

25%噻嗪酮可湿性粉剂对稀有鮡鲫 (*Gobiocypris rarus*) 的急性毒性及生物富集性

严 虎^{1,2}, 商照聪^{1,2}, 舒耀皋^{1,2*}

(1.上海化工研究院检测中心, 上海 200062; 2. 上海化学品公共安全工程技术研究中心, 上海 200062)

摘 要:为评价杀虫剂噻嗪酮对我国特有物种稀有鮡鲫的影响, 采用了静态法测定了25%噻嗪酮可湿性粉剂对稀有鮡鲫的急性毒性和生物富集性。结果表明, 25%噻嗪酮可湿性粉剂对稀有鮡鲫的96 h-LC₅₀大于有效成分浓度100 mg·L⁻¹; 选择有效成分浓度1和10 mg·L⁻¹进行生物富集试验, 连续暴露8 d的富集系数(BCF_{8d})分别为470.6和53.7。根据化学农药环境安全评价试验准则, 噻嗪酮(25%可湿性粉剂)对稀有鮡鲫的毒性为低毒, 富集等级为中等富集性。研究表明, 噻嗪酮低浓度暴露的富集系数远大于高浓度暴露, 并且在低浓度的水体暴露下, 稀有鮡鲫体内的噻嗪酮浓度接近于高浓度的水体暴露。在使用噻嗪酮时应注意其使用范围和施用量, 避免通过食物链富集对人体健康造成危害。

关键词: 噻嗪酮; 稀有鮡鲫; 生物富集

中图分类号: S931.3

文献标识码: A

文章编号: 1672-352X(2019)06-0950-06

Acute toxicity and bioconcentration of 25% buprofezin wettable powder (WP) on rare minnow (*Gobiocypris rarus*)

YAN Hu^{1,2}, SHANG Zhaocong^{1,2}, SHU Yaogao^{1,2}

(1. Testing Centre, Shanghai Research Institute of Chemical Industry, Shanghai 200062;

2. Shanghai Engineering Research Center of Chemical Public Safety, Shanghai 200062)

Abstract: In order to evaluate the effect of buprofezin on the endemic species of rare minnow in China, acute toxicity and bioconcentration of 25% buprofezin WP on rare minnow were measured by the static method. The results showed that: the 96 h-LC₅₀ of 25% buprofezin WP to rare minnow was greater than the active ingredient concentration of 100 mg·L⁻¹; the 8 days' bioconcentration factors (BCF_{8d}) of 25% buprofezin WP to rare minnow were 470.6 and 53.7 at the active ingredient concentration of 1 and 10 mg·L⁻¹, respectively. According to the Environmental Safety Evaluation Test Guideline of Chemical Pesticides, 25% buprofezin WP is low toxicity and moderate enrichment to rare minnow. The results obtained in this study showed that the BCF of buprofezin at low concentration was much higher than that at high concentration. And the buprofezin concentration in rare minnow at low concentration was close to that at high concentration. The use range and dosage of buprofezin should be noticed to avoid health risks through food chain.

Key words: buprofezin; rare minnow; bioconcentration

噻嗪酮(Buprofezin)是二嗪类昆虫生长调节剂, 通过抑制昆虫体内几丁质的合成和干扰新陈代谢, 致使若虫蜕皮畸形或翅畸形而缓慢死亡^[1]。2007年EPA对噻嗪酮的残留限量(MRL)进行了多次修正与限定, 目前规定在作物上的残留限量值从0.05~

80.00 mg·kg⁻¹不等(40 CFR180.511), 在动物产品油脂、肝脏、肉产品上的限定值为0.05 mg·kg⁻¹, 在牛奶上的限定值为0.01 mg·kg⁻¹ [2]。2017年, 欧盟发布法规(EU)2017/360, 禁止将噻嗪酮应用到可食用作物中, 因其在加工条件下会代谢为致癌物质苯

收稿日期: 2018-11-15

基金项目: 上海化工研究院科研计划项目(N307-2016jczx-01)资助。

作者简介: 严 虎, 工程师。E-mail: yh@ghs.cn

* 通信作者: 舒耀皋, 高级工程师。E-mail: syg@ghs.cn

胺^[3]。近年来,有关噻嗪酮的研究主要侧重于靶标昆虫及所应用的农作物,如药理药效^[4-6]、抗性研究^[7-8]、作物中的残留^[9-11]等,对于水生生物的毒性和富集性研究很少。然而农药会通过沉降、地表径流等途径进入水环境,对水生生态系统造成影响,同时通过食物链富集对人体健康也存在危害^[12-14]。

在研究农药对水生生物的影响时,鱼类作为水中的顶级脊椎动物,在生态毒理学研究中占有重要地位,目前 ISO、OECD 等组织发布的测试导则中常用的鱼类模式生物是斑马鱼^[15]。随着我国农药登记管理制度和新化学品环境管理制度的初步建立,由于不同区域、不同生态系统的生物对化学品的敏感性可能不同,鱼类模式生物的本土化对于我国水生环境保护以及标准化战略有着重要意义^[16]。2003 年我国颁布了《新化学物质环境管理办法》^[17](国家环境保护总局令第 17 号),其中第八条规定“新化学物质的生态毒理学数据必须包括在中国境内用中国的供试生物完成的测试数据”,指定稀有鮡鲫为首选的本土模式生物。稀有鮡鲫是一种中国特有的小型鲤科鱼类,从 1990 年开始,中国科学院水生生物研究所培育新的试验鱼为目的,对其开展了系列的试验动物化研究^[18]。近些年,对于稀有鮡鲫在遗传学、神经发育、性腺发育等领域的研究在不断开展^[19-22],同时稀有鮡鲫也不断应用于毒理学研究^[23-27]。目前,关于化学物质对稀有鮡鲫在单一生长阶段或多个生长阶段的急性毒性效应研究较多^[28-30],但农药在稀有鮡鲫体内富集效应的研究还鲜见报道。因此,作者采用稀有鮡鲫为供试生物,研究了噻嗪酮对稀有鮡鲫的急性毒性及生物富集性,以期稀有鮡鲫成为国际通用模式物种提供理论数据支持,也为噻嗪酮的环境风险评价和安全使用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试剂与仪器

25%噻嗪酮可湿性粉(江阴市农药二厂有限公司),噻嗪酮标准品(AccuStandard),丙酮(HPLC,上海安谱科学仪器有限公司),乙腈(HPLC,上海安谱科学仪器有限公司),甲酸(HPLC,上海安谱科学仪器有限公司),无水硫酸钠($\geq 99.0\%$,国药集团化学试剂有限公司)。

液质联用仪(Agilent 1290/AB 4500 QTRAP),分析电子天平(METTLER TOLEDO, ME204E),便携式水质分析仪(WTW, Multi 3420),超纯水仪(Merck, Synergy UV),高速离心机(湘仪离心机仪器有限公司, H2050R 型)。

1.2 受试生物

稀有鮡鲫(*Gobiocypris rarus*):购自中科院水生生物研究所并于 2016 年 9 月 7 日收到,用于试验之前,在本试验室中驯养了 28 d,死亡率为 1.1%。随机取 15 尾鱼测量体长体重,体长为 2.1~2.8 cm,平均体重为 0.120 6 g·尾⁻¹。

1.3 试验条件

试验期间,试验用水为经过砂滤器、炭滤器、微滤器、紫外灯消毒和曝气后的自来水,光照为每天 12 h(灯光+自然光),水硬度为 113 mg·L⁻¹(以 CaCO₃ 计),水温为 21.6~23.1℃,溶解氧浓度为 6.42~8.68 mg·L⁻¹,pH 为 7.115~8.235。

1.4 仪器分析方法

色谱条件:色谱柱为 Agilent Zorbax C₁₈ 柱, 2.1×50 mm, 1.8 μm;柱温 40℃;进样量 5 μL;流速 0.4 mL·min⁻¹;流动相为乙腈(加 0.1%甲酸)/水(80/20);保留时间 0.8~1.0 min。

质谱条件:ESI 正离子,MRM 模式,监测离子对:Q1306/Q3201;CUR:40;CAD:Medium;IS:5 500 V;TEM:150℃;GS1:40;GS2:40;DP:40;EP:10;CXP:10;CE:15。

1.5 水体添加回收率

采用 25%噻嗪酮可湿性粉剂配制有效成分浓度 1 000 mg·L⁻¹的水溶液作为母液,用水稀释,得到有效成分浓度为 0.1、1.0 和 10.0 mg·L⁻¹的水溶液,分别取水样 0.5 mL,转入 10 mL 容量瓶中,用丙酮定容,过 0.22 μm 有机相滤膜(尼龙),进样分析。

1.6 鱼体添加回收率

鱼体研磨粉碎后,分别称取 0.5 g 转入离心管,按添加浓度为有效成分浓度 10、100 和 1 000 mg·kg⁻¹添加母液,静置约 1 h 后,依次加入 5 g 无水硫酸钠和 15 mL 丙酮,40℃密闭超声 30 min,7 000 r·min⁻¹下离心 5 min,收集上清液,重复加入 15 mL 丙酮超声离心 2 次,收集 3 次离心液于 50 mL 容量瓶中,丙酮定容,摇匀后过 0.22 μm 有机相滤膜,分别用丙酮稀释 5、50 和 500 倍后待测。

1.7 急性毒性试验

试验方法参照《化学农药环境安全评价试验准则第 12 部分:鱼类急性毒性试验》^[31],设定浓度为有效成分浓度 1、10、50 和 100 mg·L⁻¹,同时进行空白对照试验。每天测定对照组和浓度组的溶解氧、pH 值及温度值。在试验开始后 24、48、72 及 96 h 观察记录试验鱼的死亡及中毒症状情况。

1.8 生物富集试验

试验开始前,采用 EPI Suite (V4.11)^[32]对噻

噻嗪酮的生物富集系数进行预测。试验方法参照《化学农药环境安全评价试验准则第7部分：生物富集试验》^[33]，根据25%噻嗪酮可湿性粉剂对稀有鮰鲫的急性毒性试验结果，受试稀有鮰鲫在有效成分浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 水溶液中无死亡及中毒症状，选择有效成分浓度 10 和 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的浓度进行生物富集试验，同时设置不加供试物的对照组，溶液体积 30 L ，每个处理组设置两个平行，对照组设一个平行，每个平行用鱼 30 条。试验开始后，每天饲喂丰年虾，并清除残余食物和排泄物，于 0 、 24 、 48 、 96 、 144 和 192 h 测定对照组和浓度组的溶解氧、pH值及温度，并观察记录试验鱼的死亡及中毒症状情况，同时从各试验容器中取水样和鱼样，测定水样和鱼样中供试物的含量，每次取 5 条鱼。

试验结束时，利用公式 $BCF=C_{fs}/C_{ws}$ 来计算鱼体对供试物的富集系数， C_{fs} 为平衡时鱼体内的供试

物含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)， C_{ws} 为平衡时水体中的供试物含量($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。

2 结果与分析

2.1 标准曲线及检出限

采用丙酮将 $100.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 噻嗪酮标准溶液稀释成 0.001 、 0.002 、 0.005 、 0.01 、 0.02 和 $0.05\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的溶液，进样分析。按外标法以每个浓度的峰面积对照样品浓度进行回归，得到的回归线性方程为： $y=7.19\times 10^8x+1.42\times 10^5$ ， $R=0.9989$ 。该方法条件下，噻嗪酮在 $0.001\sim 0.05\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 区间的线性良好。浓度 $0.002\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 标准溶液连续 3 次进样测定响应值的相对标准偏差为 0.8% 。浓度 $0.001\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 标准溶液测定的 $S/N=300.7$ ，仪器方法对噻嗪酮的最小检出量(LOD)为 $9.98\times 10^{-6}\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，最低检测浓度(LOQ)为 $3.33\times 10^{-5}\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

表1 噻嗪酮在水体中添加回收率
Table 1 Recovery of buprofezin in water

有效成分浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Active ingredient concentration	回收率/% Recovery			平均回收率/% Average recovery	相对标准偏差/% RSD
	1	2	3		
0.1	96.7	100.2	98.8	98.6	1.8
1.0	102.3	97.9	98.4	99.5	2.4
10.0	96.9	101.0	99.3	99.1	2.1

表2 噻嗪酮在鱼体中添加回收率
Table 2 Recovery of buprofezin in fish

有效成分浓度/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Active ingredient concentration	回收率/% Recovery			平均回收率/% Average recovery	相对标准偏差/% RSD
	1	2	3		
10	97.4	98.2	95.3	97.0	1.5
100	97.8	105.1	98.4	100.4	4.1
1 000	105.3	107.0	102.6	105.0	2.2

2.2 方法回收率

采用空白水样和鱼样，母液添加后按上述方法进行前处理和分析测定，计算回收率和相对标准偏差，结果见表1和表2。本方法测定水体中噻嗪酮的回收率为 $96.7\%\sim 102.3\%$ ，相对标准偏差为 $1.8\%\sim 2.4\%$ ；测定鱼体中噻嗪酮的回收率为 $95.3\%\sim 107.0\%$ ，相对标准偏差为 $1.5\%\sim 4.1\%$ 。本方法测定的噻嗪酮在水体和鱼体中的回收率均符合试验要求^[32]。

2.3 噻嗪酮对稀有鮰鲫的 96 h-LC_{50}

在 96 h 观察期内，有效成分浓度 1 、 10 、 50 和 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度组内受试稀有鮰鲫均未出现毒性症状和死亡现象，试验结果表明 24 h-LC_{50} 、 48 h-LC_{50} 、 72 h-LC_{50} 和 96 h-LC_{50} 值均大于有效成分浓度 100

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由于 96 h-LC_{50} 值大于有效成分浓度 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，按照农药对鱼类的毒性等级划分^[31]，25%噻嗪酮可湿性粉剂对稀有鮰鲫的毒性等级为低毒。噻嗪酮是通过在昆虫蜕皮时抑制N-乙酰-D-氨基葡萄糖(2-(乙酰胺)-2-脱氧-D-葡萄糖)与几丁质结合杀死昆虫^[7]，而稀有鮰鲫不存在几丁质和蜕皮行为，这可能是噻嗪酮对稀有鮰鲫为低毒的主要原因。然而王召等^[34]在7种杀虫剂对鲫幼鱼的急性毒性研究中发现噻嗪酮原药对鲫幼鱼为中毒。噻嗪酮原药与25%可湿性粉剂的急性毒性结果的差异可能由于不同鱼种对药剂的敏感性不同^[35]，也可能与药剂的加工剂型有关。张文萍等^[36]研究发现呋虫胺原药对3种生物的急性毒性均较高，加工成剂型之后毒性有所改变，其中可溶性粉剂的毒性明显降低。刘彦良

等^[37]研究发现 20%二甲戊灵乳油的斑马鱼 96 h-LC₅₀ 是 20%二甲戊灵微囊悬浮剂的 100 倍以上, 张国福等^[38]研究发现不同剂型苯醚甲环唑和啉菌酯及其原药对斑马鱼的急性毒性也存在差异, 毒性

从高到低依次为: 原药、悬浮种衣剂、悬浮剂和水分散剂, 并且相同有效成分的不同制剂之间由于有效成分含量、剂型及加工工艺的不同, 也会导致毒性差异^[39]。

表 3 水体和鱼体中噻嗪酮残留浓度

Table 3 Residual concentrations of buprofezin in water and fish

时间/h Time	水体中噻嗪酮含量 $C_w/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Buprofezin residues in water C_w		鱼体中噻嗪酮含量 $C_f/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Buprofezin residues in fish C_f		差异显著性 <i>t</i> -test
	有效成分浓度 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	有效成分浓度 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	有效成分浓度 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	有效成分浓度 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
	0	0.936±0.005	9.150±0.141	-	
24	0.892±0.022	8.825±0.064	56.150±9.122	127.450±10.253	*
48	0.884±0.023	8.780±0.184	163.100±4.101	332.800±25.597	
96	0.885±0.023	8.705±0.120	428.100±25.597	447.750±25.385	
144	0.873±0.033	8.560±0.042	395.400±32.668	408.150±15.768	
192	0.873±0.018	8.515±0.049	409.400±16.971	457.700±42.426	

注: “*”表示 0.05 的显著水平

Note: “*”means significant difference at the 0.05 level

表 4 鱼体对噻嗪酮的富集系数

Table 4 BCF of buprofezin in fish

时间/h Time	富集系数 <i>BCF</i>		差异显著性 <i>t</i> -test
	有效成分浓度 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	有效成分浓度 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
24	63.129±11.784	14.446±1.266	
48	184.610±0.234	37.882±2.122	**
96	483.517±16.561	51.461±3.627	*
144	452.538±20.560	47.686±2.078	*
192	468.857±9.566	53.768±5.295	**

注: “*”, “**”分别表示 0.05 和 0.01 的显著水平

Note: “*”and“**”mean significant difference at the 0.05 and 0.01 level, respectively

2.4 噻嗪酮在稀有鮕鲫体内的生物富集性

采用 EPI Suite (v4.11) 中 BCF BAF (v3.01) 预测噻嗪酮的生物富集系数, 得出 BCF 值为 319.3 $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$ wet-wt. 试验期间分别对水体和鱼体中的噻嗪酮含量进行测定。结果 (表 3) 表明, 两个浓度组水体中噻嗪酮含量均为初始含量的 93%, 符合试验要求^[33]。试验结束时, 计算鱼体对供试物的富集系数。结果 (表 4) 表明, 有效成分浓度 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度组两个平行中 BCF 分别为 462.093 和 475.621, 均值为 468.857, 与 EPI Suite (v4.11) 软件预测值相近; 有效成分浓度 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的两个平行组中 BCF 分别为 50.023 和 57.512, 均值为 53.768, 与有效成分浓度为 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度组的 BCF 值差异显著。根据农药生物富集性评价标准^[33], $10 < BCF \leq 1000$, 噻嗪酮 (25%可湿性粉剂) 对稀有鮕鲫的生物富集等级划分为中等富集性。也有研究表明一些化学物质的富集系数随着水体中暴露浓度的降低而增大^[40-42], 林

琏等^[43]在评价新型杀菌剂氟吡菌胺对环境生物毒性风险时, 发现斑马鱼在 0.745、0.149 和 0.0149 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氟吡菌胺水溶液中暴露 192 h 时, 生物富集系数 BCF 分别为 33.65、26.39 和 193.25, 并发现药物水溶性、毒性效应、浓度以及生物体脂肪含量均可能对生物富集效应产生影响。考虑到噻嗪酮在加工条件下会代谢为致癌物质苯胺, 欧盟将其禁止应用到可食用植物作物中^[3], 而在试验过程中, 高浓度组 (有效成分浓度 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 鱼体内噻嗪酮浓度可以达到 457.700 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 低浓度组 (有效成分浓度 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 也可达到 428.100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。因此, 当噻嗪酮在水体中含量低时, 不能就认为其对水中生物的影响小, 应注意到水体中噻嗪酮对人类健康的潜在风险。

3 结论

25%噻嗪酮可湿性粉剂对稀有鮕鲫的 96 h-LC₅₀

值大于有效成分浓度 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 按照农药对鱼类的毒性等级划分为低毒。

25%噻嗪酮可湿性粉剂对稀有鮡鲫的生物富集等级划分为中等富集性, 低浓度暴露的富集系数远大于高浓度暴露, 并且在低浓度的水体暴露下, 稀有鮡鲫体内的噻嗪酮浓度接近于高浓度的水体暴露。

基于目前研究结果和文献报道, 在使用噻嗪酮时应注意其使用范围和施用量, 尽量远离水产养殖区域, 避免通过食物链富集对人体健康造成危害。

参考文献:

- [1] 化工部农药信息总站. 国外农药品种手册[M]. 沈阳: 化工出版社, 1996: 299, 328.
- [2] 李小娇, 龚道新, 成应向, 等. 噻嗪酮在柑橘和土壤中的残留及消解动态[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(9): 5334-5336, 5539.
- [3] EUROPEAN COMMISSION. Commission Implementing Regulation (EU) 2017/360 of 28 February 2017 amending Implementing Regulation (EU) No 540/2011 as regards the conditions of approval of the active substance buprofezin (Text with EEA relevance) [EB/OL]. (2017-02-18) [2019-05-21]. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2017/360/oj
- [4] WANG Z, ZHOU C, LONG G Y, et al. Sublethal effects of buprofezin on development, reproduction, and chitin synthase 1 gene (*SfCHS1*) expression in the white-backed planthopper, *Sogatella furcifera* (Hemiptera: Delphacidae)[J]. J Asia-Pac Entomol, 2018, 21(2): 585-591.
- [5] JI X T, KU T T, ZHU N, et al. Potential hepatic toxicity of buprofezin at sublethal concentrations: ROS-mediated conversion of energy metabolism[J]. J Hazard Mater, 2016, 320: 176-186.
- [6] WANG Q L, LIU T X. Effects of three insect growth regulators on *Encarsia formosa*(Hymenoptera: aphelinidae), an endoparasitoid of *Bemisia tabaci*(Hemiptera: aleyrodidae)[J]. J Econ Entomol, 2016, 109(6): 2290-2297.
- [7] ELZAKI M E A, MIAH M A, HAN Z J. Buprofezin is metabolized by *CYP353D1v2*, a cytochrome P450 associated with imidacloprid resistance in *Laodelphax striatellus*[J]. IJMS, 2017, 18(12): 2564.
- [8] ZHANG Y L, WANG Y M, WANG L H, et al. Knock-down of NADPH-cytochrome P450 reductase results in reduced resistance to buprofezin in the small brown planthopper, *Laodelphax striatellus* (fallén) [J]. Pestic Biochem Phys, 2016, 127: 21-27.
- [9] KABIR M H, ABD EI-ATY A M, KIM S W, et al. Residual determination and risk assessment of buprofezin in plum (*Prunus domestica*) grown in open-field conditions following the application of three different formulations[J]. Biomed Chromatogr, 2016, 30(11): 1721-1727.
- [10] 汪芙蓉. 噻嗪酮—烯啶虫胺在水稻和稻田环境中的残留及消解动态[D]. 南京: 南京农业大学, 2014.
- [11] 张存政, 孙星, 张志勇, 等. 噻嗪酮在茶园环境中的残留行为研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(8): 1483-1489.
- [12] 甘居利, 林钦, 贾晓平, 等. 广东近江牡蛎 (*Crassostrea rivularis*) 有机氯农药残留与健康风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(6): 2323-2328.
- [13] 姚思俊. 噻嗪酮、丁草胺对稻区水体中浮游生物的生态效应及风险评价[D]. 杭州: 浙江大学, 2016.
- [14] 徐雄, 李春梅, 孙静, 等. 我国重点流域地表水中 29 种农药污染及其生态风险评价[J]. 生态毒理学报, 2016, 11(2): 347-354.
- [15] 梁艺怀, 张京佳, 石利利, 等. 稀有鮡鲫作为化学品生态毒性测试鱼类模式生物的标准化实践[J]. 生态毒理学报, 2017, 12(2): 2-10.
- [16] 周红, 郭琳琳, 卢玲, 等. 中国化学品环境管理对本土模式生物的需求和应用[J]. 生态毒理学报, 2017, 12(2): 11-19.
- [17] 中华人民共和国环境保护部. 《新化学物质环境管理办法》[EB/OL]. (2010-01-19) [2019-05-21]. http://www.gov.cn/gongbao/content/2010/content_1671246.htm
- [18] 王剑伟, 曹文宣. 中国本土鱼类模式生物稀有鮡鲫研究应用的历史与现状[J]. 生态毒理学报, 2017, 12(2): 20-33.
- [19] LIAO T, GUO Q L, JIN S W, et al. Comparative responses in rare minnow exposed to 17β -estradiol during different life stages[J]. Fish Physiol Biochem, 2009, 35(3): 341-349.
- [20] HE Y F, WANG J W. Temporal variation in genetic structure of the Chinese rare minnow (*Gobiocypris rarus*) in its type locality revealed by microsatellite markers[J]. Biochem Genet, 2010, 48(3/4): 312-325.
- [21] 陈曦, 洪响生, 吴慧敏, 等. 稀有鮡鲫神经发育相关基因的克隆、同源性分析及组织分布[J]. 生态毒理学报, 2016, 11(1): 173-181.
- [22] 代丽, 刘彬, 王志坚, 等. 稀有鮡鲫性腺分化的组织学观察[J]. 西南师范大学学报(自然科学版), 2013, 38(1): 55-61.
- [23] 刘阿朋. 17α -甲基睾酮和三丁基锡氧化物暴露对稀有鮡鲫的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2006.
- [24] 王志坚, 鲁增辉, 石萍. 氨氮对稀有鮡鲫胚胎及卵黄囊期仔鱼的毒性效应研究[J]. 环境科学, 2012, 33(4): 1323-1330.
- [25] 杨亚洲, 蔡磊明, 孟智启, 等. 毒死蜱对稀有鮡鲫不同生命阶段的毒性效应[J]. 农药学报, 2014, 16(1): 78-83.
- [26] LIANG X F, ZHA J M. Toxicogenomic applications of Chinese rare minnow (*Gobiocypris rarus*) in aquatic toxicology[J]. Comp Biochem Phys Part D: Genomics and Proteomics, 2016, 19: 174-180.
- [27] ZHANG Y Y, WU L, ZHANG G, et al. Effect of low-dose malathion on the gonadal development of adult rare minnow *Gobiocypris rarus*[J]. Ecotox Environ Safe, 2016, 125: 135-140.
- [28] 熊力, 马永鹏, 毛思予, 等. 五氯酚对稀有鮡鲫胚胎毒性效应研究[J]. 中国环境科学, 2012, 32(2): 337-344.

- [29] 廖朝选, 杨鸿波, 杨昌彪, 等. 邻香草醛对稀有鮡鲫的急性毒性研究[J]. 贵州科学, 2013, 31(6): 69-71.
- [30] 蒋金花, 吴声敢, 陈江滨, 等. 三唑酮对斑马鱼和稀有鮡鲫不同生长阶段的急性毒性比较[J]. 生态毒理学报, 2015, 10(5): 150-156.
- [31] 中华人民共和国国家环境保护部. 化学农药环境安全评价试验准则第 12 部分: 鱼类急性毒性试验 GB/T 31270.12—2014[S]. 北京: 中华人民共和国国家环境保护部, 2014.
- [32] EPA U S. EPI Suite: United States [CP/OL]. (2012-11) [2018-10-28]. <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/download-epi-suite-estimation-program-interface-v411>.
- [33] 中华人民共和国国家环境保护部. 化学农药环境安全评价试验准则第 7 部分: 生物富集试验 GB/T 31270.7—2014[S]. 北京: 中华人民共和国国家环境保护部, 2014.
- [34] 王召, 孟立霞, 杨洪, 等. 7 种稻田常用杀虫剂对鲫幼鱼的急性毒性及安全性评价[J]. 中国农业科技导报, 2017, 19(7): 131-136.
- [35] 林璉, 王开运, 许辉, 等. 5 种新型杀菌剂对 4 种鱼的急性毒性及安全性评价[J]. 世界农药, 2014, 36(2): 34-38.
- [36] 张文萍, 王全胜, 徐吉洋, 等. 呋虫胺原药及两种剂型对三种甲壳纲生物的毒性与风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(8): 1478-1485.
- [37] 刘彦良, 刘峰, 慕卫, 等. 20%二甲戊灵微囊悬浮剂对斑马鱼的毒性研究[J]. 农药科学与管理, 2007, 28(6): 16-18.
- [38] 张国福, 李本杰, 王金花, 等. 不同剂型苯醚甲环唑和啞菌酯及其原药对斑马鱼的急性毒性评价[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(11): 2125-2130.
- [39] 才冰, 袁善奎, 曲蕊蕊, 等. 360 种农药制剂对斑马鱼的急性毒性研究[J]. 农药科学与管理, 2011, 32(1): 31-34.
- [40] 陈家长, 孟顺龙, 胡庚东, 等. 鲫鱼对除草剂阿特拉津的生物富集效应研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(6): 1313-1318.
- [41] ROSEN M J, LI F, MORRALL S W, et al. The relationship between the interfacial properties of surfactants and their toxicity to aquatic organisms[J]. Environ Sci Technol, 2001, 35(5): 954-959.
- [42] VERSTEEG D J, RAWLINGS J M. Bioconcentration and toxicity of dodecylbenzene sulfonate (c 12 LAS) to aquatic organisms exposed in experimental streams[J]. Arch Environ Contam Toxicol, 2003, 44(2): 237-246.
- [43] 林璉, 高云, 慕卫, 等. 新型杀菌剂氟吡菌胺对 9 种环境生物的急性毒性及其在斑马鱼体内的生物富集[J]. 生态毒理学报, 2016, 11(6): 296-305.