沙子琦,贾忠华,刘文龙,等.基于事件的平原河网稻区排水沟塘中毒死蜱传输动态及生态风险分析 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):342-353.
Sha Z Q, Jia Z H, Liu W L, et al. Event-based analysis of chlorpyrifos transport dynamics and ecological risk in drainage ditches and ponds in a plain river network rice area [J]. China Environment Science, 2026,46(1):342-353.

基于事件的平原河网稻区排水沟塘中毒死蜱传输动态及生态风险分析

沙子琦[1],贾忠华[1],刘文龙[1],陈 诚[2],罗 纨[1*] (1.扬州大学水利科学与工程学院,江苏 扬州 225009；2.上海市环境科学研究院生态环境部新污染物环境健康影响评价重点实验室,上海 200233)

摘要：为了明确农药在沟塘中的传输动态及生态风险,以江苏省扬州市农业小流域为例,基于农沟(FD)排水和农药浓度变化过程监测,建立了农药传输过程模型,分析了在不同'浓度-流量'条件下,毒死蜱(CPF)自 FD 到干沟(MD)和池塘(PD)的时空变化特征,并评价了水生动物的生态风险.监测结果显示,FD 中农药和排水没有出现排水高流量和农药高浓度同步的现象,输出过程或为低流量高浓度,或为高流量低浓度.传输过程模拟显示,沟塘对农药输出脉冲缓冲效果显著,能大幅降低高峰值浓度.在低流量高浓度事件中,尽管 CPF 在 FD 中峰值浓度高达 330μg/L,在 MD 和 PD 中的峰值仅为 0.05μg/L 和 0.00002μg/L,削减幅度达到 99.98%和 100%;而在高流量低浓度事件中,FD 中 CPF 峰值浓度仅为 2.5μg/L,在 MD 和 PD 中的峰值为 0.02μg/L 和 0.0006μg/L,削减幅度达到 99.2%和 99.98%.这表明了高流量过程对输出过程的支持作用.由于两类事件下 MD 和 PD 中 CPF 浓度均处于较低水平(MD 中小于 0.1μg/L,PD 中小于 0.001μg/L),生态风险较低,仅对沟塘中可能存在的 16 种水生动物中的 1 种存在中高风险.在假想的高流量和高浓度同步的最不利组合情况下,MD 和 PD 中 CPF 峰值浓度为 2.55μg/L 和 0.039μg/L ,虽然削减幅度达到 99.2%和 99.99%,但生态风险较高的水生动物数量增加到 6 种.

关键词：排水沟塘；毒死蜱；脉冲式输出；动态传播过程；生态风险
中图分类号：X592,X52 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)01-0342-12

Event-based analysis of chlorpyrifos transport dynamics and ecological risk in drainage ditches and ponds in a plain river network rice area. SHA Zi-qi[1], JIA Zhong-hua[1], LIU Wen-long[1], CHEN Cheng[2], LUO Wan[1*] (1.College of Hydraulic Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China；2.Key Laboratory of Environmental Health Impact Assessment of Emerging Contaminants of the Ministry of Ecology and Environment, Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China). *China Environment Science*, 2026,46(1)：342~353

Abstract：In order to clarify the transport dynamics and ecological risks of pesticides in ditches and ponds, this paper presenteda pesticide transport model based on a monitoring study on drainage process and pesticide concentrations in field ditches (FD) in a small agricultural watershed in Yangzhou of Jiangsu Province, China. With the proposed model, we analyzed the spatial and temporal variations of chlorpyrifos (CPF) from FD to main ditches (MD) and ponds (PD) under different drainage flow and concentrationconditions, and evaluated the ecological risks of the CPF to aquatic animals. The monitoring results showed that peak drainage flow did not synchronize with peak pesticide concentrations in FD, the pesticide loading process was either with low flow and high concentration or high flow and low concentration. The model predictions of CPF transport process showed that ditches and ponds had a significant buffering effect on pesticide loading pulses, thus reducing peak concentrations of pesticide in drainage discharge. In the low-flow and high-concentration event, the observed peak concentration of CPF was as high as 330μg/L in FD, but reduced to 0.05μg/Lin MD and 0.00002μg/L in PD, resulting in reductions of 99.98% and 100% in MD and PD, respectively. In the high-flow and low-concentration event, the peak concentration of CPF was 2.5μg/L in FD, 0.02μg/L in MD, and 0.0006μg/L in PD, resulting in reductions of 99.2% and 99.98% in MD and PD, respectively. These results showed supportive effect of high-flow process on the output process. Under both types of drainage flow events, CPF concentrations were at low levels in MD (<0.1μg/L) and PD (<0.001μg/L),posing relatively low ecological risks to 16species of aquatic animal species that might be present in the ditches and ponds, except one species with a medium to high risk. Under a hypothetical unfavorable combination of synchronized high flow and high concentration event, the calculated peak concentrations of CPF was 2.55μg/Lin MD and 0.039μg/L in PD, making the number of aquatic animals with high ecological risk rise to 6species, regardless of the great reductions of 99.2% and

收稿日期：2025-06-17
基金项目：国家自然科学基金资助项目(52379050)
* 责任作者, 教授, luowan@yzu.edu.cn

99.99% in MD and PD, respectively. Findings from this research may provide a scientific basis for pesticide pollution control and aquatic environmental protection in similar regions.

Key words：drainage ditches and ponds；chlorpyrifos；pulse loading；dynamic transport processes；ecological risk

长江中下游平原区作为我国重要的水稻生产区,气候温暖,降水充足,十分适宜稻米生长,但这也为病虫害的滋生提供了有利条件,且在气候变化的背景下病虫害有着加重的态势[1].喷施农药是目前控制虫害的主要措施,为了提升防治效果,通常需要在施药前进行同步灌溉,这会导致稻田在短时间内形成浓度较高的排水脉冲过程,使得农药快速进入下游排水沟塘系统,威胁水环境和水生态的健康和安全[2-6].

平原河网地区的农田与河湖水体之间广泛分布着面积可观的小型排水沟塘,它们一方面构成了当地的排水系统;另一方面也是当地水环境和水生态系统的重要组成部分.作为一道重要的生态屏障,沟塘系统可以通过物理稀释、化学和生物降解等过程,降低和削减农药输出浓度与负荷,减小对下游河湖水质的负面影响[7-9].现有文献中,关于不同水体中农药残留情况的研究揭示了部分农药在水体中的时空变化规律.这些研究在采样策略[10-12](如取样频率和数量)和空间尺度[13-16](从流域到田间沟渠)上有所不同,但普遍检测出多种农药残留,且不同水体中农药残留浓度存在显著差异,为理解农药在水体中的迁移、转化和分布提供了重要的数据支持.然而,这些研究多集中在较大的流域尺度上,对于农药从农田到周围排水沟塘系统这类相对较小的水体尺度上的迁移和转化过程关注不够;而且大多研究的取样点和取样数量有限,难以全面反映农药在时空上的变化特征.由于水质取样间隔时间较长,无法捕捉到农药施用后的动态传播过程,尤其是对峰值浓度变化的精确监测,导致对稻区农药随排水输出的生态风险评估存在偏差.因次,为了更准确地追踪农药峰值浓度变化,需要适时实施高频监测.

近年来,基于模型工具的模拟研究为理解农药在田间和流域尺度上的脉冲式输出过程提供了有效的技术手段.随着计算机技术的发展和模拟模型的不断完善,越来越多的研究从理论上探索了农药在农业生态系统中的迁移、转化和输出过程.研究者通过开发或应用各类模型,将其运用于丘陵区小流域、城乡混合子流域、排水沟渠及农田等不同特征的区域,以实现对农药传输、去除与流失过程的模拟[17-22].然而,大多数模型在平原河网地区的适用性仍显不足,同时缺乏针对农业小流域中排水沟塘系统内农田排水与农药脉冲输出过程的深入关注.

排水沟塘作为平原河网地区水环境和水生态系统中的重要一环,它们既是联系农田系统和河湖系统的纽带,自身也具有一定的生态价值.本文针对南方平原河网稻区近年来不断增加的水稻虫害防治、施药期间同步灌溉排水以及愈发严格的环境保护要求,根据研究区稻田施药后对水体水质高频取样监测,构建排水沟塘系统中基于事件过程的农药传输计算模型,分析农药输出脉冲在沟塘系统传输中的时空变化规律,评估排水沟塘系统不同水体的生态风险,确定沟塘系统的削减和缓冲作用,以期提出研究区更为优化的农田排水管理和农药污染防控措施.

1　材料与方法

1.1　研究区排水沟塘分布状况

研究区域位于江苏省扬州市江都区京杭大运河东侧的沿运灌区,具体位置如图 1 所示.扬州属于典型的北亚热带季风湿润气候区,夏季炎热潮湿,冬季寒冷干燥.年降雨量约 1020mm,年平均气温 15.6℃.研究区内地势平坦,河湖交织,农区普遍实行稻麦轮作制度.每年水稻季都有虫情发生,为了保证治虫效果,当地植保部门一般要求统一施药;而且在喷洒农药的同时进行统一的治虫灌溉,以提高防治效果.大面积的治虫灌溉为农药流失创造了水力条件.

通过对研究区高清遥感影像(分别率约为 0.2m)解析,并结合野外调查,得到研究区排水沟塘系统及土地利用分布图(图 2(a)).稻田周边分布的排水系统一般由农沟(FD)和干沟(MD)组成.其中排水农沟深 0.6m、间距 100m 左右;稻田排水自 FD 输出,在形状狭窄、宽度较大 MD 汇集后,输送至下游河湖.有时在 MD 下游分布着池塘(PD).研究区总面积 3107209m^2,农田面积 2286734m^2,沟塘总面积 562424m^2,与农田的面积比为 24.6%.

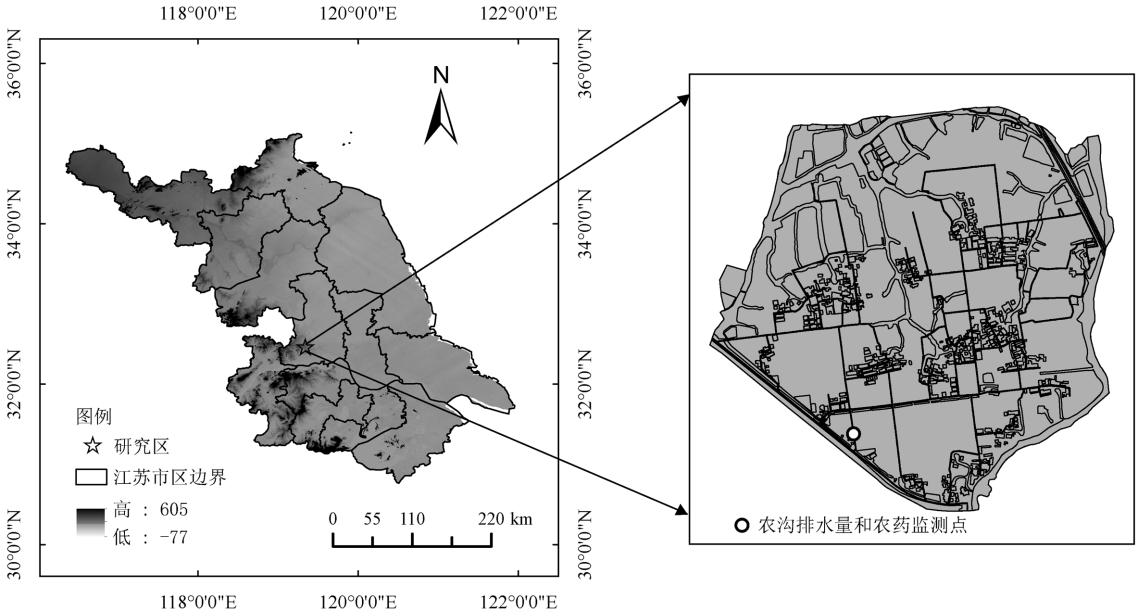
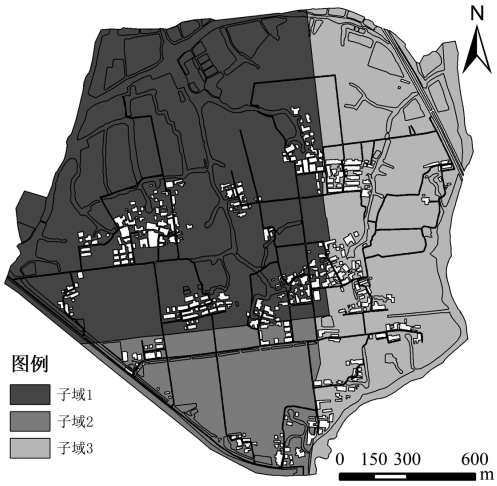


图 1 研究区地理位置及农沟排水和农药浓度监测点布置

Fig.1 Location of the study area and the layout of the field ditch drainage and the pesticide concentration monitoring points



(a) 研究区沟塘现状系统分布



(b)研究区子域划分

图 2 研究区沟塘现状系统分布和研究区子域划分

Fig.2 Current systematic distribution of ditches and ponds in the study area and sub-division of the study area

1.2 农药输出过程监测

本研究以毒死蜱(CPF)为对象,分析了农药输出及传输过程.CPF 是一种广谱低毒杀虫剂,常用于防治当地对水稻威胁极大的稻飞虱. 2018~2020 年 3 个水稻生长季节的治虫灌溉期间,均采用喷雾器进行田间施药,CPF 施用量分别为 1200g/hm^2(2018 年)、1200g/hm^2(2019 年)和 1050g/hm^2(2020 年).农田排水和 CPF 浓度变化监测点如图 1 所示.其中,流量通过安装在 FD 出口的三角堰记录.在每次施用农药后的最初 24h 进行了高频监测,以捕捉高浓度阶段的农药动态特征.

实地采样程序在三年内略有不同,如下:(1)在 2018 年 8 月 11 日,于施药之后每隔 1h(第 1~8h)、2h(第 8~14h)、12h(第 14~26h)在图 1 所示取样点进行取样;(2)在 2019 年 7 月 29 日,于施药之后每隔 30min(第 0~6h)、1h(第 6~12h)在图 1 所示取样点进行取样;(3)在 2020 年 8 月 7 日,于施药之后每隔 1h(第 1~9h)、3h(第 9~15h)、6h(第 15~27h)在图 1 所示取样点进行取样.

2018 年水样中毒死蜱浓度使用 GC-MS(Agilent 气相色谱-质谱联用仪,7890B/5977B)测定,2019 年和 2020 年则使用 GC(Agilent 气相色谱仪 7820A,配 FPD 检测器、DB-1701P 色谱柱,磷检测模式)测定.两种方法均基于水样的溶剂萃取(液液萃取)并结合色谱分析技术.上述方法均通过回收率验证[23].

1.3　排水沟塘系统概化及基于治虫事件的农药传输模型

根据当地农田排水实际情况,将排水与农药输出概化成图 3 所示的‘FD−MD−PD’传播过程.由于 CPF 药效相对持久,目前研究区要求在一年内施药不超过两次.因此两次施药间隔较大,除去施药后一段时间外,沟塘中农药浓度一般低于检测水平.稻田施药后农药输出呈现出明显的短暂脉冲现象.为了跟踪治虫事件中农药的传输动态,本文提出了基于事件的分析模型,并根据田间条件做以下假设:

1)考虑到污染源扩散速度快而接纳水体体积相对较小,假设携带农药的排水进入 MD 和 PD 后充分混合.

2)由于农药脉冲过程持续时间较短,其传输过程中流量损失可以忽略不计.

3)为了防止害虫出现抗药性,CPF 一年内一般使用不超过 2 次,因此 MD 和 PD 中的初始浓度忽略不计.

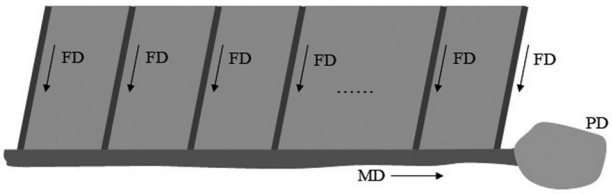


图 3　‘FD−MD−PD’系统中基于事件的农药传输模型示意

Fig.3　Schematic of the event−based pesticide transportmodel in the ‘FD−MD−PD’ system

基于上述假设,在监测农沟排水流量和农药浓度的基础上,描述农药沿排水通道在 MD 和 PD 中变化的方程如下:

$$\text{FD}\rightarrow\text{MD}:\quad Qc_{\mathrm{f}}-Qc_{\mathrm{m}}-kV_{\mathrm{m}}c_{\mathrm{m}}=V_{\mathrm{m}}\frac{\mathrm{d}c_{\mathrm{m}}}{\mathrm{d}t} \tag{1}$$

$$\text{MD}\rightarrow\text{PD}:\quad Qc_{\mathrm{m}}-Qc_{\mathrm{p}}-kV_{\mathrm{p}}c_{\mathrm{p}}=V_{\mathrm{p}}\frac{\mathrm{d}c_{\mathrm{p}}}{\mathrm{d}t} \tag{2}$$

式中:c_{f}、c_{m}、c_{p} 分别为农药在 FD、MD、PD 中的浓度,μg/L;Q 为排水流量,L/s;V_{m} 和 V_{p} 分别为 MD 和 PD 的水量,L;k 为农药降解常数,对于毒死蜱而言,该常数取值为 0.023/d,数据来源于权威的农药特性数据库(PPDB);t 为时间,h.

目前研究区排水沟塘与农田的分布很不均匀,为了提高计算精度,同时确定分布不均的影响,本文根据研究区内三条主要沟道的分布情况将整个区域划分为 3 个子域单元,如图 2(b)所示.表 1 列出了各子域内农田、干沟、池塘的面积大小及水量;水稻生长季内,各水体的水深较为稳定,MD 平均水深为 0.8m,PD 平均水深为 1m.

表 1　研究区子流域内农田、干沟、池塘面积及水量

Table 1　Area and volume of farmland, main ditches, and ponds in the sub−watersheds of the study area

排水分区	农田	干沟(MD)		池塘(PD)		沟塘合计	
	面积 (m^2)	面积 (m^2)	水量 (m^3)	面积 (m^2)	水量 (m^3)	面积 (m^2)	水量 (m^3)
子域 1	1205992	213148	170518	96393	96393	309541	266911
子域 2	358785	47313	37850	10022	10022	57335	47872
子域 3	721957	136841	109473	58707	58707	195548	168180
合计	2286734	397302	317841	165122	165122	562424	482963

1.4　农药水生生态风险评价

为了科学评估农药进入水体后对水环境造成的影响,识别关键风险点和敏感物种,需要积极开展水体中农药的生态风险评价工作.本研究参照中国农药生态风险分级标准[24-25],采用风险商值法量化评估了毒死蜱在稻区排水沟塘系统中对水生动物造成的生态风险.

风险商值法是一种基于环境暴露浓度与毒性阈值的比值来评估生态风险的方法.具体计算公式为:

$$\mathrm{RQ}=\mathrm{EEC}/96\mathrm{hLC}_{50} \tag{3}$$

式中:EEC 为环境暴露浓度值,即农药在水体中的峰值浓度,通过采样检测数据或模型模拟预测获得,μg/L;96h LC_{50} 为 96h 半数致死浓度值,μg/L.风险等级评判标准为:RQ≥5.0 为极高风险;0.5≤RQ<5.0 为高风险;0.1≤RQ<0.5 为中风险;RQ<0.1 为低风险.

安全浓度计算法是另一种用于评估农药生态风险的方法,通过计算安全浓度 SC 来确定农药在环境中可接受的最高浓度,常用的 2 种计算方法为[26]:

$$\mathrm{SC}_1=\frac{48\mathrm{hLC}_{50}\times 0.3}{(24\mathrm{hLC}_{50}/48\mathrm{hLC}_{50})^2} \tag{1}$$

$$\mathrm{SC}_2=96\mathrm{hLC}_{50}\times 0.1 \tag{2}$$

式中:SC 为安全浓度,μg/L;24h LC_{50} 和 48h LC_{50} 分别为 24h 和 48h 半数致死浓度值,同 96h LC_{50} 一样,都是评估农药毒性的关键参数,μg/L.

2 结果与分析

2.1 治虫事件中稻田排水的‘浓度−流量’关系

2018~2020 年监测数据显示,2019 年稻作期较为干旱,即使在治虫灌溉以后,田间未观测到显著的排水过程.因此,下面仅对 2018 年和 2020 年监测的水质数据进行分析.在治虫期间,灌溉与治虫措施基本同步,一般是灌溉后即刻或稍后开始施药.图 4 显示研究区 2018 年及 2020 年治虫期间稻田排水与毒死蜱浓度双脉冲输出过程,分别代表了两种不同的农药输出情景:1)2018 年为低流量高浓度排水的农药输出事件,2)2020 年则为高流量低浓度排水的农药输出事件.

2018 年监测数据显示,排水流量在施药后约 1h 达到峰值(141.48L/s),且仅持续 0.3h,随后迅速下降;而排水中 CPF 浓度峰值出现在 4h 左右(330μg/L),此时排水流量已经下降到峰值的 2.9%.CPF 在峰值后到 6h 时,降至 220μg/L,然后到 7h 后,农药浓度呈现二次出峰现象(320μg/L).而在 2020 年事件中,高排水流量时段持续时间较长,且在 5.5h 形成排水流量高峰(106.974L/s);虽然从趋势上来看,CPF 浓度和排水过程有着一定同步性,但是在施药后约 5−6h 出现的峰值很低,仅为 2.50μg/L.从影响农药输出负荷的浓度和流量这两个因子来看,只有当稻田排水与农药输出脉冲过程同步,且农药浓度达到一定水平的情况下,才会引发短期内农药的高负荷输出,对下游水体造成严重的农药污染.而 2018 年事件出现排水与农药不同步的现象,2020 年事件虽然过程同步,但是农药浓度在高流量情况下峰值浓度很低.因此,2018 和 2020 年监测情况都存在抑制农药流失的有利条件.

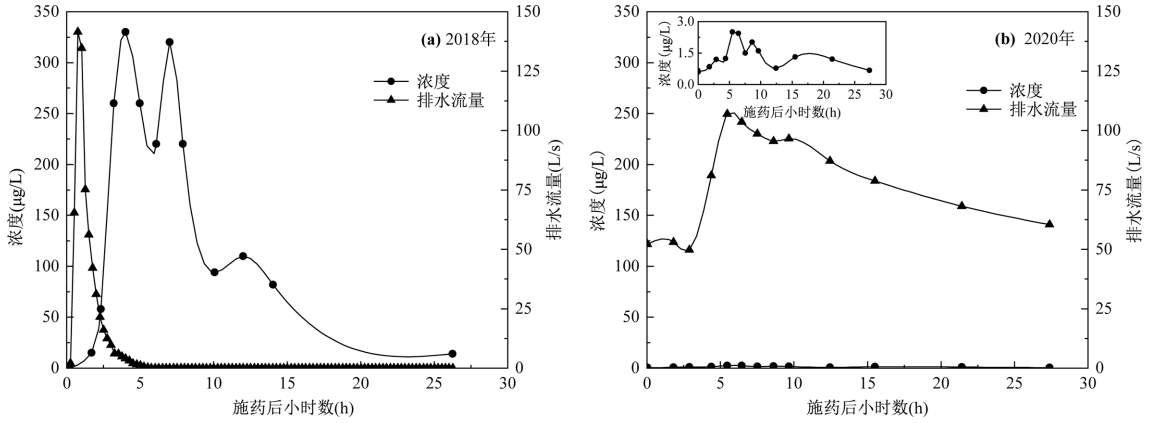


图 4 2018 年和 2020 年稻田治虫灌溉期间农药和排水双脉冲输出过程

Fig.4 Pesticide and drainage double pulse loading process during irrigation of rice fields for insect control in 2018 and 2020

由于 2020 年农药浓度较低,所以在图 4(b)中插入了一个纵坐标范围更小的农药浓度变化图

2.2 农药在‘FD−MD−PD’系统的传输过程及计算情形

上面的监测结果表明,两年的治虫事件过程中都存在抑制农药输出的因素;而这些现象并非偶然,如 2018 年监测到的的高浓度只能出现在排水流量很小的情况,而 2020 年发生的持续大流量排水大幅度稀释了农药浓度.因此,在后续分析中,本文构建一个假想的最不利组合,即高浓度高流量农药排水输出事件,以此作为一种更加保守或极端的情景补充.

2.2.1 基于研究区 2018 年和 2020 年实测流量与浓度过程的农药传输特征

图 5 为 2018 年和 2020 年两次治虫期间 MD 和 PD 中农药浓度的计算结果.如图所示,2018 年施药事件由于低流量条件导致施药后 FD 中 CPF 浓度高达 330μg/L.在施药后的短时间内,由于灌溉引发排水径流,农药随排水进入沟塘系统,导致 MD 和 PD 中 CPF 浓度快速升高,并在施药后 2~3h 达到浓度高峰,峰值浓度分别为 0.05μg/L 和 0.00002μg/L.随后,在监测期内,CPF 浓度整体呈现下降趋势,且下降速率逐渐变缓,在施药 15h 后,MD 和 PD 中农药浓度降至最低且不再发生变化,表明污染物扩散已趋于稳定.对于 2020 年的施药事件,FD 中检测到的 CPF 峰值浓度较低,仅为 2.5μg/L,远低于 2018 年的浓度值(330μg/L).在施药后的初期阶段,CPF 浓度迅速上升,随后在较长时间内保持在

一个相对稳定的水平.整个监测期内 MD 和 PD 中 CPF 峰值浓度分别为 0.02μg/L 和 0.0006μg/L.从 FD 到 MD,CPF 计算浓度下降了 99.2%,而从 MD 到 PD,CPF 计算浓度又下降了 97%,表明农药在‘FD−MD−PD’系统中传输时浓度显著降低.

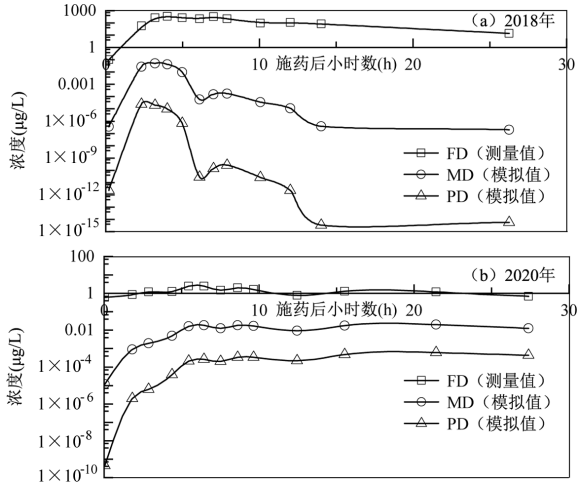


图 5　基于研究区 2018 年和 2020 年实测流量和浓度过程计算的 FD−MD−PD 系统中 CPF 浓度变化

Fig.5　Calculated of concentration change through the FD−MD−PD system based on measured flow and concentration processes in the study area in 2018 and 2020

在 2018 年和 2020 年的两次治虫事件中,‘FD−MD−PD’系统中的 CPF 浓度变化过程差别较大,这归因于‘浓度−流量’关系的不同.2018 年和 2020 年两次事件中,从 FD 到 MD 中 CPF 最大浓度的比例分别为 330:0.05 和 2.5:0.02.尽管 2018 年的排水峰值达到 141.48L/s,高于 2020 年的 106.97L/s,但其平均流量仅有 6.01L/s,而 2020 年的平均排水流量高达 79.36L/s,为 2018 年的 13.2 倍.在施药后 30h 内,2020 年 MD 和 PD 中 CPF 浓度整体上高于 2018 年,2020 年的持续高流量事件对农药向下游水体的传输产生了稳定和持久的影响,但两次事件下 MD 和 PD 中的 CPF 计算浓度水平都较低.因此,我们可以得出结论,稻田施药后,类似 2018 年的低流量高浓度排水事件可能对农沟等内部水体造成较大影响,但对外围沟塘水体的影响有限,因排水流量低而向下游水体传输的农药量很小.排水路径在很大程度上缓冲了农药的潜在传输过程,特别是对低流量条件下出现的短暂高浓度农药脉冲输出过程.

2.2.2　假想不利条件(高流量高浓度排水事件)下农药在‘FD−MD−PD’中的传输过程　2018 年和 2020 年治虫事件中排水与农药输出的监测结果显示,低流量排水限制农药输出或高流量排水稀释农药的作用都对稻田农药输出起到了缓冲或抑制作用.这里将 2018 和 2020 两年的排水流量与农药浓度监测结果进行错配,形成治虫后稻田高流量、高浓度排水输出的最不利情景组合,并计算 MD 和 PD 中 CPF 的浓度变化,结果绘于图 6.如图 6 所示,FD 中 CPF 浓度很高,峰值浓度为 330μg/L,在施药后 4h 内 MD 和 PD 中 CPF 浓度快速升高,施药 7h 后达到浓度峰值(分别为 2.55μg/L 和 0.039μg/L),随后农药浓度有下降的趋势,但下降趋势较缓,整个观测期内农药浓度维持在一个较高的水平(MD 中 CPF 浓度维持在 1μg/L 左右, PD 中 CPF 浓度维持在 0.02μg/L 左右).在这种最不利情景组合下,计算得到 MD 中 CPF 的最高浓度达到 2.55μg/L,为 2018 年(0.05μg/L)的 51 倍和 2020 年(0.02μg/L)的 127.5 倍;PD 中 CPF 最高浓度达到 0.039μg/L,为 2018 年(0.00002μg/L)的 1950 倍和 2020 年(0.0006μg/L)的 65 倍.可见,当稻田排水高峰期与农药输出脉冲过程同步,且农药浓度较高时,短期内会导致农药高负荷输出.该情景下不仅会对局部生态系统造成很大的负面影响,而且会在高流量驱动下将高浓度农药迅速扩散至下游区域,威胁接纳水体的生态安全.

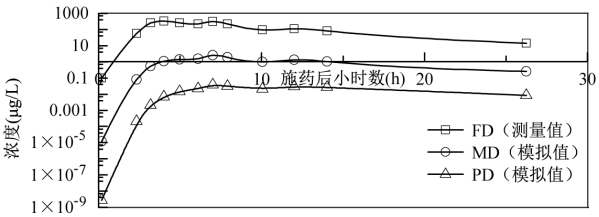


图 6　最不利组合(高排水流量高农药浓度事件)下计算 FD−MD−PD 系统浓度变化

Fig.6　Calculation of concentration changes in the FD−MD−PD system under the most unfavorable combination (the high drainage flow and high pesticide concentration event)

综上所述,低流量高浓度排水事件可能对 FD 等局部水体造成较大影响,但由于其排水流量较低,向下游水体传输的农药负荷相对较小,因此对外围沟塘系统的影响有限.而对于高流量低浓度排水事件,虽然排水流量大,但由于农药浓度低,农药的总负荷也相对较小,对下游水体的影响同样较小.如果发生

高流量、高浓度排水事件,则会由于排水流量与农药脉冲式输出过程同步而导致农药高负荷输出,对局部生态系统以及下游接纳水体造成了较大的污染风险.因此,在农田排水管理和农药使用时,需要特别关注此类高流量高浓度排水事件,避免对水体环境造成较大的威胁.

2.3 沟塘分布差异对农药传输过程的影响

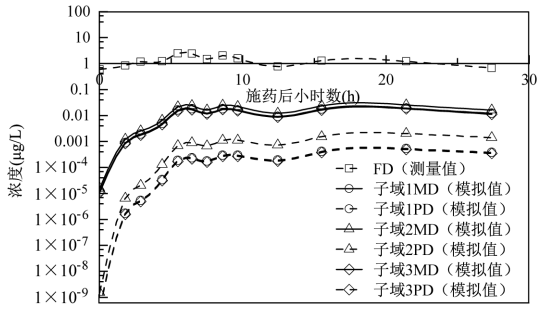


图 7 不同子域内毒死蜱通过“FD−MD−PD”的传输过程

Fig.7 Transport of chlorpyrifos through “FD−MD−PD” in different subdomains

上述分析是基于整个农业小流域尺度进行的综合考量,为了进一步分析沟塘不规则分布对农药传输的影响,将研究区整个小流域按照沟塘分布划分成 3 个子区域(图 2b),基于 2020 年治虫灌溉期间农沟末端农药浓度和排水流量实测值,模拟了 CPF 在不同子域尺度上通过‘FD−MD−PD’传输的过程,模拟结果如图 7 所示.由图可知,子域 1 和子域 3 中 CPF 在 MD 和 PD 中的浓度变化过程相近,在 MD 中的浓度峰值为 0.02μg/L,在 PD 中的浓度峰值为 0.0005μg/L;而子域 2 的 MD 中 CPF 峰值浓度为 0.03μg/L,为子域 1 和子域 3 的 1.5 倍,PD 中 CPF 峰值浓度为 0.002μg/L,为子域 1 和子域 3 的 4 倍.结合沟塘与农田的面积比分析,子域 1、子域 2 和子域 3 中沟塘面积占比分别为 25.7%、16%和 27%,子域 2 中沟塘占比显著低于子域 1 和子域 3,导致其水体容积较小,对农药的稀释与降解作用有限.沟塘面积越大,农药在沟塘中的水力停留时间越长,迁移路径越复杂,对农药的稀释和降解能力就越强.因此,子域 2 的 MD 和 PD 中 CPF 浓度要普遍高于子域 1 和子域 3.可见,沟塘面积占比是影响农药在沟塘系统中传输过程的重要因素,其决定了农药浓度变化的速率与幅度.本文研究区内现有沟塘面积较大,这些沟塘在农田排水和污染物降解方面具有重要作用,不过,沟塘系统的环境功能受到水力条件的限制;为了更好发挥其环境功能,未来可以对研究区内现有的分散沟塘进行连通和功能改造以优化水流路径,避免农田排水直接进入主沟渠或最终受纳水体,通过优化水力联系来均衡沟塘拦截效果,在兼顾经济效益的同时最大化发挥沟塘湿地的生态功能.

2.4 排水沟塘中农药峰值的水生生态风险评价

根据国内外关于毒死蜱对鱼、虾、蟹这三类高经济价值水生动物的生态毒性研究,本文统计了其对青鱼等 16 种水生动物的 24h、48h、72h 和 96h 半致死浓度 LC_{50},结果列于表 2.其中,黑鱼、鳑鲏、河川沙塘鳢幼鱼、大鳞副泥鳅和中华绒螯蟹均为南方平原河网地区最具本地代表性的水生生物.

图 8 显示 2018 年、2020 年治虫事件以及假想最不利组合情景下 CPF 对各水生生物的生态风险评价结果.2018 年监测到 FD 中 CPF 浓度对 13 种鱼类中的 5 种都具有极高风险性,仅对鲢鱼表现为低风险性,对克氏原螯虾等三种虾、蟹类水生动物都表现为高或极高风险性,特别是锯齿新米虾,其风险商值高达 5500,远超其他水生生物,表明其对 CPF 极为敏感.2018 年 MD 中 CPF 浓度仅对锯齿新米虾表现为高风险,其余水生动物均为低风险,而 PD 中 CPF 浓度对各类水生动物的风险等级都很低,RQ 值最大仅为 0.0004.相较于计算得到的 CPF 安全浓度范围 0.006~397μg/L,2018 年 CPF 在 FD 中的环境暴露质量浓度(330μg/L)为安全浓度的 0.83~55000 倍,在 MD 中的环境暴露质量浓度(0.051μg/L)为安全浓度的 0.00013~8.5 倍,而在 PD 中的环境暴露质量浓度(0.000023μg/L)远低于安全浓度值.因此,无论是从风险商还是安全浓度的角度考虑,2018 年治虫事件中农药对 FD 中的水生生物具有很高的生态风险,对于 MD 和 PD 中的水生生物则较为安全.

在 2020 年的治虫事件中,FD 中 CPF 浓度仅对锯齿新米虾表现出极高风险性,风险商值为 42,显著低于 2018 年事件中计算得到的风险商值,对其余大部分水生生物都表现为中低风险性,MD 中 CPF 浓度除了对锯齿新米虾存在中风险威胁外对其余水生动物均为低风险,而 PD 中各水生生物的风险等级都较低.由此可见,2020 年持续高流量低浓度事件对排水沟塘中的水生生物相对更安全.尽管如此,与 2018 年的低流量高浓度事件相比,两者对下游 MD

和 PD 的污染影响都较小,只可能对下游水体中的敏　　感生物产生一定影响.

表 2　不同水生动物 24hLC$_{50}$、48hLC$_{50}$、72hLC$_{50}$、96hLC$_{50}$

Table 2　24hLC$_{50}$, 48hLC$_{50}$, 72hLC$_{50}$, 96hLC$_{50}$ of different aquatic animals

水生动物名称	24hLC$_{50}$(μg/L)	48hLC$_{50}$(μg/L)	72hLC$_{50}$(μg/L)	96hLC$_{50}$(μg/L)	种类
青鱼[27]				310	鱼类
鲤鱼[28-30]	678~14270	551~6170	494~4420	440~3170	
鲫鱼[28,31]	309.4~14780	242.4~6790	203.7~4240	184.9~3670	
鲢鱼[28]	15210	6130	4440	3970	
麦穗鱼[32-33]	65.6	36	26.5	25.2~42	
食蚊鱼[32]		520		306	
鳑鲏[32]				144	
罗非鱼[32,34-35]	55	47	36	25~55.19	
太阳鱼[32-33]	98	67	67	1~67	
黑鱼[32]				101	
草鱼[36-37]	290	210	120	7.24~50	
河川沙塘鳢幼鱼[38]	296	160		52	
大鳞副泥鳅[39]	524.76	291.53		193.2	
克氏原螯虾[40-41]	710	590	480	13.1~450	虾类
锯齿新米虾[42]	0.35	0.17	0.11	0.06	
中华绒螯蟹[43-45]	700	340~650	560	364~490	蟹类

与 2018 年和 2020 年治虫事件不同的是,假想最不利组合情景下 CPF 对水生生物的生态风险评价结果显示,不仅 FD 中 CPF 对水生生物造成了极高的生态风险,而且 MD 中 CPF 对水生生物也构成了一定的威胁,其中对麦穗鱼、罗非鱼、草鱼和克氏原螯虾 4 种水生生物表现为低-中风险性,对太阳鱼表现为低-高风险性,对锯齿新米虾表现为极高风险性.除此之外,分析 PD 中 CPF 对各水生生物的生态风险发现,锯齿新米虾的安全浓度值要小于 PD 中 CPF 的环境暴露质量浓度,这与风险等级评判结果是一致的.由此可见,高流量高浓度排水事件造成的农药污染覆盖面积广、危害大,不仅会在原位产生高风险,严重威胁水生生物的安全,而且会在高流量驱动下将高浓度的农药传输至下游区域,污染接纳水体.因此,在水稻治虫喷洒农药时应尽量避开较大降雨,同时优化农田排水管理措施(如在田间沟渠出口实施控制排水增加水体体积和延长水力停留时间)并加强农药的使用管理(施药时考虑风向影响,避免农药直接进入紧邻农田的 FD,从而避免形成浓度高峰).这些措施可以有效地减少农药随大流量排水高负荷输出,降低对下游水体的生态风险.

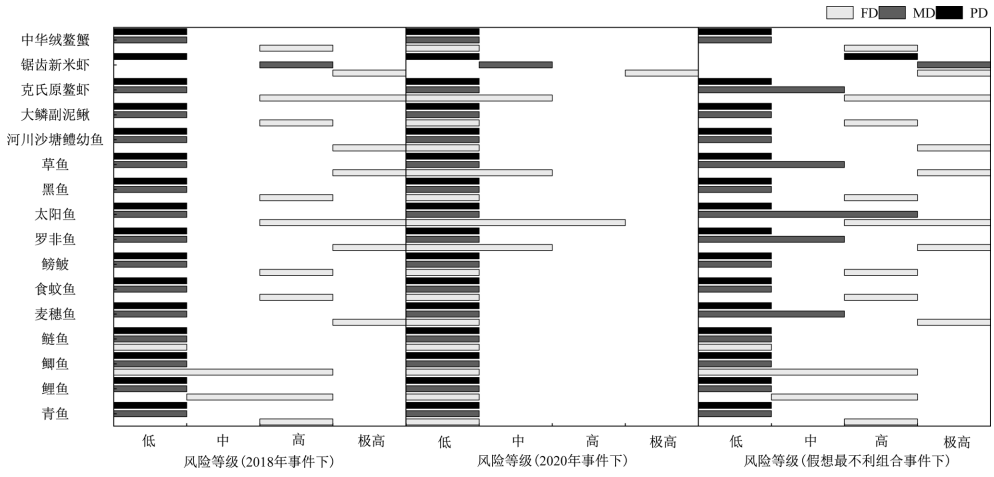


图 8　2018 年、2020 年和假想最不利组合事件下 CPF 对水生动物生态风险评价结果

Fig.8　Results of the ecological risk evaluation of CPF to aquatic animals in 2018 events, 2020 events and under the hypothetical most unfavorable combination of events

3 讨论

表 3 列出了文献中报导的平原河网区各类水体中CPF的检出浓度,这些数值在不同尺度上表现出显著差异.其中,曹莹等[46]报告的太湖水体中的 CPF 浓度最高(高达 13.6μg/L),这可能是因为采样点布设在太湖沿岸区域,而大量农田分布在湖边,在盛夏的降雨和灌溉作用下,农药随排水径流进入太湖水体、导致检出浓度较高.其它文献中报导的CPF在太湖流域和长江中下游水体中的检出浓度则相对较低(小于0.2μg/L),这可能与流域较为发达的河网系统和较强的水体自净能力有关.而在田间尺度,肖鹏飞等对稻田沟渠、人工渠道、天然渠道以及鱼塘边渠全年监测结果发现,CPF 的浓度最高可达 5.5μg/L.而本研究中在稻田施药后24h的高频监测结果显示,FD中CPF浓度峰值高达 330μg/L.这一数值显著高于其他文献中报导的浓度,可能原因是 2018 年治虫灌溉期间的主要风向为东风转东北风,最大风速平均值达3.23m/s,平均风速平均值达 1.41m/s,十分有利于稻田中的CPF物质经过挥发转移到大气中,并最终沉降在紧靠稻田西侧的FD水体中.此外,在2018年施药之前,对 FD 进行了彻底的清淤工作,除去了水中的杂草等水生植物,这些植物的移除不利于农药的降解.上述分析表明,施用农药后,稻田及其周边沟塘系统中的农药浓度会显著升高,对生活在其中的许多水生生物造成生态风险;而流域内的河流、湖泊等较大水体,通常具有较强的流动性和较大的水量,使得农药进入后能够快速被稀释和扩散,显著降低峰值浓度.

本研究通过构建基于事件的农药传输计算模型,结合稻田排水和农药浓度高频监测数据,系统揭示了水稻治虫事件中农药 CPF 在农田排水沟塘系统(FD−MD−PD)中的动态传输过程.研究结果表明,CPF的迁移受农田排水和施药事件的影响较大,其在 FD中的浓度峰值通常出现在排水后的短时间内,并随水流逐步向 MD 和 PD 扩散.模型的构建是基于对研究区内沟塘分布的详尽统计和实地调研,并采用实测的排水和农药浓度数据作为输入,确保了基础数据的详实可靠.尽管模型对农田与沟塘系统的空间分布及其之间的水力联系进行了简化处理,但模型的基本关系是基于物质平衡关系的精确解析关系推导而来,且浓度峰值均在施药后数小时内出现,这一时间段内其他可能影响浓度的过程相对作用较小,因此模型计算误差应该是较小的.不过,模型对CPF的降解过程(水解、光解和微生物降解)采用了简化参数,不能完全反映其复杂的变化过程,如主要降解物3,5,6−三氯−2−吡啶醇(TCP)可能产生的生态风险[47].尽管如此,本研究仍为理解农药在排水沟塘系统中的传播机制提供了重要的参考依据;研究结果揭示了CPF在农业小流域内的迁移特征,说明沟塘系统可以有效的削减农药浓度,为平原河网区农药污染防控提供了科学依据.未来的研究可进一步优化农田−沟塘系统的空间分布和水力联系,考虑更多实际因素,以提高理论模型的计算精度,除此之外,可以在结合研究区实际环境特征的基础上,明确沟塘内各削减过程(物理稀释、生物降解、光解等)的具体贡献,从而更好地服务于农药污染防控和生态风险评估.

表 3 平原河网区各类水体中毒死蜱检出浓度

Table 3 Detected concentrations of chlorpyrifos in various water bodies in the plain river network area

文献	监测时间	采样位置	监测指标	浓度(μg/L)
[46]	2014 年 8 月	太湖水体	毒死蜱	n.d.~13.6
本研究	施药后 0~24h	江苏省江都昭关灌区水稻田排水沟	毒死蜱	0.6~330
[48]	2014−07−26	太湖流域	毒死蜱	n.d.
[49]	2008−09−23	长江下游江苏段	毒死蜱	<0.1
[16]	2012.1~2012.12	浙江省诸暨市麻车阁村江南典型稻田水系统	毒死蜱	⩽5.5
[50]	2009 年 5 月、7 月和 10 月	太湖北部的梅梁湾和竹山湾	毒死蜱	8.9×10^{-5}~0.179
[51]	2022 年 6 月、2022 年 9 月	太湖流域西北部地区	毒死蜱	n.d.~0.14
[52]	2022 年 7~9 月、11~12 月	长江下游和太湖流域	毒死蜱	<0.0068

4 结论

4.1 高频监测结果显示,稻区农沟(FD)中农药和排水没有出现排水高流量和农药高浓度同步的现象,输出过程或为低流量高浓度,或为高流量低浓度.传输过程模拟显示,2018 年低流量高浓度排水事件中,

尽管毒死蜱(CPF)在 FD 中峰值浓度高达 330μg/L,在干沟(MD)和池塘(PD)中的峰值仅为 0.05μg/L 和 0.00002μg/L,削减幅度达到 99.98%和 100%.2020 年高流量低浓度排水事件中,FD 中 CPF 峰值浓度仅为 2.5μg/L,在 MD 和 PD 中的峰值为 0.02μg/L 和 0.0006μg/L,削减幅度达到 99.2%和 99.98%.总体来看,在这两年中,尽管 FD 中出现了一些高浓度,但是在下游 MD 和 PD 中 CPF 浓度处于较低水平(MD 中小于 0.1μg/L,PD 中小于 0.001μg/L),生态风险很低,对 16 种水生生物中的 15 种都表现为低风险性,只可能对下游水体中的敏感生物产生一定影响.

4.2　针对可能出现的高浓度-高流量这一不利组合情况的分析表明,MD 和 PD 中 CPF 峰值浓度为 2.55μg/L 和 0.039μg/L,虽然削减幅度达到 99.2%和 99.99%,但生态风险较高的水生动物数量增加到 6 种.当农田排水与农药脉冲输出过程同步且农药浓度达到一定水平时,会导致短期内农药的高负荷输出,对周围排水沟塘系统中多种水生生物构成了较高的生态风险.

4.3　分布不均匀性对沟塘作用有一定影响,当沟塘面积占比从 16%增加到 27%时,MD 和 PD 中农药峰值浓度分别降低 33.3%和 75%.

参考文献：

[1] 2024 年全国水稻重大病虫害发生趋势预报 [J]. 湖南农业, 2024,(3):12-13.
Occurrence trend forecast for major rice diseases and pests in China for 2024 [J]. Hunan Agricuture, 2024,(3):12-13.

[2] 陈　诚,贾忠华,罗　纨,等.平原河网地区稻田农药与排水双脉冲输出的迟滞分析研究 [J]. 中国环境科学, 2024,44(6):3408-3418.
Chen C, Jia Z H, Luo W, et al. Study on the hysteresis effect of pulse export of pesticides from paddy fields in the plain river network area [J]. China Environment Science, 2024,44(6):3408-3418.

[3] Chaumet B, Probst J L, Payre-Suc V, et al. Pond mitigation in dissolved and particulate pesticide transfers: Influence of storm events and seasonality (Aurade agricultural catchment, SW-France) [J]. Journal of Environmental Management, 2022,320,115911.

[4] Chen C, Luo W, Zou J R, et al. New approach to the assessment of insecticide losses from paddy fields based on frequent sampling post application [J]. Agronomy-Basel, 2020,10(10),1615.

[5] 顾允轩,仇付国,王大伟,等.典型农业小流域中 29 种农药类微污染物检出、时空变化与生态风险评估 [J]. 生态毒理学报, 2022,17(3):326-338.
Gu Y X, Qiu F G, Wang D W, et al. Occurrence, spatial-temporal variation and ecological risk assessment of 29 pesticides in a typical small agriculturalbasin [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2022,17(3):326-338.

[6] 陈　诚,马　勇,罗　纨,等.稻田排水及农药双脉冲输出特征及对策 [J]. 江苏水利, 2021,(1):1-5.
Chen C, Ma Y, Luo W, et al. Characteristics and countermeasures of double pulse outputof drainage and pesticide in paddy fields [J]. Jiangsu Water Resources, 2021,(1):1-5.

[7] Chaumet B, Riboul D, Probst JL, et al. Seasonal influence on pesticide transfer and bioaccumulation in native wetland vegetation in an agriculturalcritical zone [J]. Environmental Management, 2025,75(5):1139-1154.

[8] 罗华溢,金泽凡,唐次来,等.稻田水系统各单元功能协同:防控农业面源污染新策略 [J]. 水生态学杂志, 2025,46(1):155-165.
Luo H Y, Jin Z F, Tang C L, et al. Functions of paddy field water system units and their synergistic effects in reducing agricultural non-point source pollution [J]. Journal of Hydroecology, 2025,46(1):155-165.

[9] Bahi A, Sauvage S, Payraudeau S, et al. Process formulations and controlling factors of pesticide dissipation in artificial ponds: A critical review [J]. Ecological Engineering, 2023,186,106820.

[10] 何　姝,董慧峪,任南琪.我国东南地区饮用水源地多种农药的赋存特征及健康风险评估 [J]. 环境科学, 2023,44(1):180-188.
He S, Dong H Y, Ren N Q. Occurrence and health risk assessment of multiple pesticides in dringking water sources of southeast China [J]. Environmental Science, 2023,44(1):180-188.

[11] Yu X Z, Wang Y Q, Watson P, et al. Application of passive sampling device for exploring the occurrence, distribution, and risk of pharmaceuticals and pesticides in surface water [J]. Science of the Total Environment, 2024,908,168393.

[12] Li W T, Xin S H, Deng W J, et al. Occurrence, spatiotemporal distribution patterns,partitioning and risk assessments of multiple pesticide residues in typical estuarine water environments in eastern China [J]. Water Research, 2023,245,120570.

[13] Wei L, Zhu N Z, Liu X, et al. Application of Hi-throat/Hi-volume SPE technique in assessing organophosphorus pesticides and their degradation products in surface water from Tai Lake, east China [J]. Journal of Environmental Management, 2022,305,114346.

[14] 周怡彤,李清雪,王　斌,等.太湖流域西北部地表水中农药的污染特征及生态风险评价 [J]. 生态毒理学报, 2020,15(3):171-183.
Zhou Y T, Li Q X, Wang B, et al. Distribution and ecotoxicological risk assessment of pesticides in surface water of the northwest of Taihu Lake basin [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2020,15(3):171-183.

[15] 徐　垒.黄浦江流域水体中农药的赋存特征及高效净化工艺研究 [D]. 青岛:青岛大学, 2019.
Xu L. A study on the distribution characteristics of pesticides and efficient purification technologies in the Huangpu River Basin [D]. Qingdao:Qingdao University, 2019.

[16] 肖鹏飞,林晓雅,刘毅华,等.基于物种敏感性分布法的毒死蜱对稻田生态系统生态风险评价 [J]. 生态毒理学报, 2017,12(3):398-407.
Xiao P F, Lin X Y, Liu Y H, et al. Application of species sensitivity distribution in aquatic ecological risk assessment of chlopyrifos for paddy ecosystem [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2017,12(3):398-407.

[17] Morselli M, Vitale C M, Ippolito A, et al. Predicting pesticide fate in

small cultivated mountain watersheds using the DynAPlus model: Toward improved assessment of peak exposure [J]. Science of the Total Environment, 2018,615:307−318.

[18] Sun C, Chen L, Liu H B, et al. New modeling framework for describing the pollutant transport and removal of ditch−pond system in an agricultural catchment [J]. Water Resources Research, 2021,57(12), e2021WR031077.

[19] Wittmer I K, Bader H P, Scheidegger R, et al. REXPO: A catchment model designed to understand and simulate the loss dynamics of plant protection products and biocides from agricultural and urban areas [J]. Journal of Hydrology, 2016,533:486−514.

[20] Dages C, Voltz M, Bailly J S, et al. PITCH: A model simulating the transfer and retention of pesticides in infiltrating ditches and channel networks for management design purposes [J]. Science of the Total Environment, 2023,891,164602.

[21] Pan F, Feng Q Y, Yen H, et al. GeoAPEX−P, A web−based, spatial modeling tool for pesticide related environmental assessment [J]. Environmental Modelling & Software, 2023,167,105747.

[22] Ren D Y, Pan F, Yen H, et al. Exploration of a comprehensive versus a regulatory−oriented modeling framework for field pesticide transport assessment [J]. Science of the Total Environment, 2024,906,167487.

[23] 陈 诚.平原河网区稻田磷素与农药脉冲式输出及农药水生生态风险评价 [D]. 扬州:扬州大学, 2021.
Chen C. The pulse export of phosphorus and pesticides from rice fields and aquatic ecological risk assessment of pesticides in the plain river network area of China [D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2021.

[24] 周军英,单正军,石利利,等.农药生态风险评价与风险管理技术 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2012.

[25] 龙 涛,邓绍坡,吴运金,等.生态风险评价框架进展研究 [J]. 生态与农村环境学报, 2015,31(6):822−830.
Long T, Deng S P, Wu Y J, et al. Advancement in study on development of ecological risk assessment framework [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2015,31(6):822−830.

[26] 国家环保局《水生生物监测手册》编委会.水生生物监测手册 [M]. 南京:东南大学出版社, 1993.

[27] Wang J, Zheng L, Yan Z G, et al. Species sensitivity evaluation of a Chinese representative cyprinid *Mylopharyngodon piceus* [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021,16(2):270−276.

[28] 赵玉琴,李丽娜,李建华.常见拟除虫菊酯和有机磷农药对鱼类的急性及其联合毒性研究 [J]. 环境污染与防治, 2008,(11):53−57.
Zhao Y Q, Li L N, Li J H. Study of acute and joint toxicity of common pyrethroid and organophosphate pesticides to fish [J]. Environmental Pollution & Control, 2008,30(11):53−57.

[29] Xing H J, Liu T, Zhang Z W, et al. Acute and subchronic toxic effects of atrazine and chlorpyrifos on common carp (*Cyprinus carpio L.*): Immunotoxicity assessments [J]. Fish & Shellfish Immunology, 2015, 45(2):327−333.

[30] Kunwar P S, Basaula R, Sinha A K, et al. Joint toxicity assessment reveals synergistic effect of chlorpyrifos and dichlorvos to common carp (Cyprinus carpio) [J]. Comparative Biochemistry and Physiology C−Toxicology & Pharmacology, 2021,246,108975.

[31] 夏锦瑜.毒死蜱稻田应用的环境生态安全评价研究 [D]. 扬州:扬州大学, 2010.
Xia J Y. Environmental and ecological evaluation of application of chlorpyrifos in paddy [D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2010.

[32] 赵 颖,姚苏梅,刘毅华,等.毒死蜱对我国南方稻区水域中 12 种淡水鱼的毒性 [J]. 生态毒理学报, 2014,9(6):1181−1188.
Zhao Y, Liu Y H, Yao S M, et al. Toxic effects of chlorpyrifos on different species of freshwater fish in Southern China [J]. AsianJournal of Ecotoxicology, 2014,9(6):1181−1188.

[33] 李少南,张 莉,边文杰,等.鱼类肝脏微粒体对于硫代磷酸酯类杀虫剂活化代谢率的种间差异 [J]. 生态毒理学报, 2010,5(6):809−816.
Li S N, Zhang L, Bian W J, et al. Species−related difference of liver microsomes of fish in activation of organothiophosphorus insecticides [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2010,5(6):809−816.

[34] Molefe M.毒死蜱和氯氰菊酯对罗非鱼和斑马鱼的急性毒性和联合毒性 [D]. 南京:南京农业大学, 2021.
Molefe M. Acute and joint toxicity of chlorpyrifos and cypermethrin to Tilapia(*Oreochromis andersonii*) and Zebrafish(*Danio rerio*) [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2021.

[35] Majumder R. Comparative acute toxicity studies of chlorpyrifos technical grade with its emulsifiable concentrate (20% EC) on *Labeo rohita*, a freshwater major carp, and *Mystus vittatus*, a freshwater catfish [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2024,113(2),27.

[36] 李常健,骆 鹰,杨锦兀,等.阿维菌素•毒死蜱对草鱼的毒性效应研究 [J]. 安徽农业科学, 2011,39(6):3365−3367.
Li C J, Luo Y, Yang J W, et al. Study on toxicity effect of abam ectin and chlorpyrifos on Grass Carp(Ctenopharyngodon idllus) [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2011,39(6):3365−3367.

[37] Kaur M, Jindal R. Toxicopathic branchial lesions in grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) exposed to chlorpyrifos [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2018,100(5):665−671.

[38] 丁正峰,薛 晖,王晓丰,等.毒死蜱(CPF)对河川沙塘鳢幼鱼的急性毒性 [J]. 中国水产科学, 2012,19(3):528−535.
Ding Z F, Xue H, Wang X F, et al. Acute toxicity of chlorpyrifos(CPF) to *Odontobutis potamophila* juveniles [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2012,19(3):528−535.

[39] 夏晓华,张林霞,赵炫超,等.毒死蜱对大鳞副泥鳅的急性毒性和生理毒性研究 [J]. 湖北农业科学, 2013,52(9):2116−2119.
Xia X H, Zhang L X, Zhao X C, et al. Acute toxicity and physiology toxicity study of chlorpyrifos to *Paramisgurnus dabryanus* [J]. Hubei Agricultural Sciences, 2013,52(9):2116−2119.

[40] 徐 滨,朱祥云,魏开金,等.四种稻田农药对克氏原螯虾的急性毒性研究 [J]. 淡水渔业, 2014,44(5):38−42.
Xu B, Zhu X Y, Wei K J, et al. Acute toxicity of four pesticides in rice field to *Procambarus clarkii* [J]. Freshwater Fisheries, 2014,44(5): 38−42.

[41] 丁正峰,薛 晖,王晓丰,等.毒死蜱(CPF)对克氏原螯虾的急性毒性及组织病理观察 [J]. 生态与农村环境学报, 2012,28(4):462−467.
Ding Z F, Xue H, Wang X F, et al. Acute toxicity of chlorpyrifos(CPF) to Crayfish(*Procambarus clarkii*) and the histopathological observation [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2012,28 (4):462−467.

[42] 李典宝,张 玮,王丽卿,等.锯齿新米虾对 Cu^{2+}和毒死蜱毒性的生理响应 [J]. 环境科学, 2015,36(2):727−735.

Li D B, Zhang W, Wang L Q, et al. Physiological response of *Neocaridina denticulate* to the toxicity of Cu^{2+} and chlorpyrifos [J]. Environmental Science, 2015,36(2):727−735.

[43] 陈尚朝,陈敏东,宋玉芝,等.2 种有机杀虫剂对中华绒螯蟹毒性研究 [J]. 环境科学与技术, 2014,37(9):5−9,14.
Chen S C, Chen M D, Song Y Z, et al. Toxic effects of two organic pesticides on *Eriocheir sinensis* [J]. Environmental Science & Technology, 2014,37(9):5−9,14.

[44] 李　赫,宋文华,李文宽,等.三种常用农药对中华绒螯蟹幼蟹的急性毒性研究 [J]. 水产学杂志, 2013,26(6):44−47.
Li H, Song W H, Li W K, et al. Acute toxicity of three pesticides to Juvenile Chinese Mitten Crab(*Eriocheir sinensis*) [J]. Chinese Journal of Fisheries, 2013,26(6):44−47.

[45] Tan Y Y, Dong J M, Wang L Y, et al. Chronic chlorpyrifos exposure induces oxidative stress, neurological damage, and hepatopancreas enrichment in Chinese mitten crab (*Eriocheir* sinensis) [J]. Comparative Biochemistry and Physiology C−Toxicology & Pharmacology, 2025,289,110111.

[46] 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 Y, Zhang Y H, Yan Z G, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of chlorpyrifos in Taihu Lake [J]. Journal of Agro−Environment Science, 2016,35(12):2413−2419.

[47] 刘慧云,关　卓,程建华,等.间歇灌溉对稻田毒死蜱迁移转化特征的影响 [J]. 农业工程学报, 2020,36(1):214−220.
Liu H Y, Guan Z, Cheng J H, et al. Effects of intermittent irrigation on reactive transportbehavior of chlorpyrifos in paddy field [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2020,36(1):214−220.

[48] 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.
Xu X, Li C M, Sun J, et al. Residue characteristics and ecological risk assessment of twenty−nine pesticides in surface water of major river−basin in China [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2016,11(2):347−354.

[49] 李维美,李雪花,蔡喜运,等.应用自动识别与定量分析数据库筛查黄河和长江水中有机污染物 [J]. 环境科学, 2010,31(11):2627−2632.
Li W M, Li X H, Cai X Y, et al. Application of automated identification and quantification system with a database(AIQS−DB) to screen organic pollutants in surface waters from Yellow River and Yangtze River [J]. Environmental Science, 2010,31(11):2627−2632.

[50] Hu X X, Shi W, Yu N Y, et al. Bioassay−directed identification of organic toxicants in water and sediment of Tai Lake, China [J]. Water Research, 2015,73:231−241.

[51] 尹晓静,李星豪,朱道旭,等.太湖西北流域水体有机氯及有机磷农药的残留特征、时空分布及生态风险评价 [J]. 环境科学学报, 2024,44(1):283−298.
Yin X J, Li X H, Zhu D X, et al.Residue characteristics,spatiotemporal distribution and ecotoxicological risk assessment oforganochlorine pesticides and organophosphorus pesticides in surface water in northwest Tai Lake Basin [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2024,44(1):283−298.

[52] 陈永艳,吕　佳,张　岚,等.2022 年中国重点流域水源水及饮用水中农药污染及健康风险评估 [J]. 卫生研究, 2024,53(5):726−733.
Chen Y Y, Lyu J, Zhang L, et al. Distribution and health risk assessment of pesticide pollution in raw water and drinking water within key river basins in China in 2022 [J]. Journal of Hygiene Research, 2024,53(5):726−733.

作者简介：沙子琦(2001−),女,江苏淮安人,扬州大学硕士研究生,主要从事农业水土工程方面研究.mx120230663@stu.yzu.edu.cn.