建立其针对保护水生生态系统的结构和功能的水生态基准。

本研究选取三唑磷 (triazophos) 作为对象,其化学名为 *O*, *O*-二乙基-*O*-1-苯基-1,2,4-三唑-3-硫代磷酸酯,主要用于防治水稻、果树、蔬菜等作物上的多种害虫,也用作水产养殖清塘剂,容易导致水域生态环境污染并对水生生物造成负面影响。本研究拟在三唑磷对水生生态系统中不同营养级物种的生态毒性终点数据基础上,构建水生生态系统中不同物种对三唑磷的 SSD 模型,确定水生生态系统中潜在的受影响物种的比例,并在一定环境质量目标下确

定相应的最大环境危害浓度,以期为环境保护机构对受污染水环境进行快速、科学的生态风险评价,以及建立合理、安全的水生态基准提供理论依据和方法支持。

1 材料与方法

1.1 数据获取与处理

本研究采用的数据来源于已发表的文献 (见表 1)。选取实验室环境下测试方法遵循或接近国家或国际标准所获得的数据,以保证数据的可靠性。由于缺乏三唑磷对水生生物的慢性毒性数据,本研究使用急性毒性试验的半数效应浓度 (median effective concentration, EC_{50}) 构建 SSD 模型。对于同一物种存在多个急性毒性数据的情况,采用浓度的几何平均值作为该物种的毒性数据^[9]。

1.2 SSD 模型的建立与质量评价

目前 SSD 模型的建立仍然没有统一的方法和程序。本研究基于对数-逻辑斯蒂分布建立 SSD 模型。通常,对数-逻辑斯蒂分布可以较好地拟合物种敏感度数据,并可获得较为保守的 HC_5 。

对数-逻辑斯蒂分布函数的表达式为:

$$Y = 1 / \{1 + \exp[(\alpha - X) / \beta]\}$$

式中, Y 为累积概率; X 为毒性数据的对数变换值; α 和 β 为函数的 2 个参数。累积分布函数确定后,便可得到 SSD 曲线。

SSD 模型建立后,需对其质量进行评价。目前常用的统计学方法有概率图 (probability plots) 和吻合度检验 (goodness-of-fit tests)。概率图是对污染物的毒理学终点数据进行经验概率估计,检验其与构造出的模型理论曲线的符合程度。常用的概率图有直方图^[44]和 Q-Q 图^[45]。吻合度检验则应用不同的统计量检验随机样本来源于特定总体的原假设是否成立。常用的吻合度检验有 χ^2 检验、Kolmogorov-Smirnov 检验和 Anderson-Darling 检验^[46]。其中后两者适用于连续分布的吻合度检验,而 χ^2 检验也适用于离散分布。

模型建立、检验、PAF、 HC_5 的获取均使用统计软件 R 2.9.2^[47]完成。

2 结果与分析

2.1 参数估计及 SSD 曲线拟合

SSD 构建中使用的毒性试验终点数据 (通常选用 EC_{50} 或 NOEC) 主要来源于已有的数据库,如 U. S. EPA 的 ECOTOX (<http://www.epa.gov/ecotox>)

表 1 三唑磷急性毒性数据¹⁾
Table 1 Acute toxic data of triazophos

生物名称	物种名	EC ₅₀ /mg·L ⁻¹		文献
		48 h	96 h	
鱼腥藻	<i>Anabaena flos-aquae</i>	—	12.620 0	[19]
日本鳗鲡苗	<i>Anguilla japonica</i>	0.090 0	—	[20]
婆罗异剑水蚤	<i>Apocyclops borneoensis</i>	0.006 8	—	[21]
卤虫	<i>Artemia salina</i>	0.800 0	—	[22]
大弹涂鱼	<i>Boleophthalmus pectinirostris</i>	0.009 0	—	[20]
斑马鱼	<i>Brachydanio rerio</i>	7.414 2	6.404 8	[23,24]
中华大蟾蜍蝌蚪	<i>Bufo gargarizans</i>	5.090 0	5.090 0	[25]
黑眶蟾蜍蝌蚪	<i>Bufo melanostictus</i>	3.070 0	1.700 0	[26]
泥螺	<i>Bullacta exarata</i>	0.876 0	0.368 0	[27]
小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	0.024 0	—	[22]
麦瑞加拉鲮鱼幼鱼	<i>Cirrhinus mrigala</i>	0.065 0	0.050 0	[28]
淡水鲟	<i>Colossoma brachypomum</i>	—	0.060 0	[29]
草鱼幼鱼	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1.730 0	1.500 0	[30]
鲤鱼	<i>Cyprinus carpio</i>	1.550 2	0.993 0	[31,32]
大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	13.810 0	—	[33]
脊尾白虾	<i>Exopalaemon carinicauda</i>	0.008 9	0.001 0	[34]
泽陆蛙蝌蚪	<i>Fejervarya multistriata</i>	8.000 0	6.430 0	[35]
鲈鱼	<i>Lateolabrax japonicus</i>	0.082 0	0.031 0	[20]
梭鱼	<i>Liza haematocheila</i>	0.004 4	0.002 9	[20]
日本大眼蟹	<i>Macrophthalmus japonicus</i>	0.520 0	0.270 0	[34]
铜绿微囊藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>	—	13.470 0	[19]
泥鳅	<i>Misgurnus dabryanus</i>	4.851 0	3.771 0	[36]
彩虹明樱蛤	<i>Moerella iridescens</i>	1.185 0	1.049 0	[27]
黄鳝初孵仔鱼	<i>Monopterus albus</i>	0.420 0	0.250 0	[37]
黄鳝	<i>Monopterus albus</i>	0.440 0	0.320 0	[37]
厚壳贻贝幼贝	<i>Mytilus coruscus</i>	103.518 0	97.150 0	[38]
胭脂鱼幼鱼	<i>Myxocyprinus asiaticus</i>	0.075 0	0.049 0	[39]
中国对虾无节幼体	<i>Penaeus chinensis</i>	1.250 0	—	[34]
中国对虾仔虾	<i>Penaeus chinensis</i>	0.001 6	—	[34]
长毛对虾	<i>Penaeus penicillatus</i>	0.053 0	0.008 6	[34]
南美白对虾	<i>Penaeus vannamei</i>	0.003 2	0.001 1	[22]
麦穗鱼	<i>Pseudorasbora parva</i>	—	0.008 0	[29]
泽蛙蝌蚪	<i>Rana limnocharis</i>	7.508 7	5.558 9	[40~42]
泥蚶	<i>Tegillarca granosa</i>	21.000 0	10.200 0	[22]
日本虎斑鲷水蚤	<i>Tigriopus japonicus</i>	0.016 3	—	[21]
尼罗罗非鱼	<i>Tilapia nilotica</i>	0.040 0	0.035 0	[43,29]

1) — 表示数据未获得

与 OPP 农药生态毒性数据库 (<http://www.ipmcenters.org/ECotox/index.cfm>), 以及 PAN 农药数据库 (<http://www.pesticideinfo.org/>) 等. 然而, 上述多个数据库都未收录三唑磷对水生生物的毒性数据, 因此本研究所用数据来源于现有文献. 表 1 给出所能收集到的三唑磷对水生生物的 32 个 48 h 和 27 个 96 h 急性毒性数据, 涉及的水生生物物种包含两栖类、甲壳类、鱼类、软体动物类、浮游植物类、浮游动物类.

利用三唑磷对水生生物 48 h 急性毒性数据, 应用极大似然法得到基于对数-逻辑斯蒂分布的 SSD

模型参数: $\alpha = -0.478\ 8 \pm 0.238\ 1$, $\beta = 0.754\ 6 \pm 0.107\ 8$. 根据所获得的参数, 得到累积分布函数图, 即 SSD 曲线, 它可直观地表示不同水生生物对三唑磷敏感度分布情况, 见图 1. 从中可以看出, 甲壳类生物、浮游生物以及一些鱼类处于 SSD 曲线的下尾部, 对三唑磷表现出较强的敏感性, 其中中国对虾 (*P. chinensis*) 仔虾是对三唑磷最敏感的物种, 其次是南美白对虾 (*P. vannamei*)、梭鱼 (*L. haematocheila*)、婆罗异剑水蚤 (*A. borneoensis*) 等. 而两栖类、贝类和高等鱼类等物种多处于 SSD 曲线的上部, 对三唑磷表现出较强的耐受性.

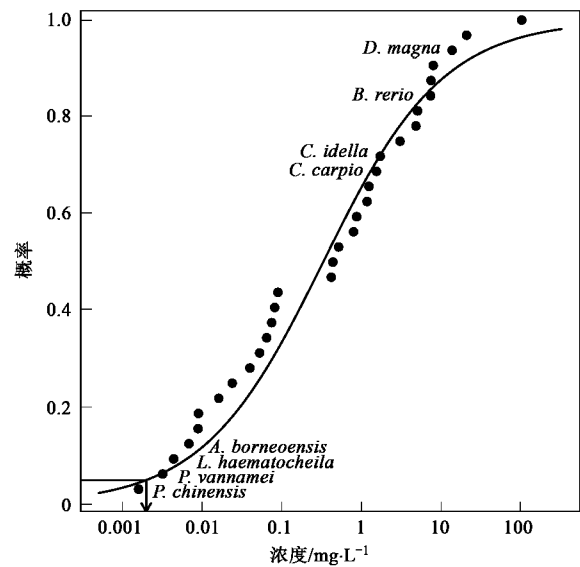


图 1 水生生物对三唑磷的 SSD 曲线

Fig. 1 SSD curve for aquatic species to triazophos

2.2 SSD 模型检验

2.2.1 概率图检验

图 2 中给出了三唑磷对水生生物的经对数变换后的急性毒性数据直方图以及相应的概率密度图,从中可以看出,急性毒性数据的对数值呈现钟形分布,基本符合对数-逻辑斯蒂分布.从 Q-Q 图(图 3)上也可以很直观地看到急性毒性数据的对数值均在理论分布直线附近,表明其符合对数-逻辑斯蒂分布.建立的 SSD 模型较好地反映了水生生物对三唑磷的敏感度分布.

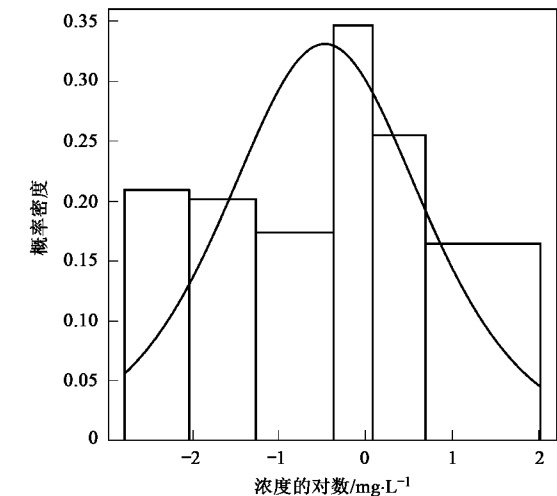


图 2 毒性数据直方图与拟合的概率密度曲线

Fig. 2 A histogram and fitted density plot of toxicity data

2.2.2 吻合度检验

表 2 中给出了使用 3 种吻合度检验方法: χ^2 检

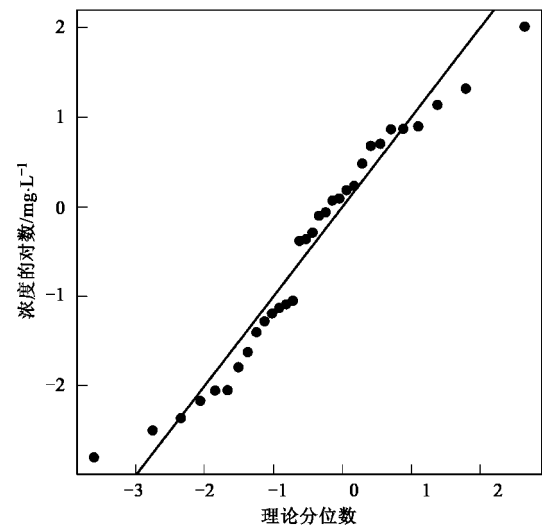


图 3 毒性数据的对数-逻辑斯蒂分布的 Q-Q 图

Fig. 3 A Q-Q plot of toxicity data versus fitted log-logistic distribution

验、Kolmogorov-Smirnov 检验和 Anderson-Darling 检验对所建立的 SSD 模型的检验结果.从吻合度检验的结果可以看出,使用的 3 种方法均不拒绝原假设,因此认为水生生态系统中的各营养级物种对三唑磷的敏感度符合初始假定的分布型.

表 2 SSD 模型的拟合优度检验

Table 2 Goodness-of-fit of the SSD model		
检验类型	统计量	概率
χ^2 检验	$\chi^2_3 = 2.664$	$p = 0.446$
Kolmogorov-Smirnov 检验	$D = 0.117$	$p = 0.730$
Anderson-Darling 检验	$A^2 = 0.481$	$p > 0.050$

为了验证基于 48 h 急性毒性数据建立 SSD 模型的有效性,利用表 1 中给出的三唑磷对水生生物的 96 h 急性毒性数据,对已建立 SSD 模型进行了验证.将 96 h 毒性数据作为一个样本,利用 Kolmogorov-Smirnov 检验得到统计量 $D = 0.1353$, $p = 0.6573$,因此,认为 96 h 毒性数据所表示的物种敏感度可由所获得的 SSD 描述,同时也说明了所获得的模型具有较好的适应性.

2.3 HC₅ 和 PAF 的估算

SSD 的应用一般分为正向和反向 2 种^[4].反向应用在图 1 中用从概率出发的箭头表示,确定最大环境危害浓度阈值,为制定环境质量标准提供理论依据,通常取值 HC₅.在该浓度下受到影响物种不超过总物种数的 5% 或者达到 95% 保护水平,并认为高于 HC₅ 的浓度会引发重大生态风险.根据已经确定的对数-逻辑斯蒂累积分布函数,计算出三唑磷对水生生物的 HC₅ 值为 1.992×10^{-3} mg/L.

正向应用与图 1 中箭头方向相反,估算生态系统所有物种在胁迫因素特定剂量水平下受到的潜在影响的比例,用以表征生态系统的生态风险,为制定环境政策和污染控制措施提供参考.国内对于三唑磷在水体环境中的浓度的研究鲜见报道,王凌^[48]对渤海莱州湾海域中有机磷农药的浓度进行监测,获得三唑磷浓度为 19.5 ng/L.依据所获得的 SSD 模型,其对应的 PAF 值为 0.36%,即在该浓度下有不超过 0.36% 的物种受到危害,造成的生态风险小.

3 讨论

处于水生生物对三唑磷的 SSD 曲线下尾部的物种多数位于食物链营养级的底层,它们为较高营养级的生物提供食物和营养,对维持整个水生生态系统的平衡和稳定起着至关重要的作用.本研究中三唑磷对水生生物的 HC_5 值,略高于中国对虾仔虾的 EC_{50} 值.也就是说,在 5% 受影响的比例下,中国对虾仔虾和其它更为敏感的物种会受到危害,这会对整个水生生态系统造成负面影响.

在我国现有水质标准的制定过程中通常选用藻类、大型溞 (*D. magna*) 和斑马鱼 (*B. rerio*) 等作为受试生物来获得毒性数据^[49].然而,在本研究中,鲤鱼 (*C. carpio*)、草鱼 (*C. idella*)、斑马鱼、大型溞等标准实验生物均处于 SSD 曲线上部(图 1),即属于对三唑磷较不敏感的物种.若只参考这些生物的生态毒性结果制定水质标准,而忽略了敏感性较高的物种,将会对水生生态系统造成较大的影响.

由于三唑磷在欧洲已经禁用,在美国的使用和工业产量不高,因此国际上几乎没有各类水体中三唑磷的限值标准;在我国水质标准中也不含三唑磷的浓度限值.根据 U. S. EPA“推导保护水生生物及其用途的国家水质基准的技术指南”,通过所获得 HC_5 可以推导出最大浓度基准值(criteria maximum concentration, CMC),即 $CMC = HC_5/2$ ^[50,51],则本研究中三唑磷的 CMC 值为 9.96×10^{-4} mg/L.它可作为制定三唑磷短期水生态基准的参考依据,适用于偶发的环境污染事故.三唑磷在环境中以低浓度持续暴露也会对生态系统造成影响,因此要建立完善的三唑磷水生态基准还需要受试生物的慢性毒理学数据.

除 CMC 以外,安全浓度通常亦作为三唑磷进入水体的长期限量标准.安全浓度是指长期、连续接触仍对生物的生存、生长、繁殖都无不良影响的毒物浓度,一般都是由 EC_{50} 依据经验公式计算获得^[37].

已有研究获得的三唑磷对泽蛙 (*R. limnocharis*) 蝌蚪^[41]、泥螺 (*B. exarata*)、彩虹明樱蛤 (*M. iridescens*)^[27] 和瑞加拉鲮鱼 (*C. mrigala*) 幼鱼^[28] 的安全浓度分别为 0.298 0、0.036 8、0.104 9 和 0.005 0 mg/L,均高于根据三唑磷 SSD 模型推导出 HC_5 和 CMC.因此,若将其中的任一物种的安全浓度作为三唑磷在水体中的限值标准是不合理的.此外,由于安全浓度通常是针对单一物种,物种的选择会对三唑磷的安全浓度产生显著的影响.而 SSD 以来自不同营养层次上物种毒性测试数据为基础,因此依据 SSD 方法制定的环境质量标准具有良好的生态特性,也更接近于真实的生态环境.

依据渤海莱州湾海域中三唑磷的监测数据,预测得到的三唑磷的 PAF 表征了该水域生态系统遭受的风险很小.事实上,生态风险评价的开展需要遵循一套完整的框架体系或方法,例如目前广泛应用的 1998 年 U. S. EPA 颁布的“生态风险评价指南”提出生态风险评价“三步法”.它包括问题形成、分析和风险表征,同时要求在正式的科学评价之前制定一个总体规划,以明确评价目的^[6,52].如按上述方法进行三唑磷水生生态风险评价还需更多的数据.然而,SSD 依靠统计模型以概率的方式表征风险,便于风险管理,在生态风险评价中仍然得到了广泛的应用.

此外,本研究中使用测试终点 EC_{50} 构建 SSD,然而化学物质除了毒理学效应以外,还对生态系统的丰度、生产量和持久性产生影响等.单纯基于毒理学终点的 SSD 模型尚不能反映该类影响.因此,建立基于生态学数据的 SSD 模型将有助于生态风险评价的实施.

4 结论

(1)通过对当前文献资料中的三唑磷对水生生物急性毒性数据的收集、整理、分析和研究,构建了基于对数-逻辑斯蒂分布的水生生物 SSD 模型,并对其进行了检验和评价,从整个水生生态系统角度看,三唑磷主要对处于较低营养级生物构成威胁.

(2)根据建立的 SSD 模型,预测三唑磷的 HC_5 值为 1.992×10^{-3} mg/L,并推导出三唑磷的 CMC 值为 9.96×10^{-4} mg/L.通过 CMC 与单一物种的安全浓度的比较可以看出,若依据 SSD 方法制定的环境质量标准则更为严格,也更接近于真实的生态环境.

(3)以渤海莱州湾海域水体环境中的有机磷农药为例,预测出三唑磷的 PAF 为 0.36%,简单地表

征了该水域生态系统的生态风险很小。

(4)在对生态环境日益重视的契机下,将 SSD 应用到环境质量的制定与生态风险评价中,使其在我国生态环境管理工作中发挥更大的作用。

参考文献:

- [1] Newman M C, Unger M A. Fundamentals of ecotoxicology [M]. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 2002.
- [2] 王连生. 有机污染化学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2004. 810-893.
- [3] Vighi M, Finizio A, Villa S. The evolution of the environmental quality concept: From the US EPA Red Book to the European Water Framework Directive [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2006, **13**(1): 9-14.
- [4] Posthuma L, Suter II G W, Traas T P. Species sensitivity distributions in ecotoxicology [C]. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 2002.
- [5] U.S. EPA. Technical basis for deriving sediment quality criteria for nonionic organic contaminants for the protection of benthic organisms by using equilibrium partitioning [R]. Washington DC: Office of Water, United States Environmental Protection Agency, 1993.
- [6] U. S. EPA. Guidelines for ecological risk assessment [R]. Washington DC: National Center for Environmental Assessment, U. S. Environmental Protection Agency, 1998.
- [7] CCME. A protocol for the derivation of environmental health and human health soil quality guidelines [R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1996.
- [8] CCME. Canadian environmental quality guidelines [R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999.
- [9] Raimondo S, Vivian D N, Delos C, *et al.* Protectiveness of species sensitivity distribution hazard concentrations for acute toxicity used in endangered species risk assessment [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2008, **27**(12): 2599-2607.
- [10] Kwok K W H, Bjorgeseter A, Leung K M Y, *et al.* Deriving site-specific sediment quality guidelines for Hong Kong marine environments using field-based species sensitivity distributions [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2008, **27**(1): 226-234.
- [11] Schuler L J, Rand G M. Aquatic risk assessment of herbicides in freshwater ecosystems of south Florida [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2008, **54**(4): 571-583.
- [12] Newman M C, Ownby D R, Mézin L C A, *et al.* Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, **19**(2): 508-515.
- [13] 王印, 王军军, 秦宁, 等. 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, 2009, **29**(11): 2407-2414.
- [14] 刘良, 颜小品, 王印, 等. 应用物种敏感性分布评估多环芳烃对淡水生物的生态风险 [J]. 生态毒理学报, 2009, **4**(5): 647-654.
- [15] Zhao J S, Wang B, Dai Z X, *et al.* 3D-quantitative structure-activity relationships study of organophosphate compounds [J]. Chinese Science Bulletin, 2004, **49**(3): 240-245.
- [16] 赵劲松. 部分有机磷化合物的定量构效关系研究 [D]. 南京: 南京大学, 2005.
- [17] 刘勇, 付荣恕, 任宗明. 2 种有机磷农药联合胁迫下日本青鳉的逐级行为响应 [J]. 环境科学, 2010, **31**(5): 1328-1332.
- [18] 陈向强, 何苗, 蔡强, 等. 检测水中有机磷农药的酶传感器 [J]. 环境科学, 2006, **27**(8): 1627-1630.
- [19] 秦文弟, 钟仙龙. 有机磷农药对鱼腥藻和铜绿微囊藻的急性毒性效应 [J]. 江苏农业科学, 2006, (4): 189-192.
- [20] 金彩杏, 丁跃平, 刘士忠, 等. 三唑磷农药对鲈鱼等鱼类的急性毒性试验 [J]. 水产科技情报, 2002, **29**(4): 156-158.
- [21] 李磊, 郭东晖, 朱小明. 三唑磷和乙酰甲胺磷对海洋桡足类的急性毒性研究 [J]. 厦门大学学报, 2008, **47**(4): 602-606.
- [22] 周常义, 池信才, 黄成, 等. 三唑磷对四种水生生物的毒性及安全评价研究 [J]. 台湾海峡, 2003, **22**(3): 319-324.
- [23] 丁中海, 杨怡, 金洪钧, 等. 三种农药对斑马鱼的急性毒性和生物浓缩系数 [J]. 应用生态学报, 2004, **15**(5): 888-890.
- [24] 赵于丁, 王冬兰, 来有鹏, 等. 一些常用农药对斑马鱼的毒性与安全评价 [J]. 农药科学与管理, 2008, **29**(8): 25-29.
- [25] 熊艳, 万丽娟. 三唑磷和多效唑及其混合对中华大蟾蜍蝌蚪的急性毒性 [J]. 南昌大学学报(理科版), 2005, **29**(5): 493-496.
- [26] 施利祥, 薛清清, 陈承华, 等. 乐果和三唑磷对黑眶蟾蜍蝌蚪的急性毒性研究 [J]. 宁德师专学报(自然科学版), 2008, **20**(2): 720-721, 821.
- [27] 王志铮, 付锋勇, 袁桂铮, 等. 3 种常见农药对泥螺、彩虹明樱蛤的急性毒性 [J]. 浙江海洋学院学报(自然科学版), 2007, **26**(2): 132-136.
- [28] 施建军, 庄海兵, 王志铮, 等. 3 种常见有机磷农药对麦瑞加拉鲢鱼幼鱼的急性毒性 [J]. 浙江海洋学院学报(自然科学版), 2006, **25**(2): 129-132.
- [29] 李少南. 甲基异柳磷和三唑磷对几种淡水鱼的毒性比较 [J]. 环境污染与防治, 1998, **20**(3): 13-14.
- [30] 谢文平, 马广智, 赖子尼. 氯氰菊酯和有机磷农药对草鱼鱼种急性及联合毒性 [J]. 水利渔业, 2006, **26**(1): 98-100.
- [31] 陈良燕, 龚瑞忠, 陈锐. 三唑磷农药对三种非靶生物的毒性和安全评价研究 [J]. 农药科学与管理, 1998, (2): 10-13.
- [32] 孙长恩, 顾爱国, 高巍. 三唑磷对鲤鱼的急性毒性和生物富集性研究 [J]. 江苏农业科学, 2007, (2): 213-216.
- [33] 谭亚军, 李少南, 吴小毛. 几种杀虫剂对大型蚤的慢性毒性 [J]. 农药学报, 2004, **6**(3): 62-66.
- [34] 丁跃平, 金彩杏, 郭远明, 等. 三唑磷对海水虾类、蟹类的急性毒性试验 [J]. 浙江海洋学院学报(自然科学版), 2002,

21(2): 116-118.

[35] 连迎. 敌敌畏和三唑磷对泽陆蛙蝌蚪的生态毒理学效应的研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2007.

[36] 刘鉴章, 刘慧君. 阿维菌素和三唑磷对泥鳅的急性毒性研究[J]. 农药科学与管理, 2009, 30(5): 27-29.

[37] 隗黎丽. 三唑磷对黄鳝毒性效应的研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2004.

[38] 王志铮, 周光锋, 朱荟瑾, 等. 3 种有机磷农药对厚壳贻贝幼贝的急性毒性研究[J]. 渔业科学进展, 2009, 30(1): 103-107.

[39] 陈昕, 胡石柳. 几种常见农药对胭脂鱼幼鱼的急性毒性研究[J]. 江西水产科技, 2008, (4): 20-23.

[40] 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, 2008, 18(5): 26-29, 48.

[41] 念宇, 杨再福, 魏倩倩. 三唑磷、敌百虫和吡虫啉对泽蛙蝌蚪的毒性研究[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(18): 8538-8540.

[42] 王冬兰, 余向阳, 张存政, 等. 阿维菌素与吡虫啉、三唑磷对泽蛙蝌蚪的毒性研究[J]. 江苏农业科学, 2008, (2): 203-205.

[43] Tarzwell C M, Henderson C. Toxicity of less common metals to fishes[J]. Industrial Wastes, 1960, (5): 12.

[44] D'Agostino R B. Graphical analysis[A]. In: D'Agostino R B, Stephens M A. Goodness-of-fit techniques[C]. New York, NY: Marcel Dekker, 1986. 7-62.

[45] Michael J R, Schucany W R. Analysis of data from censored samples[A]. In: D'Agostino R B, Stephens M A. Goodness-of-fit techniques[C]. New York, NY: Marcel Dekker, 1986. 461-496.

[46] Stephens M A. Tests based on EDF statistics [A]. In: D'Agostino R B, Stephens M A. Goodness-of-fit techniques[C]. New York, NY: Marcel Dekker, 1986. 97-193.

[47] R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing [CP/OL]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2009. <http://www.R-project.org>.

[48] 王凌. 海洋环境中典型有机磷污染物分析及其生态效应研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2006.

[49] 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.

[50] U.S. EPA. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses[R]. Washington DC: U. S. Environmental Protection Agency, 1985.

[51] 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.

[52] 毛小琴, 倪晋仁. 生态风险评价研究述评[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2005, 41(4): 646-654.