

环氟菌胺在土壤和水-沉积物系统中的降解研究

吴文铸, 陈全博, 单正军*

环境保护部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042

摘要: 环氟菌胺是一种新型酰胺类杀菌剂, 其在环境中的归趋备受关注。采用室内模拟试验方法, 研究了环氟菌胺在不同土壤和水-沉积物体系中的降解特性。结果表明, 好氧条件下, 其在江西红壤、太湖水稻土、东北黑土中降解速率分别为 0.007、0.007、0.009 d⁻¹, 降解半衰期分别为 99.0、99.0 和 77.0 d; 积水厌气条件下降解速率为分别为 0.004、0.004、0.011 d⁻¹, 降解半衰期为 173、173 和 63.0 d。不同类型土壤中降解速率大小为江西红壤≈太湖水稻土<东北黑土, 土壤 pH 值是影响环氟菌胺在土壤中降解的主要因素。好氧条件下河流与湖泊水-沉积物系统中环氟菌胺总量的降解速率为 0.032、0.028 d⁻¹, 降解半衰期分别为 21.7 和 24.8 d; 厌氧条件下其降解速率为 0.028、0.023 d⁻¹, 降解半衰期分别为 24.8 和 30.1 d。河流体系的降解速率高于湖泊体系, 好氧条件下降解速率高于厌氧条件。环氟菌胺在水-沉积物体系中主要存在于沉积物中, 系统降解速率主要受沉积物中的降解速率影响。环氟菌胺在土壤中具有较强稳定性, 进入水-沉积物系统时主要分布于沉积物中, 可能会对水体和土壤环境造成一定的污染。

关键词: 环氟菌胺; 土壤; 沉积物; 降解

DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2016.04.018

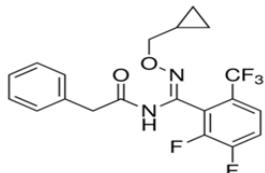
中图分类号: X131.2; X131.3

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2016) 04-0680-06

引用格式: 吴文铸, 陈全博, 单正军. 环氟菌胺在土壤和水-沉积物系统中的降解研究[J]. 生态环境学报, 2016, 25(4): 680-685.
WU Wenzhu, CHEN Quanbo, SHAN Zhengjun. Degradation of Cyflufenamid in Soil and Water-sediment System [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(4): 680-685.

环氟菌胺 (cyflufenamid) 为用于防治各种作物白粉病的酰胺类杀菌剂, 化学名称为(Z)-N-[α-(环丙甲氧亚氨基)-2,3-二氟-6-(三氟甲基)苄基]-2-苯乙酰胺, 结构式为:



主要用于防治各种作物白粉病, 抑制白粉病菌生活史 (也即发病过程) 中菌丝上分生的吸器的形成和生长 (马韵升等, 2005)。近年来关于酰胺类杀菌剂的研究主要集中于合成开发、检测方法和残留检测方面, 对于其在环境中的降解行为研究较少 (杨吉春等, 2008; 姜宜飞等, 2013; 杨雯玺等, 2008; 杨吉春等, 2015)。环氟菌胺对环境的毒性影响及其在土壤、水-沉积物等环境介质中的降解、残留情况国内外均缺乏相关报导。土壤和水-沉积物是生态系统的重要组成部分, 是众多污染物在环境中迁移和转化的载体、归宿和蓄积库, 是环境化学和污染化学研究的重要内容。因此, 开展环氟菌胺在不同

类型土壤和水-沉积物中的降解特性研究, 对其降解影响因素进行研究分析, 以期为深入评价环氟菌胺的安全合理使用提供相应的生态环境资料和科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试农药

环氟菌胺原药, 纯度为 99.0%, 环氟菌胺标准品纯度为 99.8%, 由日本曹达株式会社提供。

1.1.2 供试土壤

供试土壤样品分别为采自黑龙江省海伦的黑土、江苏省常熟的太湖水稻土和江西省鹰潭的红壤, 0~20 cm 耕作层土壤, 经风干磨细, 过 1 mm 筛备用。按照常规方法对供试土壤进行处理和基本理化性质的测定, 土壤理化性质见表 1。

选择南京花神湖与南京外秦淮河系统的水与沉积物, 沉积物先静置分层后去水, 再经孔径 2 mm 筛网过滤, 备用。南京外秦淮河河水和南京花神湖湖水的 pH 值分别为 7.53 和 7.44, 沉积物的基本理化性质见表 2。

基金项目: 国家科技重大专项 (2015ZX07203-007-001-02)

作者简介: 吴文铸 (1983 年生), 男, 副研究员, 硕士, 主要从事农药环境安全评价研究。Email: wuzw@nies.org

*通信作者。Email: sszjnies@163.com

收稿日期: 2016-02-08

表 1 供试土壤的基本理化性质
Table 1 Basic properties of the studied soils

土壤类型 Soil type	pH	有机质 Organic matter/(g·kg ⁻¹)	阳离子代换 CEC/[cmol(+)·kg ⁻¹]	<0.002 mm 黏粒含量 Clay content/%	质地 Texture
江西红壤 Jiangxi red soil	5.15	11.3	9.7	16.5	粘壤 clay loam
太湖水稻土 Taihu paddy soil	5.76	27.9	18.0	19.7	壤土 loam
东北黑土 Northeast China black soil	7.34	37.5	31.2	15.8	松砂土 loose sand

表 2 供试沉积物的基本理化性质
Table 2 Physical and chemical properties of sediments tested

沉积物 Sediment type	pH	有机质 Organic matter/%	粒径比例 Particle size proportion/%		
			<0.001 mm	0.001~0.01 mm	0.01~0.1 mm
湖泊 Lake sediment	7.44	3.10	0.934	7.22	55.6
河流 River sediment	7.53	3.48	1.69	10.7	73.2

1.1.3 工作溶液配制

准确称取 0.1010 g 环氟菌胺原药于 100 mL 容量瓶中, 用丙酮稀释至刻度, 得到 1 000 mg·L⁻¹ 的农药试验溶液备用。

1.1.4 仪器设备

WATERS e2695/2998 液相色谱仪, PDA 检测器 (WATERS, USA); Excella E24R 全温度振荡器 (New Brunswick Scientific, USA); CR 22G II 离心机 (HITACHI, JP); Rotavapor R-210 旋转蒸发仪 (BUCHI, SW); MG-2200 氮吹仪 (EYELA, JP); CLC 生态培养箱 (MMM, GER)。

1.1.5 试剂

二氯甲烷、丙酮、甲醇、氯化钠、无水硫酸钠、磷酸等, 分析纯 (南京化学试剂有限公司, CN); 乙腈, 色谱/光谱纯 (MERCK, GER)。

1.2 试验方法

1.2.1 土壤降解试验

采用室内培养法进行 (国家质量监督检验检疫总局, GB/T 31270.1—2014, 2014; EPA 712-C-08-016, EPA 712-C-08-017, 2008)。分别称取 20.0 g 上述 3 种土壤于 3 组 150 mL 三角瓶中, 加水至土壤含 40% 饱和持水量, 用棉塞将瓶口塞紧, 置于人工气候箱中恒温恒湿 (25 °C、75%) 预培养 2 周。

好氧土壤降解: 预培养 2 周后, 分别均匀缓慢滴加 0.2 mL 1 000 mg·L⁻¹ 的环氟菌胺试验溶液, 搅拌均匀后, 加水调整含水量为饱和持水量的 60%, 用透气硅胶塞将瓶口塞紧, 置于人工气候箱中避光条件下恒温恒湿 (25.0 °C、75%) 培养, 定期取样, 测定土壤中环氟菌胺含量。

积水厌气土壤降解: 预培养 2 周后, 分别均匀缓慢滴加 0.2 mL 1 000 mg·L⁻¹ 的环氟菌胺试验溶液, 搅拌均匀后, 加水至土壤表面有 1 cm 水层, 用棉塞将瓶口塞紧, 置于人工气候箱中恒温恒湿 (25 °C、75%) 培养, 定期取样, 测定土壤中农药含量。

1.2.2 水-沉积物降解试验

采用培养法进行 (国家质量监督检验检疫总局, GB/T 31270.8—2014, 2014; EPA, OPPTS 835.3180, 1998; OECD, 2002)。预培养: 分别称取 50.0 g (干重 25.0 g) 上述两种沉积物于 200 mL 三角瓶系列中, 每组 10 个。加入上述相应的地表水 100 mL, 水和沉积物的体积比为 5 : 1, 沉积物层的厚度约 2.0 cm。

好氧试验: 瓶口用留有通气孔的铝箔纸封口。置于常温 (25±2) °C 避光条件下预培养 1 周后, 测定水-沉积物系统中的溶解氧和氧化-还原电位。湖泊水-沉积物系统水中溶解氧为 4.15 mg·L⁻¹, 氧化还原电位为 185.4 mV; 河流水-沉积物系统水中溶解氧为 4.31 mg·L⁻¹, 氧化还原电位电位为 203.7 mV。确保两个试验系统均处于良好的好氧状态。随后, 加入 0.4 mL 环氟菌胺试验溶液 (1 000 mg·L⁻¹) 于系统中, 置于人工气候箱中恒温 (25±1) °C 培养。试验期间定期测定试验系统水中溶解氧和氧化还原电位, 当溶解氧含量较低时向水-沉积物系统持续通 O₂ 30 min (流量 0.1 L·min⁻¹), 保证系统处于好氧状态, 定期取样, 测定水相及沉积物中环氟菌胺含量。通 O₂ 过程中注意避免扰动沉积物。

厌氧试验: 向水-沉积物系统持续通 N₂ 30 min (流量 0.1 L·min⁻¹), 然后采用燃烧法去除剩余的 O₂, 确保系统中 O₂ 基本被耗尽, 用封口膜将瓶口封紧。置于常温 (25±2) °C 避光条件下预培养 1 周后, 测定水-沉积物系统中的溶解氧和氧化还原电位。结果显示: 湖泊水-沉积物系统氧化-还原电位为 -103.3 mV; 河流水-沉积物系统氧化-还原电位为 -102.8 mV。确保系统处于较强的厌氧状态。随后加入 0.4 mL 环氟菌胺试验溶液 (1 000 mg·L⁻¹) 于系统中, 置于人工气候箱中恒温 (25±1) °C 培养。试验期间

定期测定其水中溶解氧和氧化还原电位,必要时通N₂30 min(流量0.1 L·min⁻¹),以确保系统始终处于厌氧状态,定期取样,测定水相及沉积物中环氟菌胺含量。通N₂过程中注意避免扰动沉积物。

1.2.3 样品提取与测定方法

沉积物样品提取:采集培养水-沉积物样品,倒出全部的水相,在沉积物相中加60 mL丙酮,在摇床中振荡提取30 min,高速离心分离,将上清液过滤至三角瓶中,重复1次,合并提取液,于旋转蒸发仪上蒸干丙酮。倒入250 mL分液漏斗中,加入30 mL二氯甲烷,振荡提取,静置分层后,收集有机相;水溶液再用20 mL二氯甲烷萃取1次。合并有机相,旋蒸至近干,N₂吹干后用乙腈定容,待液相色谱测定。

土壤样品提取:采集三角瓶中培养土壤样品,直接加30 mL丙酮,在摇床中振荡提取30 min,高速离心分离,将上清液过滤至三角瓶中,重复1次,合并提取液,于旋转蒸发仪上蒸干丙酮。倒入250 mL分液漏斗中,加入30 mL二氯甲烷,振荡提取,静置分层后,收集有机相;水溶液再用20 mL二氯甲烷萃取1次。合并有机相,旋蒸至近干,N₂吹干后用乙腈定容,待液相色谱测定。

水样提取:准确称取80 mL水样,倒入250 mL分液漏斗中,加入30 mL二氯甲烷,振荡提取,静置分层后,收集有机相;水溶液再用20 mL二氯甲烷萃取1次。合并有机相,旋蒸至近干,N₂吹干后用乙腈定容,待液相色谱测定。

HPLC测定条件:色谱柱4.6×250 mm 5 μm SymmetryTM RP₁₈柱;柱温25 °C;流动相:V(乙腈):V(0.1%磷酸水)=70:30,流速1 mL·min⁻¹;进样量20 μL;检测波长210 nm。上述条件下,环氟菌胺的保留时间为9.2 min。

方法回收率与最低检测浓度:当沉积物中标样溶液的添加水平为1.00~10.0 mg·kg⁻¹时,平均回收率为81.7%~86.0%,相对标准偏差(RSD)为2.60%~5.10%;当土壤中标样溶液的添加水平为1.00~10.0 mg·kg⁻¹时,平均回收率为77.4%~89.0%,相对标准偏差(RSD)为2.90%~4.80%;水中添加

水平为0.50~10.0 mg·L⁻¹时,平均回收率为82.4%~88.2%,RSD为4.20%~4.60%。在上述色谱条件下,环氟菌胺仪器最小检出浓度为0.05 mg·L⁻¹,土壤最小检测浓度为0.05 mg·kg⁻¹,水中最小检测浓度为0.01 mg·L⁻¹。

1.2.4 数据处理

环氟菌胺在土壤中的降解规律若遵循一级动力学方程,按公式 $C_t=C_0e^{-kt}$ 、 $t_{0.5}=\frac{\ln 2}{k}$ 计算在土

壤中的降解半衰期。式中, C_t 为t时土壤中供试物残留含量,mg·kg⁻¹; C_0 为土壤中供试物初始含量,mg·kg⁻¹; k 为降解速率常数; t 为反应时间,单位为小时(h)或天(d); $t_{0.5}$ 为降解半衰期,单位为小时(h)或天(d)。

水-沉积物降解规律遵循一级动力学方程,按公式 $C_t=C_0e^{-kt}$ 、 $M_t=M_0e^{kt}$ 、 $t_{0.5}=\frac{\ln 2}{k}$ 计算环氟菌胺在水相和整个系统中的半衰期,式中: C_t 为t时水相中的浓度(mg·L⁻¹); C_0 为水相中的初始浓度(mg·L⁻¹); k 为降解速率常数; t 为培养时间; M_0 为整个系统中的初始含量(mg); M_t 为t时整个系统中的含量(mg); $t_{0.5}$ 为半衰期; k 为降解速率常数。

2 结果与讨论

2.1 环氟菌胺在土壤中的降解特性

2.1.1 不同类型土壤中的降解动力学

目前,国内外在农药残留定量描述的研究中,多采用Hamaker(1972)提出的一级动力学模型来描述,一级动力学模型模拟了农药降解的线性动力系统,从总体上定量描述了农药随时间变化呈指数降解的一般规律。由表3可知,环氟菌胺在江西红壤、太湖水稻土和东北黑土中的降解动态较符合一级动力学方程。好氧条件下,江西红壤、太湖水稻土和东北黑土中的降解半衰期分别为99.0、99.0、77.0 d;积水厌气条件下降解半衰期分别为173、173、63.0 d。降解速率次序为江西红壤≈太湖水稻土<东北黑土。

表3 环氟菌胺在不同类型土壤中的降解动力学
Table 3 Degradation kinetics of cyflufenamid in different soils

处理 Treatment	土壤类型 Soil type	一级动力学方程 First order kinetics equation	$t_{1/2}/d$	k	r
好氧条件 Aerobic conditons	江西红壤 Jiangxi red soil	$c=8.413 \cdot 1e^{-0.007t}$	99.0	0.007	0.966
	太湖水稻土 Taihu paddy soil	$c=8.031 \cdot 3e^{-0.007t}$	99.0	0.007	0.957
	东北黑土 Northeast China black soil	$c=7.849 \cdot 7e^{-0.009t}$	77.0	0.009	0.926
积水厌气条件 Anaerobic conditons	江西红壤 Jiangxi red soil	$c=8.538 \cdot 4e^{-0.004t}$	173	0.004	0.918
	太湖水稻土 Taihu paddy soil	$c=7.510 \cdot 1e^{-0.004t}$	173	0.004	0.940
	东北黑土 Northeast China black soil	$c=8.831 \cdot 7e^{-0.011t}$	63.0	0.011	0.974

n=2

好氧条件和积水厌气条件下环氟菌胺在不同土壤中的降解动态见图 1。由图 1 可知, 江西红壤和太湖水稻土在不同条件具有相似的降解规律, 其中在好氧条件下降解半衰期均为 99.0 d, 在积水厌气条件下为 173 d。同时, 在东北黑土中的降解速率均快于江西红壤和太湖水稻土中。环氟菌胺在偏碱性、有机质含量较高的东北黑土中降解最快, 在有机质含量较低的太湖水稻土与江西红壤中降解较慢。

2.1.2 土壤理化性质对降解作用的影响

本研究将环氟菌胺在江西红壤、太湖水稻土和东北黑土中的降解半衰期与土壤有机质含量、pH 值等数值进行单因子线性回归分析, 结果见表 4。

由表 4 可见, 环氟菌胺在土壤中的降解半衰期与土壤 pH 值的线性相关系数为 0.963 (好氧) 和 0.963 (厌氧), 两者间呈现较好的正相关性, 土壤 pH 值对环氟菌胺在土壤中的降解有比较显著的影响。土壤有机质与半衰期之间的相关性为 0.780、0.780。避光条件下, 农药在土壤中的降解主要有两个方面的作用, 一是农药在土壤中的化学降解, 一是微生物降解 (刘维屏, 2006)。农药在土壤中的降解不仅取决于该农药本身的性质, 而且还与土壤的理化性质有关。土壤质地、土壤有机质含量和土壤通气性等是影响土壤中酰胺类除草剂降解的一

类重要因素。有机质含量是土壤微生物的碳源, 有机质丰富能促进微生物活动而加速农药的降解。微生物降解是农药在土壤中降解的重要途径之一, 对酰胺类除草剂也不例外。研究发现土壤微生物是影响乙草胺降解的主要因素, 有利于土壤中微生物生长的环境因素, 如偏碱的土壤、较高的环境温度和土壤湿度等, 对土壤中乙草胺的降解有促进作用 (朱九生等, 2004)。David et al. (1991)、孔德洋等 (2012) 对毒草胺的微生物降解研究结果表明, 毒草胺在微生物的作用下, 其氮与芳香环之间的化学键容易断裂, 从而成为微生物的唯一碳源和能量。金明姣等 (2016) 发现土壤中辛菌胺的降解速率随土壤有机质含量增多而加快。

2.2 环氟菌胺在水-沉积物中的降解特性

农药在水-沉积物系统中的降解作用, 是影响农药在水生态系统的 behavior 特性和归趋的重要因素。本试验选择在我国河网地区具有代表性的水-沉积物系统, 在好氧与积水厌气条件下, 测定了环氟菌胺在水-沉积物系统中的降解作用, 为评价该农药生态环境的安全性提供了相应的科学资料。

2.2.1 好氧与厌氧条件下的水-沉积物降解作用

在 25 ℃恒温条件下, 环氟菌胺在好氧与厌氧条件下的降解试验结果见表 5。

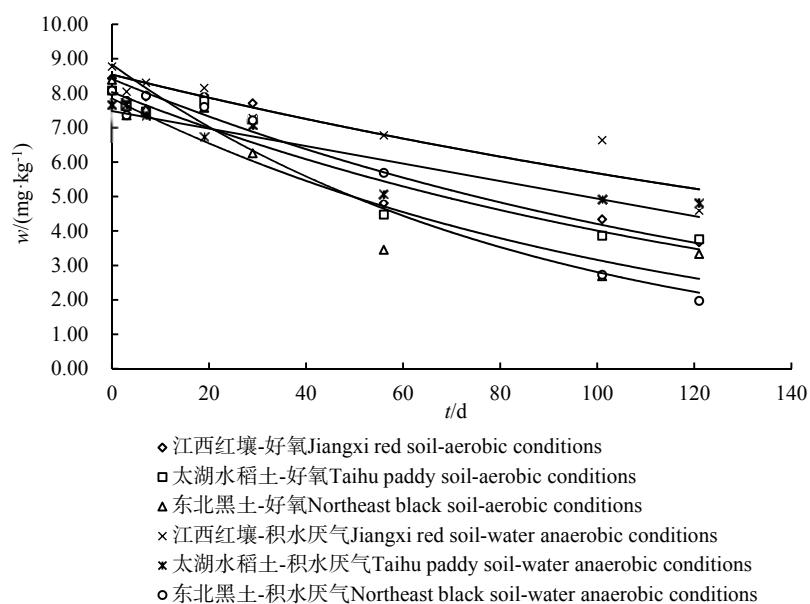


图 1 环氟菌胺在不同类型土壤中的降解曲线

Fig. 1 Degradation curves of cyflufenamid in different soils

表 4 土壤理化性质对环氟菌胺土壤降解的影响

Table 4 Degradation of cyflufenamid in different soils

土壤性质 Soil type	试验条件 Test conditions	回归方程 Egression equation	相关系数 <i>r</i> Correlation coefficient
有机质 Organic matter	好氧 Aerobic conditons	$t_{1/2}=0.7471M+110.77$	0.780
	积水厌气 Anaerobic conditons	$t_{1/2}=3.7459M+232.3$	0.780
pH	好氧 Aerobic conditons	$t_{1/2}=-10.821M+157.5$	0.963
	积水厌气 Anaerobic conditons	$t_{1/2}=-54.253M+466.58$	0.963

表5 环氟菌胺在不同类型水-沉积物中的降解特性
Table 5 Degradation kinetics of cyflufenamid in different soils

处理 Treatment	沉积物类型 Sediment type	一级动力学方程 First order kinetics equation	$t_{1/2}/d$	$k(d^{-1})$	r
好氧条件 Aerobic conditons	河流 River	$c=3.1197e^{-0.032t}$	21.7	0.032	0.983
	湖泊 Lake	$c=3.7185e^{-0.028t}$	24.8	0.028	0.995
厌氧条件 Anaerobic conditons	河流 River	$c=3.3144e^{-0.028t}$	24.8	0.028	0.987
	湖泊 Lake	$c=3.4443e^{-0.023t}$	30.1	0.023	0.978

$n=2$

由表5可见,环氟菌胺在河流和湖泊水-沉积物系统中的降解均较符合一级动力学方程($r=0.978\sim0.995$)。好氧条件下,环氟菌胺在河流与湖泊水-沉积物系统中的降解半衰期分别为21.7、24.8 d($k=0.032$ 、 $0.028 d^{-1}$),厌氧条件下,环氟菌胺在河流与湖泊水-沉积物系统中降解半衰期分别为24.8、30.1 d($k=0.028$ 、 $0.023 d^{-1}$),好氧条件下的降解速率快于厌氧条件,好氧菌更利于环氟菌胺的降解,这一结果与土壤降解中所得结果基本一致;不同类型水-沉积物系统中的降解半衰期相差不大,河流系统中的降解速率略快于湖泊系统。这一结果与在土壤中的降解规律一致,沉积物中有机质含量越高,降解速率将越快。微生物降解是沉积物中环氟菌胺消解的主要途径,而沉积物的微生物活性是影响环氟菌胺降解速率的主要因素。

2.2.2 环氟菌胺在水-沉积物系统中的分布趋势

水-沉积物系统是多种营养物、污染物的汇集地,各种污染物通过大气沉降、废水排放、雨水淋

溶与冲刷等方式进入水体,最后沉降到沉积物中,而后在一定条件下又向水相重新释放出来,成为水体再次污染的污染源。因此,研究环氟菌胺在水-沉积物系统中的分布情况及行为特征极为重要。本试验分别测定了环氟菌胺在水-沉积物系统中的各相(水体、沉积物相、水-沉积物系统)浓度变化,结果见图2。

由图2可见,在好氧与厌氧条件下,河流和湖泊水-沉积物系统中的环氟菌胺均可较快地由水相向沉积物相富集。从沉积物中农药含量变化曲线来看,沉积物中的含量变化趋势呈现先快速升高再逐渐下降的峰形形状,最大落点均处于17 d,推测环氟菌胺在17 d前的主要作用力为沉降/吸附过程,而随后则主要是释放或消解过程。水相中环氟菌胺含量变化主要呈现快速消解下降趋势。水-沉积物系统中环氟菌胺的降解趋势与沉积物中降解趋势相接近,说明环氟菌胺在水-沉积物系统中的降解主要受沉积物中的农药浓度变化影响,而水相对整个水

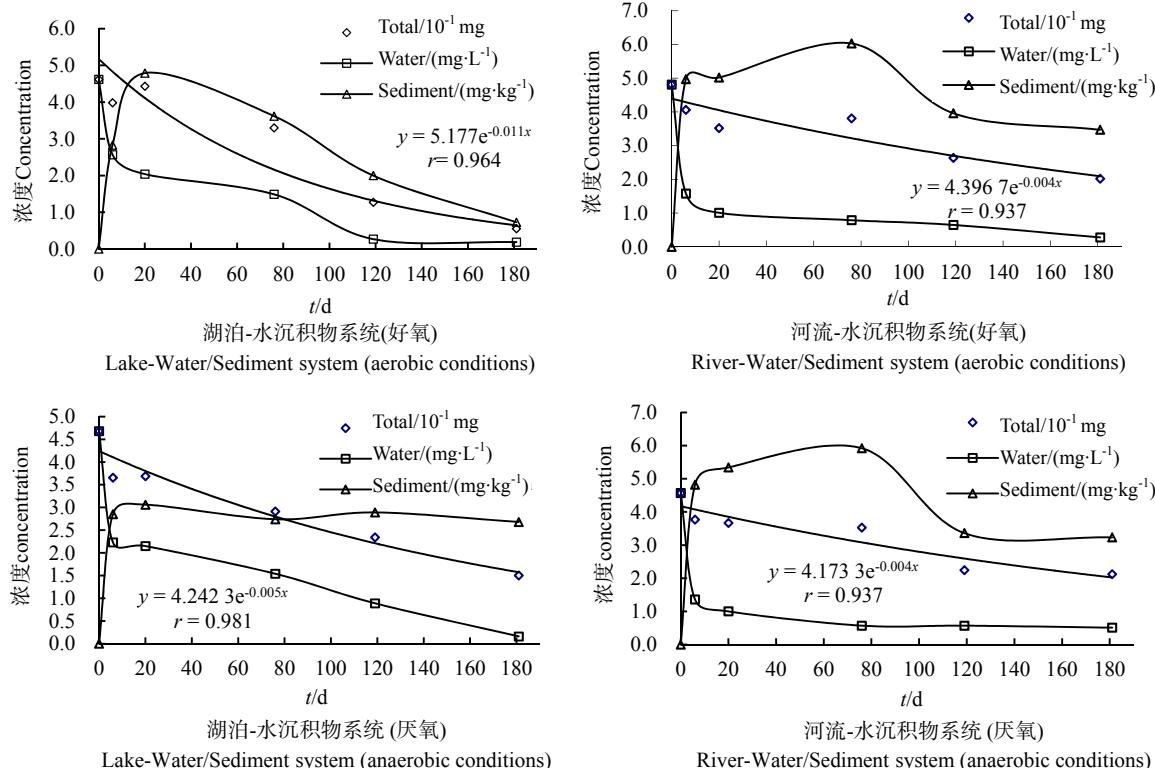


图2 环氟菌胺在水-沉积物系统中的降解动态
Fig. 2 Degradation of cyflufenamid in water-sediment system

-沉积物系统中农药降解的影响不显著。

3 结论

(1) 好氧和积水厌气条件下, 环氟菌胺在江西红壤和太湖水稻土两种土壤中的降解速率接近, 而东北黑土在这两种条件下的降解速率明显快于江西红壤和太湖水稻土, 降解速率排序为: 江西红壤≈太湖水稻土<东北黑土。

(2) 环氟菌胺在好氧条件下的水-沉积物中降解速率较厌氧条件下更快; 同时河流水-沉积物系统中的降解速率快于湖泊水-沉积物系统; 水-沉积物系统中的降解主要受到其在沉积物中降解速率的影响。

(3) 环氟菌胺在所选的3种土壤中具有较强稳定性, 进入水-沉积物系统时主要分布于沉积物当中, 可能会对水体和土壤环境造成一定的污染影响, 应引起环境管理部门的关注, 并建议对其使用和残留情况进行跟踪与监测。

参考文献:

- DAVID T V, RONALD F T, ALLAN K. 1991. Propachlor degradation by a soil bacterial community [J]. Applied and Environmental Microbiology, 57(8): 2135-2140.
- HAMAKER J W. 1972. Decomposition: quantitative aspects//Goring C A I, Hamaker J W. Organic chemicals in the soil Environment [C]//New York: Dekker: 253-340.
- OECD. 2002. OECD Guidelines for the testing of chemicals [M]// Test No. 308: Aerobic and anaerobic transformation in aquatic sediment systems.

- Degradation and Accumulation: France.
United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1998. Sediment/Water Microcosm Biodegradation Test: OPPTS 835.3180 [S]. Washington DC.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2008. Fate, Transport and Transformation Test Guidelines: OPPTS 835.4100. Aerobic Soil Metabolism, EPA 712-C-08-016, EPA 712-C-08-017 [S]. Washington DC.
- 孔德洋, 吴文铸, 许静, 等. 2012. 毒草胺在环境中的降解特性研究[J]. 生态环境学报, 21(7): 1325-1328.
- 国家质量监督检验检疫总局. 2014. 化学农药环境安全评价试验准则, 第8部分: 水/沉积物试验 GB/T 31270.8-2014[S]. 北京: 中国标准出版社.
- 姜宜飞, 吴进龙, 陈铁春. 2013. 环氟菌胺原药高效液相色谱分析方法研究[J]. 农药科学与管理, 34(8): 45-47.
- 金明姣, 吴增雪, 钟蕾, 等. 2016. 辛菌胺在土壤中降解的影响因素[J]. 贵州农业科学, 44(4): 71-74.
- 刘维屏. 2006. 农药环境化学[M]. 北京: 化学工业出版社.
- 马韵升, 刘长令. 2005. 新型白粉病杀菌剂环氟菌胺[J]. 农药, 44(3): 128-129.
- 杨雯玺, 沈伟健, 赵增运, 等. 2008. 气相色谱-负化学离子源质谱法检测胡萝卜中残留的环氟菌胺[J]. 色谱, 26(4): 526-528.
- 朱九生, 乔雄梧, 王静, 等. 2004. 乙草胺在土壤环境中的降解及其影响因子的研究[J]. 农业环境科学学报, 23(5): 1025-1029.
- 国家质量监督检验检疫总局. 2014. 化学农药环境安全评价试验准则, 第1部分: 土壤降解试验 GB/T 31270.1-2014[S]. 北京: 中国标准出版社.
- 杨吉春, 关爱莹, 杨帆, 等. 2015. 国内外杀菌剂进展[J]. 现代农药, 14(5): 1-9.
- 杨吉春, 张金波, 柴宝山, 等. 2008. 酰胺类杀菌剂新品种开发进展[J]. 农药, 47(1): 6-9.

Degradation of Cyflufenamid in Soil and Water-sediment System

WU Wenzhu, CHEN Quanbo, SHAN Zhengjun*

Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, Nanjing 210042, China

Abstract: Cyflufenamid is a new type of amide germicide, and its environmental behavior has caused increased concern. Biodegradation of cyflufenamid in soils and water-sediments were systematically investigated through simulation test in laboratory. The results showed that the degradation rates of cyflufenamid in soils were $0.007, 0.007, 0.009 \text{ d}^{-1}$ under aerobic conditions, the half-times of cyflufenamid degradation were 99.0, 99.0 and 77.0 d, respectively. The degradation rates in soils were 0.004, 0.004, 0.011 d^{-1} under water anaerobic conditions, the half-times were 173, 173 and 63.0 d, respectively. The degradation rate of cyflufenamid in different soils were in the order of Jiangxi red soil≈Taihu paddy soil < Northeast black soil. The pH of soils was the main factor influencing degradation rate. In water-sediment system the degradation rates of cyflufenamid were 0.032 d^{-1} (river system), 0.028 d^{-1} (lake system) under aerobic conditions, the half-times were 21.7 and 24.8 d, respectively. The rates under anaerobic conditions were 0.028 d^{-1} (river system), 0.023 d^{-1} (lake system), while the half-times were 24.8 and 30.1 d. It was demonstrated the degradation rate was faster in river system than in lake system, and was faster in aerobic conditions than anaerobic conditions. Because cyflufenamid have long-term retention in sediment and soil, and more attention should be paid to their residues in the environment.

Key words: cyflufenamid; soil; sediment; degradation