

◆ 残留与环境 ◆

# 200 g/L氯虫苯甲酰胺悬浮剂施用于稻田的环境风险评估

贾新茹,袁野\*,张月秋,杨海荣,蔡磊明

(沈阳沈化院测试技术有限公司,沈阳 110021)

**摘要:**本研究依据中华人民共和国农业行业标准,整体评估了200 g/L氯虫苯甲酰胺悬浮剂(SC)施用于稻田后对环境产生的风险。环境风险评估对象主要包含水生生态系统、鸟类、蜜蜂、家蚕、地下水、非靶标节肢动物和土壤生物。评估中使用的模型为TOP-RICE和PECsoil\_SFO\_China。评估结果显示,按照良好农业规范(GAP),在稻田中施用200 g/L氯虫苯甲酰胺SC对鸟类、蜜蜂、地下水、非靶标节肢动物和土壤生物风险低,属于可接受风险;对家蚕、水生生态系统风险高,为不可接受风险。因此,我们应避免在家蚕养殖地、桑叶采摘地附近施药,同时应远离水产养殖区,以及禁止在施药后将田水直接排入水体,以免其中的有效成分对环境产生不利影响。

**关键词:**氯虫苯甲酰胺;悬浮剂;模型;环境风险评估;稻田

**中图分类号:**X 171.5;TQ 450.2 **文献标志码:**A **doi:**10.3969/j.issn.1671-5284.2022.02.009

## Environmental Risk Assessments of 200 g/L Chlorantraniliprole SC Applied to Rice Field

JIA Xinru, YUAN Ye, ZHANG Yueqiu, YANG Hairong, CAI Leiming  
(Shenyang SYRICI Testing Co., Ltd., Shenyang 110021, China)

**Abstract:** The study integrally assessed the environmental risks caused by the application of 200 g/L chlorantraniliprole SC in rice field according to agricultural industry standards of the People's Republic of China. The objects of environmental risk assessments mainly included aquatic ecosystems, birds, bees, silkworms, groundwater, non-target arthropods and soil organisms. The evaluation models were TOP-RICE and PECsoil\_SFO\_China. The results showed that 200 g/L chlorantraniliprole SC posed acceptably low risks to birds, bees, groundwater, non-target arthropods and soil organisms, whereas it posed unacceptably high risks to aquatic ecosystems and silkworms when applied to rice field in accordance with Good Agricultural Practice (GAP). Therefore, we should avoid applying 200 g/L chlorantraniliprole SC near the silkworm breeding base and mulberry leaf picking base. Meanwhile, application of 200 g/L chlorantraniliprole SC should be far away from aquaculture areas, and field water was prohibited to directly discharge into the water bodies after application in order to avoid the potential adverse effects of the active ingredients on the environment.

**Key words:** chlorantraniliprole; suspension concentration; model; environmental risk assessment; rice field

氯虫苯甲酰胺是酰胺类新型内吸性杀虫剂<sup>[1]</sup>,对鳞翅目害虫的幼虫活性高,能高效激活昆虫鱼尼丁(肌肉)受体,过度释放细胞内钙库中的钙离子,导致昆虫瘫痪死亡<sup>[2]</sup>。氯虫苯甲酰胺具备的特点有:杀虫谱广,内吸作用强,以胃杀为主,兼具触杀;持

效期长,耐雨水冲刷,对作物的保护时效更长<sup>[3]</sup>;可与其他杀虫剂进行复配,生产混配杀虫剂。氯虫苯甲酰胺目前已在我国登记,从中国农药登记信息网(<http://www.chinapesticide.org.cn>)中可查询到关于氯虫苯甲酰胺单剂的登记信息。登记剂型主要包括

收稿日期:2021-09-07

作者简介:贾新茹(1993—),女,辽宁丹东人,硕士,工程师,主要从事农药环境风险评估。E-mail:jiaxinru@sinochem.com

通信作者:袁野(1985—),男,辽宁铁岭人,博士,高级工程师,主要从事有毒化学品的环境归趋与风险评估。E-mail:yuanye1@sinochem.com

悬浮剂、颗粒剂、水分散颗粒剂和原药；登记作物包括甘蔗、小白菜、水稻、玉米、甘蓝、苹果树、棉花、大豆、番茄、姜、豇豆。然而，氯虫苯甲酰胺在农作物上的广泛应用会对自然环境构成潜在的危险，因此评估氯虫苯甲酰胺对环境的风险可以为合理施药提供指导。

农药环境风险评估已经成为农药环境安全管理的重要手段。目前，我国环境风险评估对象主要包括水生生态系统<sup>[4]</sup>、鸟类<sup>[5]</sup>、蜜蜂<sup>[6]</sup>、家蚕<sup>[7]</sup>、非靶标节肢动物<sup>[8]</sup>、地下水<sup>[9]</sup>、土壤生物<sup>[10]</sup>。在风险评估中，通常利用初级模型TOP-RICE<sup>[11]</sup>预测稻田地下水和地表水暴露浓度以及使用初级模型PECsoil\_SFO\_China<sup>[10]</sup>预测土壤中农药暴露浓度。本文以在稻田施用200 g/L氯虫苯甲酰胺SC防治稻纵卷叶螟为例，对生态环境进行风险评估，系统研究该农药对环境的影响。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

供试农药：200 g/L氯虫苯甲酰胺SC，美国杜邦公司。

### 1.2 施药方法

试验地点分别设在广东连平和江西南昌。根据GAP要求，在水稻分蘖期，以稻纵卷叶螟为防治对象，采用喷雾方式，按照有效成分最高施药剂量40 g a.i./hm<sup>2</sup>喷施叶片2次，间隔14 d。在连平试验地，施药时间为4月20日~5月10日（早稻）及7月22日~8月13日（晚稻）；在南昌试验地，施药时间为4月28

日~5月17日（早稻）及7月17日~8月8日（晚稻）。

### 1.3 评估数据的获取

本研究评估的主要药剂为200 g/L氯虫苯甲酰胺SC。农药环境风险评估需要的指标包括基本理化性质、环境行为、生态毒理等，查询结果均来自于欧洲食品安全局(EFSA)的官方数据(<https://www.efsa.europa.eu/>)，缺失的数据主要通过检索相关公开发表的国内外文献获得。

氯虫苯甲酰胺的主要代谢物是IN-EQW78<sup>[12]</sup>。母体氯虫苯甲酰胺与IN-EQW78的基本理化性质、环境行为数据见表1<sup>[12]</sup>，生态毒理数据见表2<sup>[12]</sup>。由于数据库中无家蚕数据，故参考陈伟国等<sup>[13]</sup>团队的研究。该研究显示，200 g/L氯虫苯甲酰胺SC对家蚕急性毒性为4.090 5 × 10<sup>-3</sup> mg a.i./L。

表 1 氯虫苯甲酰胺及其主要代谢物的基本理化性质与环境行为数据

参数	氯虫苯甲酰胺	IN-EQW78
分子量/(g·mol <sup>-1</sup> )	483.15	465.14
水中溶解度/(mg·L <sup>-1</sup> ) (20℃)	0.941 0	0.034 7
饱和蒸汽压/Pa (20℃)	6.3 × 10 <sup>-12</sup>	0
土壤吸附系数K <sub>oc</sub> /(L·kg <sup>-1</sup> )	279.43	9 222.88
Freundlich吸附指数	0.95	0.92
土壤好氧降解半衰期/d (20℃)	611.97	815.00
土壤厌氧降解半衰期/d (20℃)	334.05	1 000
水解半衰期/d (20℃)	17.97	1 000
正辛醇-水分配系数(logK <sub>ow</sub> )	2.86	

注：水中溶解度数据取算术平均值；未查询到代谢物的饱和蒸汽压，取模型默认值为0；土壤吸附系数取几何平均值；Freundlich吸附指数取算术平均值；土壤、水中降解半衰期取几何平均值，未查询到代谢物的降解半衰期，取模型默认值为1 000。

表 2 氯虫苯甲酰胺及其主要代谢物的生态毒性数据<sup>[12]</sup>

试验项目	供试生物	试验终点	供试物	毒性终点值
鱼类急性毒性试验	羊头鲷 ( <i>Archosargus probatocephalus</i> )	96 h LC <sub>50</sub>	TC	12.00 mg a.i./L
	蓝鳃太阳鱼 ( <i>Lepomis macrochirus</i> )		200 g/L SC	1.84 mg a.i./L
鱼类慢性毒性试验	彩虹鱼 ( <i>Poecilia reticulata</i> )	90 d NOEC	TC	0.11 mg a.i./L
溞类急性活动抑制试验	大型溞 ( <i>Daphnia magna</i> )	48 h EC <sub>50</sub>	TC	0.011 6 mg a.i./L
			200 g/L SC	0.007 1 mg a.i./L
溞类慢性毒性试验	大型溞 ( <i>Daphnia magna</i> )	21 d NOEC	TC	0.004 5 mg a.i./L
藻类生长抑制试验	羊角月牙藻 ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	120 h ErC <sub>50</sub>	TC	2 mg a.i./L
鸟类急性经口毒性试验	北美鹌 (Bobwhite quail)	14 d LD <sub>50</sub>	TC	>2 250 mg a.i./kg bw
鸟类短期饲喂毒性试验	北美鹌 (Bobwhite quail)	8 d LD <sub>50</sub>	TC	1 729 mg a.i./kg bw
鸟类繁殖毒性试验	北美鹌 (Bobwhite quail)	140 d NOED	TC	10.1 mg a.i./kg bw
蜜蜂急性接触毒性试验	意大利蜂 ( <i>Apis mellifera</i> L.)	48 h LD <sub>50</sub>	TC	104.1 μg a.i./蜂
			200 g/L SC	114.1 μg a.i./蜂
蜜蜂急性经口毒性试验	意大利蜂 ( <i>Apis mellifera</i> L.)	48 h LD <sub>50</sub>	TC	4 μg a.i./蜂
			200 g/L SC	100 μg a.i./蜂
家蚕急性毒性试验	家蚕 ( <i>Bombyx mori</i> L.)	96 h LC <sub>50</sub>	200 g/L SC	4.090 5 × 10 <sup>-3</sup> mg a.i./L
寄生性天敌急性毒性试验	烟蚜茧蜂 ( <i>Aphidius gifuensis</i> )	48 h LR <sub>50</sub>	200 g/L SC	750 g a.i./hm <sup>2</sup>

(续表 2)

试验项目	供试生物	试验终点	供试物	毒性终点值
捕食性天敌急性毒性试验	梨盲走螨 ( <i>Typhlodromus pyri</i> )	7 d LR <sub>50</sub>	200 g/L SC	750 g a.i./hm <sup>2</sup>
蚯蚓急性毒性试验	赤子爱胜蚓 ( <i>Eisenia fetida</i> )	14 d LC <sub>50</sub>	TC	>1 000 mg a.i./kg 干土
			IN-EQW78	200 mg a.i./kg 干土
蚯蚓慢性毒性试验	赤子爱胜蚓 ( <i>Eisenia fetida</i> )	56 d NOEC	IN-EQW78	>1 000 mg a.i./kg 干土
			TC	1 000 mg a.i./kg 干土
土壤微生物毒性试验(氮转化测试)	土壤微生物	28 d NOEC	TC	0.700 mg a.i./kg 干土
		42 d NOEC	200 g/L SC	0.814 mg a.i./kg 干土
		28 d NOEC	IN-EQW78	0.800 mg a.i./kg 干土

注: TC和SC分别为氯虫苯甲酰胺原药和悬浮剂; NOEC为无可观察效应浓度; LD<sub>50</sub>为半致死剂量; LR<sub>50</sub>为半致死用量; LC<sub>50</sub>为半致死浓度; EC<sub>50</sub>为半最大效应浓度; ErC<sub>50</sub>为基于生长率的半最大效应浓度。

## 1.4 数据处理

### 1.4.1 暴露分析

参照NY/T 2882.3—2016《农药登记 环境风险评估指南 第3部分: 鸟类》<sup>[5]</sup>, 按式(1)~(3)分别计算喷施场景下鸟类急性、短期和长期的预测暴露剂量, mg a.i./kg bw·d。

$$PED_{acute} = FIR_{bw \cdot d} \times RUD_{90} \times AR \times MAF_{90} \times 10^{-3} \quad (1)$$

$$PED_{short-term} = FIR_{bw \cdot d} \times RUD_{mean} \times AR \times MAF_{mean} \times 10^{-3} \quad (2)$$

$$PED_{long-term} = PED_{short-term} \times f_{twa} \quad (3)$$

式中:  $FIR_{bw \cdot d}$ 为指示物种每克体重每日食物摄入量, g/(g bw·d), 粮谷类作物取值为0.52;  $RUD_{90}$ 为第90百分位的单位面积施药剂量的食物农药残留量, (mg a.i./kg 食物)/(kg a.i./hm<sup>2</sup>), 粮谷类作物取值为46;  $AR$ 为推荐的单位面积农药最高施用剂量, g a.i./hm<sup>2</sup>, 本研究中取值为40;  $MAF_{90}$ 为 $RUD_{90}$ 对应的多次施药因子, 当施药次数为2, 间隔期为14 d时, 取值为1.2;  $RUD_{mean}$ 为单位面积施药剂量的食物农药残留量的算术平均值, (mg a.i./kg 食物)/(kg a.i./hm<sup>2</sup>), 粮谷类作物取值为21;  $MAF_{mean}$ 为 $RUD_{mean}$ 对应的多次施药因子, 当施药次数为2, 间隔期为14 d时, 取值为1.4;  $f_{twa}$ 为时间加权平均因子, 默认值为0.53。

参照NY/T 2882.5—2016《农药登记 环境风险评估指南 第5部分: 家蚕》<sup>[7]</sup>, 按式(4)、(5)分别计算多次施药后外围和次外围一行桑树的预测暴露浓度, mg a.i./kg 桑叶)。

$$PEC_{ma-fr} = AR \times PDF_{fr} \times RUD_{95} \times MAF \times DF_{PHI} \quad (4)$$

$$PEC_{ma-sr} = AR \times PDF_{sr} \times RUD_{95} \times MAF \times DF_{PHI} \quad (5)$$

式中:  $AR$ 为推荐的单位面积农药最高施用剂量, kg a.i./hm<sup>2</sup>, 本研究中取值为0.04;  $PDF_{fr}$ 为最外围一行桑树上的漂移因子, 默认值为9.8%;  $PDF_{sr}$ 为次外围一行桑树上的漂移因子, 默认值为0.6%;  $RUD_{95}$ 为桑树上第95百分位的单位面积施药剂量的桑叶农药残留量, (mg a.i./kg 桑叶)/(kg a.i./hm<sup>2</sup>), 默

认为950;  $MAF$ 为多次施药因子, 当施药次数为2, 间隔期为14 d时, 取值为1.379;  $DF_{PHI}$ 为桑叶上农药的降解系数, 默认值为0.933。

参照NY/T 2882.7—2016《农药登记 环境风险评估指南 第7部分: 非靶标节肢动物》<sup>[8]</sup>, 按式(6)、(7)分别计算非靶标节肢动物的农田内和农田外的预测暴露量, g a.i./hm<sup>2</sup>。

$$PER_{in} = AR \times MAF \quad (6)$$

$$PER_{off} = \frac{AR \times MAF \times PDF}{VDF} \quad (7)$$

式中:  $AR$ 为推荐的单位面积农药最高施用剂量, g a.i./hm<sup>2</sup>, 本研究中取值为40;  $MAF$ 为多次施药因子, 当施药次数为2, 间隔期为14 d时, 取值为1.379;  $PDF$ 为农药漂移因子, 距农作物1 m时, 2次用药的漂移因子, 取值为0.023 8;  $VDF$ 为农药植被分布因子, 默认值为5。

### 1.4.2 效应分析

根据表2中生态毒性试验终点数据, 按式(8)计算出相应的预测无效应剂量或浓度(PNED或PNEC)。

$$PNED \text{ 或 } PNEC = \frac{EnP}{UF} \quad (8)$$

式中:  $EnP$ 为毒性终点;  $UF$ 为不确定性因子。

参照NY/T 2882.6—2016《农药登记 环境风险评估指南 第6部分: 地下水》<sup>[9]</sup>, 在地下水风险评估中, 按式(9)计算预测无效应浓度(PNEC<sub>gw</sub>)。

$$PNEC_{gw} = \frac{ADI \times bw \times P}{C} \quad (9)$$

式中:  $ADI$ 为每日允许摄入量, mg/(kg bw);  $bw$ 为体重, kg, 默认值为63 kg;  $P$ 为农药来自饮用水所占的ADI比例, 默认值为20%;  $C$ 为每日饮用水消费量, L, 默认值为2 L。

### 1.4.3 风险表征

在喷施场景下, 除蜜蜂和非靶标节肢动物外,

其余评估对象的风险表征用暴露分析计算得到的 PEC 和效应分析计算得到的 PNEC (鸟类风险评估以 PED 和 PNED 表示), 按式 (10) 计算风险商 (RQ)。

$$RQ = \frac{PEC}{PNEC} \quad (10)$$

式中: 若  $RQ \leq 1$ , 表示风险可接受; 若  $RQ > 1$ , 表示风险不可接受。

参照 NY/T 2882.4—2016《农药登记 环境风险评估指南 第 4 部分: 蜜蜂》<sup>[6]</sup>, 在喷施场景下, 按式 (11) 计算蜜蜂的风险商 ( $RQ_{sp}$ )。

$$RQ_{sp} = \frac{AR}{LD_{50} \times 50} \quad (11)$$

式中: AR 为推荐的农药单次最高施用剂量,  $g \text{ a.i./hm}^2$ , 本研究中取值为 40;  $LD_{50}$  为经口或接触的蜜蜂半致死剂量,  $\mu g \text{ a.i./蜂}$ 。

参照 NY/T 2882.7—2016《农药登记 环境风险评估指南 第 7 部分: 非靶标节肢动物》<sup>[8]</sup>, 在喷施场景下,

按式 (12)、(13) 计算非靶标节肢动物的危害商 (HQ)。

$$HQ_{in} = \frac{PER_{in}}{LR_{50}} \quad (12)$$

$$HQ_{off} = \frac{PER_{off} \times UF}{LR_{50}} \quad (13)$$

式中: 若  $HQ \leq 5$ , 表示风险可接受; 若  $HQ > 5$ , 表示风险不可接受。

## 2 结果与分析

### 2.1 鸟类风险评估

根据暴露分析中式 (1) ~ (3) 计算得到鸟类的  $PED_{acute}$ 、 $PED_{short-term}$  和  $PED_{long-term}$  值分别为 1.148、0.612 和  $0.324 \text{ mg a.i./}(kg \text{ bw} \cdot d)$ 。根据表 2 的生态毒性数据和效应分析式 (8) 计算得到鸟类的  $PNED_{acute}$ 、 $PNED_{short-term}$  和  $PNED_{long-term}$  值分别为 225.00、172.90 和  $2.02 \text{ mg a.i./}(kg \text{ bw} \cdot d)$ 。该药剂对鸟类的 RQ 值均小于 1, 说明风险可以接受 (表 3)。

表 3 200 g/L 氯虫苯甲酰胺 SC 对鸟类的风险评估结果

评估对象	EnP/[mg a.i.·(kg bw·d) <sup>-1</sup> ]	UF	PED/[mg a.i.·(kg bw·d) <sup>-1</sup> ]	PNED/[mg a.i.·(kg bw·d) <sup>-1</sup> ]	RQ
鸟类(急性)	2 250	10	1.148	225.00	0.005
鸟类(短期)	1 729	10	0.612	172.90	0.004
鸟类(长期)	10.1	5	0.324	2.02	0.160

### 2.2 家蚕风险评估

根据式 (4)、(5) 计算得出家蚕最外围暴露浓度 ( $PEC_{ma-fr}$ ) 为  $4.8 \text{ mg a.i./kg}$  桑叶, 次外围暴露浓度 ( $PEC_{ma-sr}$ ) 为  $0.3 \text{ mg a.i./kg}$  桑叶。本试验没有对桑叶上

的农药量进行精确定量, 不能直接用于计算预测无效应浓度 (PNEC), 因此加入修正系数 ( $F_c$ )<sup>[7]</sup>, 计算得到 PNEC 值为  $2.69 \times 10^{-5} \text{ mg a.i./kg}$  桑叶 (表 4)。该药剂对家蚕的 RQ 值均大于 1, 说明风险不可接受 (表 5)。

表 4 200 g/L 氯虫苯甲酰胺 SC 对家蚕的效应分析结果

$LC_{50CB}/(mg \text{ a.i.} \cdot L^{-1})$	$F_c/[L \cdot (kg \text{ 桑叶})^{-1}]$	$LC_{50C}/[mg \text{ a.i.} \cdot (kg \text{ 桑叶})^{-1}]$	UF	$PNEC/[mg \text{ a.i.} \cdot (kg \text{ 桑叶})^{-1}]$
$4.0905 \times 10^{-3}$	0.46	$1.88 \times 10^{-3}$	70	$2.69 \times 10^{-5}$

注:  $LC_{50C}$  为修正后的半致死浓度;  $LC_{50C} = LC_{50CB} \times F_c$ 。

表 5 200 g/L 氯虫苯甲酰胺 SC 对家蚕的风险评估结果

评估对象	$PEC/[mg \text{ a.i.} \cdot (kg \text{ 桑叶})^{-1}]$	$PNEC/[mg \text{ a.i.} \cdot (kg \text{ 桑叶})^{-1}]$	RQ
最外围桑树	4.8	$2.69 \times 10^{-5}$	$1.78 \times 10^5$
次外围桑树	0.3	$2.69 \times 10^{-5}$	$1.12 \times 10^4$

### 2.3 非靶标节肢动物风险评估

根据式 (6)、(7) 计算得到农田内暴露量 ( $PER_{in}$ ) 为  $55.2 \text{ g a.i./hm}^2$ , 农田外暴露量 ( $PER_{off}$ ) 为  $0.3 \text{ g a.i./hm}^2$ 。在计算危害商 (HQ) 时, 农田内场景无需引入不确定性因子 (UF); 农田外暴露场景中, 由于选择的代表物种主要为农田内的非靶标节肢动物种类, 而农田外的非靶标节肢动物物种丰富程度高

于农田内, 因此引入 UF, 默认值为 5。由表 2 可知, 农田内及农田外烟蚜茧蜂和梨盲走螨的毒性数据 ( $LR_{50}$ ) 均为  $750 \text{ g a.i./hm}^2$ 。

根据式 (12)、(13) 计算得到烟蚜茧蜂和梨盲走螨的  $HQ_{in}$  值和  $HQ_{off}$  值均小于 5, 说明该药剂对农田内、农田外非靶标节肢动物的风险均可以接受 (表 6)。

表6 200 g/L 氯虫苯甲酰胺 SC 对非靶标节肢动物的风险评估结果

场景	评估对象	PER/ (g a.i.·hm <sup>-2</sup> )	LR <sub>50</sub> / (g a.i.·hm <sup>-2</sup> )	HQ
农田内	烟蚜茧蜂	55.2	750	0.074
	梨盲走螨		750	0.074
农田外	烟蚜茧蜂	0.3	750	0.002
	梨盲走螨		750	0.002

## 2.4 蜜蜂风险评估

由表2分别获取氯虫苯甲酰胺原药及其制剂的毒性数据,根据式(11)计算得出蜜蜂的RQ<sub>sp</sub>值为0.20(表7),说明风险可以接受。

表7 氯虫苯甲酰胺原药及其悬浮剂对蜜蜂的风险评估结果

剂型	AR/ (g a.i.·hm <sup>-2</sup> )	经口LD <sub>50 acute</sub> / (μg a.i.·蜂 <sup>-1</sup> )	接触LD <sub>50 acute</sub> / (μg a.i.·蜂 <sup>-1</sup> )	系数	RQ <sub>sp</sub>
原药	40	104.1	4	50	0.20
制剂		114.1	100		

注:取最敏感毒性数据进行计算。

表8 200 g/L 氯虫苯甲酰胺 SC 初级暴露分析的峰值和时间加权平均浓度

场景	PEC <sub>max</sub> / (μg a.i.·L <sup>-1</sup> )	PEC <sub>twa</sub> /(μg a.i.·L <sup>-1</sup> )									
		1 d	2 d	3 d	4 d	7 d	14 d	21 d	28 d	35 d	90 d
连平-早稻	38.53	35.90	34.49	33.24	32.18	29.41	23.87	18.84	16.10	13.51	5.43
连平-晚稻	25.79	23.73	22.76	21.89	21.08	18.86	13.73	10.60	8.53	7.06	2.87
南昌-早稻	28.85	28.28	27.62	26.64	25.16	19.06	13.45	10.82	9.03	7.61	3.33
南昌-晚稻	20.93	20.87	20.51	19.98	19.40	17.58	13.93	11.06	9.02	7.45	2.91

注:本研究采用TOP-RICE模型预测的PEC<sub>twa</sub>作为PEC,用于后续的风险评估。

表9 200 g/L 氯虫苯甲酰胺 SC 对水生生物的效应分析结果

评估对象	试验项目	试验周期/d	结果表示	LD <sub>50</sub> /(μg a.i.·L <sup>-1</sup> )	UF	PNEC/(μg a.i.·L <sup>-1</sup> )
脊椎动物(急性)	鱼类急性毒性试验	4	制剂毒性终点值	1 840	100	18.4
脊椎动物(慢性)	鱼类早期阶段毒性试验	90	实测平均浓度	110	10	11.0
无脊椎动物(急性)	溞类急性活动抑制试验	2	制剂毒性终点值	7.1	100	0.071
无脊椎动物(慢性)	大型溞繁殖试验	21	实测平均浓度	4.5	10	0.45
初级生产者	藻类生长抑制试验	5	实测平均浓度	2 000	10	200

表10 200 g/L 氯虫苯甲酰胺 SC 对水生生态系统的风险评估结果(连平-早稻分蘖期)

评估对象	PEC/(μg a.i.·L <sup>-1</sup> )	PNEC/(μg a.i.·L <sup>-1</sup> )	RQ
鱼类(急性)	32.18	18.4	1.75
鱼类(慢性)	5.43	11.0	0.49
溞类(急性)	34.49	0.071	485.77
溞类(慢性)	18.84	0.45	41.87
藻类	32.18	200	0.16

注:由于在藻类生长抑制试验中4 d的暴露浓度大于5 d(实际试验周期)的暴露浓度,故选择4 d的暴露浓度,符合评估保守性原则。

## 2.5 水生生态系统风险评估

根据表1信息,氯虫苯甲酰胺的logK<sub>ow</sub>值为2.86<3,故不具有生物富集风险。由于未查询到代谢物对水生生物的生态毒理学数据,本节中仅对母体进行水生生态系统风险评估。

参照NY/T 2882.2—2016《农药登记 环境风险评估指南 第2部分:水生生态系统》<sup>[4]</sup>,使用TOP-RICE模型计算地表水预测环境浓度峰值(PEC<sub>max</sub>)和时间加权平均浓度(PEC<sub>twa</sub>)(表8)。

结果显示,连平地区早稻场景暴露浓度最高,故选择连平早稻地表水暴露浓度进行下一步分析。根据生态毒性试验的时间加权平均浓度和水生生物的效应分析结果(表9)计算水生生态系统风险商(RQ)(表10)。结果表明,200 g/L氯虫苯甲酰胺SC对脊椎动物(慢性)和初级生产者的风险可以接受;对脊椎动物(急性)和无脊椎动物的风险不可接受。

## 2.6 地下水风险评估

参考NY/T 2874—2015《中华人民共和国农业行业标准 农药每日允许摄入量》<sup>[4]</sup>,查询得到氯虫苯甲酰胺每日允许摄入量(ADD为2 mg/(kg bw)。按式(9)计算得到地下水预测无效应浓度(PNEC<sub>gw</sub>)为12.6 mg a.i./L。根据表1信息,使用TOP-RICE模型计算地下水预测环境浓度峰值(PEC<sub>max</sub>),预测结果见表11。选取4个场景点中预测环境浓度的最大值2.21 μg a.i./L计算风险商(RQ),得到RQ值为0.000 2,说明该药剂对地下水的风险可接受。

表 11 200 g/L 氯虫苯甲酰胺 SC 地下水风险评估初级暴露分析的峰值浓度

场景	氯虫苯甲酰胺 PEC <sub>max</sub> /(μg a.i.·L <sup>-1</sup> )	IN-EQW78 PEC <sub>max</sub> / (μg a.i.·L <sup>-1</sup> )	ΣPEC <sub>max</sub> / (μg a.i.·L <sup>-1</sup> )
连平-早稻	1.899 339	0.002 397	1.90
连平-晚稻	2.018 553	0.002 483	2.02
南昌-早稻	1.872 427	0.005 138	1.88
南昌-晚稻	2.203 024	0.006 412	2.21

注:IN-EQW78 为主要代谢物;ΣPEC<sub>max</sub>值保留小点后2位。

### 2.7 土壤生物风险评估

参照NY/T 2882.8—2016农药登记 环境风险评估指南 第8部分:土壤生物》<sup>[9]</sup>,利用PECsoil\_SFO\_China模型对土壤中氯虫苯甲酰胺浓度进行了初级暴露分析。因氯虫苯甲酰胺在土壤中的半衰期(好氧降解)大于180 d,存在累积风险,所以选择在距土壤表面0.2 m深处进行预测,在模型中输入参数,预测结果见表12。

由表2可知,制剂产品对蚯蚓的毒性相较原药增加5倍,因此毒性数据(LC<sub>50</sub>)取值为200 mg a.i./kg 干土,不确定因子(UF)取值为10,得到初级急性PNEC值为20 mg a.i./kg 干土;IN-EQW78(主要代谢物)对蚯蚓的LC<sub>50</sub>取值为1 000 mg a.i./kg 干土,UF取值为10,得到代谢物初级急性PNEC值为100 mg a.i./kg 干土。由于未查询到氯虫苯甲酰胺对蚯蚓的慢性毒

性数据,因此本研究暂不评估氯虫苯甲酰胺对蚯蚓的慢性风险;IN-EQW78对蚯蚓的NOEC取值为1 000 mg a.i./kg 干土,UF取值为5,得到代谢物初级慢性PNEC值为200 mg a.i./kg 干土。取原药和制剂氮转化毒性数据的几何平均值0.755 mg a.i./kg 干土,UF取值为1,得到氯虫苯甲酰胺的氮转化PNEC值为0.755 mg a.i./kg 干土;取IN-EQW78的氮转化毒性数据0.800 mg a.i./kg 干土,UF取值为1,得到代谢物的氮转化PNEC值为0.800 mg a.i./kg 干土。该药剂和代谢物对土壤生物的风险RQ值均小于1,说明风险可以接受(表13)。

表 12 PECsoil\_SFO\_China 模型输入参数及输出结果

参数	氯虫苯甲酰胺	IN-EQW78
土壤深度/m	0.2	0.2
土壤密度/(kg·m <sup>-3</sup> )	1 500	1 500
土壤好氧降解半衰期/d	611.97	815.00
施用次数	2	2
防治作物	谷类	谷类
施用剂量/(g a.i.·hm <sup>-2</sup> )	40	39
施药时期(生长阶段)	BBCH 20~29	BBCH 20~29
施药间隔/d	14	14
PEC <sub>max</sub> /[mg·(kg 干土) <sup>-1</sup> ]	0.063 0	0.068 9
PEC <sub>accr</sub> /[mg·(kg 干土) <sup>-1</sup> ]	0.061 7	0.067 9

表 13 200 g/L 氯虫苯甲酰胺 SC 及其主要代谢物对土壤生物的风险评估结果

评估对象	供试物	PEC/[mg·(kg 干土) <sup>-1</sup> ]	PNEC/[mg·(kg 干土) <sup>-1</sup> ]	RQ
蚯蚓(急性)	氯虫苯甲酰胺	0.063 0	20	0.003 2
	IN-EQW78	0.068 9	100	0.000 7
蚯蚓(慢性)	IN-EQW78	0.067 9	200	0.000 3
	氯虫苯甲酰胺	0.063 0	0.755	0.083 4
土壤微生物	IN-EQW78	0.068 9	0.800	0.086 1

## 3 结 论

本研究选取常用杀虫剂氯虫苯甲酰胺进行环境风险评估。研究发现,将200 g/L氯虫苯甲酰胺SC在水稻分蘖期按照GAP要求施用后,该药剂对鸟类、蜜蜂、非靶标节肢动物、蚯蚓和地下水的风险可接受;对家蚕和水生生态系统风险不可接受。由于未查询到部分环境行为的试验数值,直接在模型中选用最保守的默认值,使得部分评估结果过于保守,有待进一步改进和优化评估体系。综上所述,应禁止在蚕室与桑园附近使用氯虫苯甲酰胺SC,同时应远离水产养殖区,且施药后的田水不得直接排入水体。本研究可为农药的安全使用提供有力的管理依据。

### 参考文献

- [1] HUANG J, WU S F, YE G Y. Evaluation of lethal effects of chlorantraniliprole on *Chilo suppressalis* and its larval parasitoid, *Cotesia chilonis*[J]. Agricultural Science in China, 2011, 10(7): 1134-1138.
- [2] 张一宾. 鱼尼丁受体及其为靶标的杀虫剂的作用机理[J]. 世界农药, 2007, 29(4): 1-6.
- [3] 徐尚成, 俞幼芬, 王晓军, 等. 新杀虫剂氯虫苯甲酰胺及其研究开发进展[J]. 现代农药, 2008, 7(5): 8-11.
- [4] 农业农村部农药检定所. NY/T 2882.2—2016 农药登记 环境风险评估指南 第2部分:水生生态系统[S]. 北京: 中国农业出版社, 2016.
- [5] 农业农村部农药检定所. NY/T 2882.3—2016 农药登记 环境风险评估指南 第3部分:鸟类[S]. 北京: 中国农业出版社, 2016.

(下转第 55 页)

- 应及敏感生物标记物[J]. 应用生态学报, 2021, 32(9): 3327-3334.
- [10] 常向前, 韩梅梅, 刘冬碧, 等. 不同类型有机肥降解土壤乙草胺残留初步研究[J]. 湖北农业科学, 2020, 59(24): 113-116.
- [11] 于金萍, 白鹏华, 李琦, 等. 76%扑草净·乙草胺·噻吩磺隆乳油防除马铃薯田一年生杂草的效果及安全性[J]. 天津农业科学, 2019, 25(11): 84-87.
- [12] MARIA C A, DANIEL S, ALTHAUS R, et al. Assessing the risk of pesticide environmental impact in several argentinian cropping systems with a fuzzy expert indicator[J]. Pest Management Science, 2010, 66(7): 736-740.
- [13] 王博, 马艺倩, 滕春红, 等. 异噁唑草酮对玉米根际土壤微生物量碳、氮和酶活性的影响[J]. 植物保护, 2021, 47(6): 121-127.
- [14] PALLETT K E, LITTLE J P, SHEEKEY M, et al. The mode of action of isoxaflutole: I. physiological effects, metabolism and selectivity[J]. Pesticide Biochemistry Physiology, 1998, 62(2): 113-124.
- [15] 张敬波, 董振霖, 赵守成, 等. 气相色谱-质谱联用法检测玉米中21种三嗪除草剂残留量[J]. 质谱学报, 2006, 27(3): 148-154.
- [16] 刘晓明, 郭平毅, 冯翠萍, 等. 高效液相色谱法检测玉米及玉米叶中乙草胺的残留量[J]. 山西农业大学学报(自然科学版), 2012, 32(1): 5-8.
- [17] 李瑞娟, 张晓梅, 于建垒, 等. 气相色谱法同时测定玉米和土壤中乙草胺和2,4-滴丁酯残留[J]. 现代农药, 2011, 10(2): 34-36; 56.
- [18] 毛佳, 冯义志, 齐晓雪, 等. 异噁唑草酮及其代谢物在玉米中残留分析方法[J]. 农药科学与管理, 2019, 40(1): 35-40.
- [19] 中华人民共和国农业农村部. NY/T 788—2018 农作物中农药残留试验准则[S]. 北京: 中国农业出版社, 2018.
- [20] 中国农业科学院农业质量标准与检测技术研究所. 农产品质量安全风险评估: 原理、方法和应用[M]. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [21] 中华人民共和国农业农村部. GB 2763—2021 食品安全国家标准 食品中农药最大残留限量[S]. 北京: 中国农业出版社, 2021.
- [22] CHEN X, HE S, GAO Y, et al. Dissipation behavior, residue distribution and dietary risk assessment of field incurred boscalid and pyraclostrobin in grape and grape field soil via MWCNTs-based QuEChERS using an RRLC-QqQ-MS/MS technique [J]. Food Chemistry, 2019, 274: 291-297.

(责任编辑:高蕾)

(上接第48页)

- [6] 农业农村部农药检定所. NY/T 2882.4—2016 农药登记 环境风险评估指南 第4部分: 蜜蜂[S]. 北京: 中国农业出版社, 2016.
- [7] 农业农村部农药检定所. NY/T 2882.5—2016 农药登记 环境风险评估指南 第5部分: 家蚕[S]. 北京: 中国农业出版社, 2016.
- [8] 农业农村部农药检定所. NY/T 2882.7—2016 农药登记 环境风险评估指南 第7部分: 非靶标节肢动物[S]. 北京: 中国农业出版社, 2016.
- [9] 农业农村部农药检定所. NY/T 2882.6—2016 农药登记 环境风险评估指南 第6部分: 地下水[S]. 北京: 中国农业出版社, 2016.
- [10] 农业农村部农药检定所. NY/T 2882.8—2016 农药登记 环境风险评估指南 第8部分: 土壤生物[S]. 北京: 中国农业出版社, 2016.
- [11] 农业部农药检定所. TOP-RICE模型操作手册[R]. 北京: 中国农业部农村检定所, 2014: 2-6.
- [12] European Food Safety Authority. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance [chlorantraniliprole][J]. EFSA Journal, 2013, 11(6): 3143.
- [13] 陈伟国, 董瑞华, 孙海燕, 等. 农用杀虫剂氯虫苯甲酰胺对家蚕的毒性研究[J]. 蚕业科学, 2010, 36(1): 84-90.
- [14] 农业农村部农药检定所. NY/T2874—2015 农药每日允许摄入量[S]. 北京: 中国农业出版社, 2015.

(责任编辑:高蕾)

## EPA 批准 Enlist 产品的使用范围新增 134 个县

美国环境保护署(EPA)批准新增134个县使用科迪华的Enlist One、Enlist Duo 2种除草剂。这两种产品用于控制常规和转基因玉米、棉花和大豆作物中的杂草,现在可用于阿肯色州、堪萨斯州、明尼苏达州、密苏里州、内布拉斯加州、俄亥俄州、俄克拉荷马州和南达科他州的县。在德克萨斯州,Enlist产品现在可用于鲍伊、库克、范宁、格雷森、拉马尔和红河县。

2022年1月,EPA为这些Enlist产品颁发了为期7年的注册。当时,Enlist One和Enlist Duo并未获得在美国所有县使用。2022年2月,科迪华提交了一份标签修正案,提议在另外128个县使用Enlist One和Enlist Duo。2022年3月,科迪华又提交了一份标签修正案,提议在明尼苏达州的6个县使用Enlist Duo。EPA此前禁止在这些县使用,因为该机构推测Enlist Duo的使用可能会危及东部马萨索加响尾蛇。然而,EPA之前的分析是基于FWS的2020年物种分布图。EPA随后获悉,FWS在2021年更新了他们的物种范围图,东部马萨索加响尾蛇不再存在于明尼苏达州。因此,EPA现在已确定不再要求在这些县禁止Enlist Duo。此外,EPA评估了Enlist Duo的使用是否会影响生活在这些县的其他列出物种。EPA现在评估,鉴于当前产品标签上的缓解措施,这些产品不太可能危害所列物种或对关键栖息地产生不利影响。

(金兰译)