

氰戊菊酯在土壤中的降解及其影响因子研究*

陈莉^{1,2} 章钢娅^{1†} 胡锋²

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

(2 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

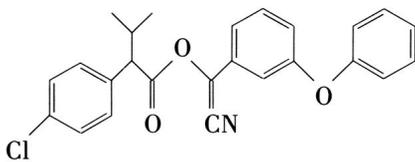
摘要 研究了氰戊菊酯在青紫泥、乌栅土以及黄泥土 3 种不同类型土壤中的降解, 并探讨了土壤理化性质、外界环境条件等对其降解的影响。结果表明: 氰戊菊酯在 3 种土壤中的降解半衰期分别为 25.3、19.4、17.7 d, 降解速率常数分别为 0.027 4、0.035 7、0.039 2, 即在青紫泥中降解最慢, 黄泥土中降解最快。而经过灭菌后的土壤, 其降解明显减缓, 半衰期延长。由此可见, 土壤中降解过程主要是微生物的作用。影响降解的最主要因素是有机质含量, 其次为土壤酸碱度, 即有机质含量越高, 土壤碱性越强, 则其半衰期越短, 降解速度越快。除此之外, 外界环境条件对氰戊菊酯的降解影响也较大, 温度越高, 湿度越大, 降解越快; 另外, 药剂的添加浓度对降解也有重要的影响, 添加浓度越高, 降解速率越慢。

关键词 氰戊菊酯; 土壤性质; 降解; 土壤微生物

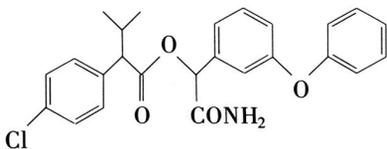
中图分类号 X131.3

文献标识码 A

拟除虫菊酯类 (Pyrethroids) 农药是 20 世纪 70 年代研发成功的一类仿生杀虫剂, 具有安全系数高、使用浓度低、灭虫速度快、残效时间长等优点。氰戊菊酯, 化学名称为 1-氰基-3-苯氧基苯基-2-(4-氯苯基)-3-甲基丁酸酯, 是中国广为应用的一种拟除虫菊酯类农药。20 世纪 90 年代以来, 国内外大量检测结果表明, 氰戊菊酯是茶叶中残留出现频率和残留量最高的两种农药之一^[1], 随着其广泛的使用, 也带来了一系列环境污染和食品安全等问题。其结构式如下:



无论氰戊菊酯以何种方式施用于果树等农作物后, 都会直接或间接进入土壤, 残留其中。进入土壤中的部分受到化学和生物学效应的影响, 能够引起结构的转化和降解, 其降解的主要产物为



。土壤的理化

性质或环境条件的不同对转化和降解的影响也不同^[2,3]。目前对氰戊菊酯在环境中的降解代谢及其影响因子 (如温度、湿度、pH 等) 的研究还相对较少, 因此本研究综合以上因素, 应用气相色谱分析技术, 在研究氰戊菊酯在不同环境土壤中的残留动态变化基础上, 阐明了土壤微生物及其环境因子对其降解的影响, 为进一步评价其在土壤生态环境中的持久性提供依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤样品分别为浙江嘉兴的青紫泥、江苏常熟的乌栅土和黄泥土, 采样深度为 0~20 cm 耕层土壤, 经自然风干磨细, 过 2 mm 筛备用。土壤理化性质见表 1。供试的 3 种土壤中, 试验前均未检测出氰戊菊酯农药残留。

1.2 仪器与试剂

1.2.1 仪器 HP-5890A 型气相色谱仪 (配有 ECD 检测器), HP-5 (5% 苯基甲基硅氧烷) 毛细管柱 (30 m × 0.32 mm × 0.25 μm), 旋转蒸发器, 超声清洗仪, 玻璃层析柱 (20 cm × 1.5 cm), 生化恒温培养箱。

* 中国科学院知识创新重点方向性项目 (KSCX2-YW-N-038) 和国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2002CB410805) 资助

† 通讯作者, E-mail: gyzhang@issas.ac.cn

作者简介: 陈莉 (1981~), 女, 硕士, 主要研究方向为污染生态学。E-mail: lichen237974@sina.com

收稿日期: 2006-09-27; 收到修改稿日期: 2007-02-12

表 1 供试土壤理化性质

Table 1 Chemical and physical properties of soil samples

土壤 Soil	有机质 OM (mg kg ⁻¹)	黏粒 Clay <5 μm (%)	粉粒 Silt 5~50 μm (%)	砂粒 Sand >50 μm (%)	pH	阳离子交换量 CEC (cmol kg ⁻¹)
青紫泥 Qingzi soil	24.53	34	59	7	6.07	20.65
乌栅土 Wushan soil	30.79	28	57	15	6.86	16.43
黄泥土 Huangni soil	33.64	29	58	13	7.13	21.79

1.2.2 农药标准品 氟戊菊酯 (Fenvalerate) 购于美国 Sigma-Aldrich 公司, 纯度大于 98%。

1.3 试验方法

1.3.1 不同土壤类型对降解的影响 3 种供试土壤, 分灭菌与未灭菌处理组。称取 10.00 g 风干过筛后的土壤于 100 ml 具塞三角瓶中, 氟戊菊酯添加浓度设为 2 mg kg⁻¹, 调节土壤相对含水量为 25%。置于温度为 25 的黑暗培养箱中培养, 在加药后第 0、7、14、21、28、35、49、70、91、112 天取土样测定其残留量, 土样间隔 6~7 d 加适量水以保持土壤湿度不变。未灭菌的土壤需提前 1 周进行预培养; 灭菌土壤需在 121 ℃, 1.1 kg cm⁻² 压力下, 间歇灭菌 3 次, 每次 30 min。每个处理组各重复 3 次。

1.3.2 外加碳源对降解的影响 在 1.3.1 非灭菌处理组加入氟戊菊酯外, 还加入 1 ml 200 g L⁻¹ 葡萄糖溶液, 定期取样测定。

1.3.3 含水量对降解的影响 在预备实验的基础上, 选择乌栅土进行以下实验。氟戊菊酯添加浓度同样设为 2 mg kg⁻¹, 调节土壤相对含水量为 15%、25%、40% 以及淹水 4 个梯度。

1.3.4 温度条件对降解的影响 选取乌栅土, 氟戊菊酯浓度 2 mg kg⁻¹, 土壤相对含水量为 25%, 置于温度为 15、25、35、45 的黑暗培养箱中培养。

1.3.5 添加浓度对降解的影响 选取乌栅土, 氟戊菊酯设置 3 个梯度的添加浓度: 2、5、20 mg kg⁻¹, 调节土壤相对含水量为 25%, 置于温度为 25 的黑暗培养箱中培养。

1.4 样品分析方法

1.4.1 提取和净化 经培养后的土壤样品, 加入 50 ml 石油醚/丙酮 (V/V, 2:1) 浸泡过夜后, 超声萃取 30 min。待静置分层后, 将 30 ml 上清液转移至 250 ml 分液漏斗中, 加入 2% 硫酸钠水溶液 100 ml, 振摇后去丙酮及水溶性杂质, 收集上层有机相。有

机相经无水硫酸钠干燥后, 40~45 条件下旋转蒸发浓缩至 2 ml。在玻璃层析柱 (20 cm × 1.5 cm) 底部垫少量玻璃棉, 再从下至上依次装入 2 cm 无水硫酸钠, 3 g 氟罗里硅土, 2 cm 无水硫酸钠。轻轻敲击管壁使充实, 用 10 ml 石油醚预淋洗层析柱, 通过调节活塞使淋出液流出速度约为 4 ml min⁻¹, 弃去预淋液, 待无水硫酸钠表面刚露出液面时, 关闭活塞。加入浓缩提取液, 再用 1 ml 石油醚分 3 次洗涤浓缩瓶, 使之完全转移至层析柱内。打开活塞, 弃去流出液 (流出速度约为 4 ml min⁻¹)。当浓缩提取液下降至硫酸钠表面时, 关闭活塞。加入 60 ml 石油醚/乙酸乙酯 (V/V, 9:1) 淋洗液淋洗, 此时开始收集洗脱液, 并于 40~45 条件下旋转蒸发浓缩至 2 ml, 供气相色谱测定。

1.4.2 气相色谱检测条件 柱前压为 50 kPa, 载气为高纯氮气, 流速 40 ml min⁻¹; 进样口和检测器的温度分别为 270、320; 柱一级升温程序: 初始温度 210, 保持 1 min, 以 10 min⁻¹ 升至 285, 保持 10 min。恒压方式, 不分流进样, 进样量: 1 μl。

1.5 标准曲线的绘制

用石油醚逐级稀释浓度为 0.8 mg L⁻¹ 的氟戊菊酯母液, 配制成 5 个浓度梯度: 0.008、0.016、0.08、0.16、0.8 mg L⁻¹。在上述色谱条件下, 进样 1 μl, 测定峰面积。以进样量为自变量, 峰面积为因变量, 绘制标准曲线并计算出回归方程: $Y = 47.095X - 27.608$ ($R^2 = 0.9998$), 其中 Y 为峰面积, X 为农药含量 (pg)。

1.6 精确度试验

在空白土壤样品中, 添加不同浓度 (0.80、4.00 mg kg⁻¹) 的氟戊菊酯, 每浓度 5 个重复, 按照上述方法进行回收率试验, 平均回收率分别为 90.62%、91.07%, 相对标准偏差均小于 4%, 表明所用方法符合此农药残留检测要求。氟戊菊酯在土壤中的残留色谱图见图 1 所示。

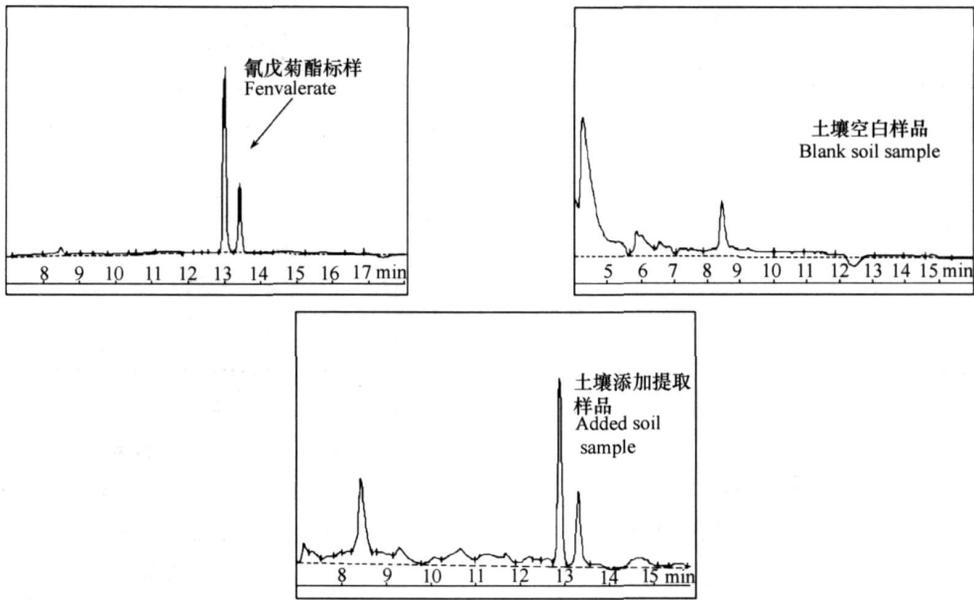


图 1 氰戊菊酯分析气相色谱图

Fig. 1 Typical gas chromatograms of fenvalerate

2 结果与分析

2.1 氰戊菊酯在不同土壤中的降解

经过一段时间的培养,按不同时间间隔取样

分析所得结果见图 2。实验表明,无论灭菌与否,随着培养时间的延长,添加到 3 种土壤中的氰戊菊酯含量均逐渐降低,两者之间具有一定的相关性。

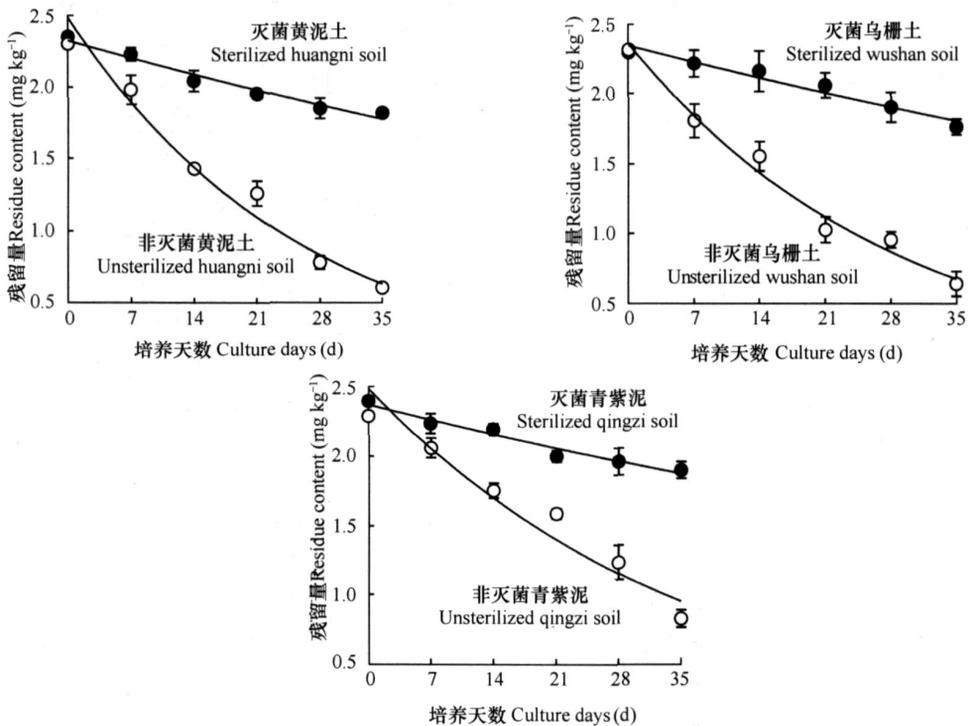


图 2 氰戊菊酯在土壤中的降解

Fig. 2 Degradation curves of fenvalerate in various soils

数据处理后发现,氟戊菊酯在土壤中的降解规律符合一级反应动力学方程^[4],下式中 C_t 为在 t 时刻的残留量 (mg kg^{-1}); C_0 为降解速率常数 ($1/\text{d}$); t 为降解时间 (d)。由此可求出在不同条件下的降解半衰期 $T_{0.5}$:

$$C_t = C_0 \exp(-kt)$$

$$T_{0.5} = \frac{1}{k} \ln 2$$

通过上式,计算出氟戊菊酯在非灭菌的青紫泥、乌栅土以及黄泥土中的半衰期分别为 25.3、19.4、17.7 d,相对应的降解速率常数为 0.027 4、0.035 7、

0.039 2,即以黄泥土中降解最快,乌栅土次之,青紫泥中降解最慢。

相比之下,经过灭菌的土壤中,氟戊菊酯的半衰期明显延长(见图 2、表 2),分别为 101.9、92.3、90.0 d,降解速率常数分别为 0.006 8、0.007 5、0.007 7,可见氟戊菊酯土壤降解过程中,生物降解起了主要作用。同时发现,在灭菌处理的 3 种土壤中,氟戊菊酯降解速率差异很小,也可以说土壤性质的差异对其影响较小,即氟戊菊酯在 3 种土壤中的化学降解率是相当的。

另外,由于土壤微生物作用的目标农药较为专

表 2 氟戊菊酯在土壤中降解的动力学方程

Table 2 Kinetic equations for fenvalerate degradation in soils

土壤 Soil	处理 Treatment	降解动态方程 Degradation equation ($C_t =$)	相关系数 r Correlation coefficient r	降解速率常数 k Rate constant k	半衰期 $T_{0.5}$ Half-life $T_{0.5}$ (d)
青紫泥 Qingzi soil	灭菌 Sterilized	$2.369 0 \times e^{-0.006 8 t}$	- 0.995 0	0.006 8	101.9
	非灭菌 Unsterilized	$2.526 9 \times e^{-0.027 4 t}$	- 0.957 9	0.027 4	25.3
乌栅土 Wushan soil	灭菌 Sterilized	$2.321 0 \times e^{-0.007 5 t}$	- 0.983 0	0.007 5	92.4
	非灭菌 Unsterilized	$2.048 2 \times e^{-0.035 7 t}$	- 0.926 4	0.035 7	19.4
黄泥土 Huangni soil	灭菌 Sterilized	$2.351 0 \times e^{-0.007 7 t}$	- 0.982 7	0.007 7	90.0
	非灭菌 Unsterilized	$2.349 6 \times e^{-0.039 2 t}$	- 0.902 8	0.039 2	17.7

一,且易受外界环境条件影响,因而氟戊菊酯在未灭菌土壤中的降解比较复杂,其降解趋势方程与降解曲线的相关性较在灭菌土壤中的差(表 3),Bejerink 认为这是“微生物降解的必然性”^[5]。

氟戊菊酯在土壤中的降解在不同阶段受不同因子影响。在培养前期,土壤微生物降解的贡献最大。从表 3 可以看出,在前 49 d 生物降解所占的比例基本都高于非生物降解,并且降解速度较快;而到培养后期,非生物降解所占比例明显上升,降解减缓。造成这一现象的原因可能是由于土壤中微生物的种群数量有其自身的消长特性,当其在土壤中的种群数量以几何级数增长时,微生物的生命力旺盛,代谢能力强,能较快地利用和分解土壤中的农药。到处理后期(49 d 以后),土壤微生物代谢能

力下降,不利于氟戊菊酯的微生物降解,此时非生物降解起主导作用^[6]。

将氟戊菊酯在 3 种土壤(非灭菌条件下)的半衰期数值与土壤 pH、有机质(OM)、阳离子交换量(CEC)等数值进行单独回归分析,其结果见表 4。从表 4 的数据可知:土壤 pH 和有机质含量与半衰期的数值呈明显负相关,其相关系数分别可达 0.918 9 和 0.941 9,而 CEC 等其他因子与土壤半衰期的相关性较小,说明影响氟戊菊酯在土壤中降解的最主要因子为有机质含量和土壤酸碱度。有机质含量越高,降解速度越快,这可能与有机质含量高,土壤中的微生物繁殖快、数量多、活性较强有一定的关系^[7]。土壤酸碱度也能明显影响其降解,碱性越强,降解越快。

表 3 氟戊菊酯在土壤中的降解量

Table 3 Degradation rates of fenvalerate in soils

培养时间 Culture days (d)	黄泥土 Huangni soil		乌栅土 Wushan soil		青紫泥 Qingzi soil	
	非生物降解 Chemical degradation (%)	生物降解 Biodegradation (%)	非生物降解 Chemical degradation (%)	生物降解 Biodegradation (%)	非生物降解 Chemical degradation (%)	生物降解 Biodegradation (%)
	7	52.50	47.50	40.80	59.20	59.89
14	56.46	43.54	35.72	64.28	40.72	59.28
21	49.79	50.21	34.61	65.39	54.71	45.29
28	41.22	58.78	39.24	60.76	42.59	57.41
35	36.22	63.78	35.70	64.30	33.94	66.06
49	34.83	65.17	42.93	57.07	42.39	57.61
70	42.99	57.21	49.78	50.22	47.37	52.63
91	52.79	47.21	54.92	45.08	57.50	42.50
112	60.40	39.60	59.99	40.01	56.55	43.45

表 4 降解半衰期与土壤性质的相关性

Table 4 Correlation between half-time of fenvalerate and properties of soil

土壤性质 Soil properties	相关方程 Correlation equation	相关系数 r Correlation coefficient r
pH	$Y = -0.4723X + 33.410$	-0.9189
有机质 OM (mg kg^{-1})	$Y = -3.8984X + 45.470$	-0.9419
阳离子交换量 CEC (cmol kg^{-1})	$Y = -0.2704X + 24.709$	-0.3267

2.2 外加碳源对降解的影响

在外源加入葡萄糖溶液后,氟戊菊酯在不同土壤中的降解见表 5 所示。3 种土壤中,外加碳源葡萄糖的加入对氟戊菊酯的降解均有刺激作用,半衰期分别由 25.3、19.4、17.7 d 减少至 18.5、16.4、15.1 d。

有机污染物微生物降解过程中,微生物数量的

多少决定了该农药被降解的程度和速度^[8]。土壤有机质作为土壤降解微生物的碳源和能量来源,能够增加微生物的数量并提高其活性^[5]。本试验中外源葡萄糖的加入,增强了对微生物这种刺激作用。同时从 2.1 的结论看出,氟戊菊酯的土壤降解以微生物降解为主,因此有机质含量高低会对其降解有明显影响。

表 5 氟戊菊酯在不同有机质下的降解参数

Table 5 Kinetic parameters of degradation of fenvalerate in soils different in soil OM content

土壤 Soil	处理 Treatment	消解动态方程 Degradation equation ($C_t =$)	相关系数 r Correlation coefficient r	降解速率常数 k Rate constant k	半衰期 $T_{0.5}$ Half-life $T_{0.5}$ (d)
青紫泥 Qingzi soil	CK	$2.5269 \times e^{-0.0274t}$	-0.9579	0.0274	25.3
	添加葡萄糖 Added glucose	$2.5994 \times e^{-0.0374t}$	-0.9692	0.0374	18.5
乌栅土 Wushan soil	CK	$2.0482 \times e^{-0.0357t}$	-0.9264	0.0357	19.4
	添加葡萄糖 Added glucose	$2.4688 \times e^{-0.0424t}$	-0.9703	0.0424	16.4
黄泥土 Huangni soil	CK	$2.3496 \times e^{-0.0392t}$	-0.9028	0.0392	17.7
	添加葡萄糖 Added glucose	$2.3028 \times e^{-0.0459t}$	-0.9091	0.0459	15.1

2.3 土壤含水量对降解的影响

从表 6 的测定结果可以看出:在不同含水量的乌栅土中,氟戊菊酯的降解速率存在一定的差异,降解速率随含水量的增加而加快,半衰期呈现出缩短的趋势,但此趋势并不很明显。含水量为 15% 的处理与 25%、40%、淹水 3 个处理间半衰期的差异均达到极显著水平 ($p < 0.01$)。25%、40% 两个处理间没有明显差异,而淹水条件下的降解速率为 0.040 9,

大大高于其他条件。

一般认为,农药的降解速率随土壤含水量的增加而加快。一方面由于水分使得微生物生长旺盛,同时水分也可降低土壤对这些农药的吸附作用,从而提高生物利用率^[9]。本试验土壤淹水的条件,营造了厌氧的微环境,使得厌氧微生物活性增强。另一方面,土壤含水量可以改变透气性能,进而影响土壤中的氧化还原电位^[10],从而影响这些农药化学降解的快慢。

表 6 氟戊菊酯在不同含水量下的降解参数

Table 6 Kinetic parameters of degradation of fenvalerate in soils different in soil moisture content

含水量 Moisture content (%)	降解方程 Degradation equation ($C_t =$)	相关系数 r Correlation coefficient r	降解速率常数 k Rate constant k	半衰期 $T_{0.5}$ Half-life $T_{0.5}$ (d)	第 14 天降解率 Degradation rate (%)
15	$2.5855 \times e^{-0.0305t}$	-0.9520	0.0305	22.7	45.41
25	$2.0482 \times e^{-0.0357t}$	-0.9264	0.0357	19.4	50.98
40	$2.2639 \times e^{-0.0367t}$	-0.9034	0.0367	18.9	52.21
淹水 Flooding	$2.3681 \times e^{-0.0409t}$	-0.9131	0.0409	16.4	57.08

2.4 土壤温度对降解的影响

从表 7 的试验结果可以看出:随着温度的增加,氟戊菊酯在土壤中的降解速率也随之增加,即在土壤中的降解速率与温度呈正相关。在 15~25、25~35 之间,氟戊菊酯的降解速率随温度的升高而明显加快,在 14 d 内的降解率由 43.17% 增至 50.98%、50.98% 增至 55.27%,增加量分别为 6.78% 和 6.19%,均达到极显著水平;当温度超过 35 后,降解速率的增加就不如之前那么明显。温度

升高 10,降解率仅增加 1.51%。

温度对土壤中微生物的活性影响很大,一般而言,适宜微生物活动的温度为 25~35。有研究表明:温度每变动 10,降解速率相应变动 2.2 倍^[11]。另外有关研究表明:在温度为 0~50 时,每升高 1,水解速率常数 k 将提高 10%,温度提高 10, k 值将提高 2.5 倍,温度升高 25, k 值将提高 10 倍。而在氟戊菊酯的降解过程中,温度升高促进水解,使得降解加快^[12,13]。25~35 为氟戊菊酯降解的最适温度。

表 7 氟戊菊酯在不同温度下的降解参数

Table 7 Kinetic parameters of degradation of fenvalerate in soils different in temperature

温度 Temperature (°C)	降解方程 Degradation equation ($C_t =$)	相关系数 r Correlation coefficient r	降解速率常数 k Rate constant k	半衰期 $T_{0.5}$ Half-life $T_{0.5}$ (d)	第 14 天降解率 Degradation rate (%)
15	$2.4897 \times e^{-0.0263t}$	-0.9574	0.0263	25.0	43.17
25	$2.0482 \times e^{-0.0357t}$	-0.9264	0.0357	19.4	50.98
35	$2.4046 \times e^{-0.0402t}$	-0.9138	0.0402	17.2	57.27
45	$2.3613 \times e^{-0.0426t}$	-0.9634	0.0426	16.3	58.78

2.5 初始添加浓度对降解的影响

从表 8 的结果可以看出:在相同的培养条件下,除温度与湿度的影响外,添加浓度对降解也有明显影响。降解速率随着添加浓度的升高而明显下降。当添加浓度从 2 mg kg⁻¹ 升至 5 mg kg⁻¹ 时,其降解半

衰期从 19.4 d 升至 20.2 d,14 d 内的降解率从 50.98% 降至 48.36%;当浓度从 5 mg kg⁻¹ 升至 20 mg kg⁻¹ 时,其降解半衰期从 20.2 d 升至 34.4 d,14 d 内的降解率从 48.36% 降至 26.68%。

表 8 初始添加浓度对氰戊菊酯降解的影响

Table 8 Effects of initial concentration of the pesticide added on degradation of fenvalerate in soil

初始浓度 Initial concentration (mg kg ⁻¹)	降解方程 Degradation equation (C _t =)	相关系数 r Correlation coefficient r	降解速率常数 k Rate constant k	半衰期 T _{0.5} Half-life T _{0.5} (d)	第 14 天降解率 Degradation rate (%)
2	2.048 2 × e ^{-0.035 7t}	- 0.926 4	0.035 7	19.4	50.98
5	2.854 7 × e ^{-0.034 2t}	- 0.900 9	0.034 2	20.2	48.36
20	2.545 4 × e ^{-0.020 1t}	- 0.912 3	0.020 1	34.4	26.68

2 mg kg⁻¹与 5 mg kg⁻¹处理间未达到极显著水平,而与 20 mg kg⁻¹之间差异则达到显著水平,一般认为农药在土壤中的降解动力学与农药的浓度有关^[14]。其原因可能是氰戊菊酯浓度超过土壤微生物所能耐受的范围后,其活动将受到明显抑制甚至致死,导致氰戊菊酯降解速率迅速减缓。

3 结 论

1) 氰戊菊酯在土壤中的降解过程中,微生物参与的生物降解起了主要作用,而非挥发、土壤吸附或缓慢渗透。氰戊菊酯在黄泥土中降解最快,乌栅土次之,青紫泥中降解最慢。相比之下,在 3 种灭菌土壤中,氰戊菊酯的半衰期明显延长,即氰戊菊酯在 3 种土壤中的化学降解速率是相当的。通过降解半衰期与土壤各性质之间的回归分析表明:影响氰戊菊酯在土壤中降解的主要因素为有机质含量,其次为土壤 pH。

2) 氰戊菊酯在土壤中的降解在不同阶段受不同因子影响,在处理前期,土壤微生物降解的贡献最大;到处理后后期,由于微生物自身的消长规律,使其对农药的代谢能力下降,土壤的理化性质成为影响氰戊菊酯在土壤中滞留性的主要因子。

3) 土壤含水量对氰戊菊酯的降解速率也有明显影响。一般认为,水分增加既可促进化学水解,也有利于微生物代谢降解,因而会加快农药的降解。本实验结果表明,在供试乌栅土中,水分的增加确实促进了氰戊菊酯降解,尤其在淹水条件下,降解能力最强。

4) 外界温度对氰戊菊酯降解的影响均较大,在试验条件的一定范围内,温度越高,氰戊菊酯的降解越快,但是温度过高后,降解速率加快的趋势明显减弱,其最适的降解温度在 25 ~ 35 。

5) 药剂的添加浓度对降解也有重要影响,添加

浓度越高,其降解速率越慢,说明当添加浓度较高时,微生物活动将受到明显抑制,导致其降解速率迅速下降。因此在农业生产中,应尽量避免使用高剂量的氰戊菊酯,以减少残留时间、残留量,减少环境污染。

参 考 文 献

- [1] 骆爱兰,余向阳,张存政,等. 拟除虫菊酯类农药残留分析研究进展. 江苏农业学报, 2004, 20(2): 120 ~ 125. Luo A L, Yu X Y, Zhang C Z, et al. Research progress of residue analysis for pyrethroids (In Chinese). Jiangsu Journal of Agriculture Science, 2004, 20(2): 120 ~ 125
- [2] Zhang Y, Peng B Z, Gao X, et al. Degradation of soil properties due to erosion on sloping land in southern Jiangsu Province, China. Pedosphere, 2004, 14(1): 17 ~ 26
- [3] Jones R J, Norris F R. Factors affecting degradation of aldicarb and ethoprop. J. Nematol, 1998, 30(5): 45 ~ 55
- [4] Sundaram B, Rai S K, Ravendra N. Degradation of bifenthrin, chlorpyrifos and imidacloprid in soil and bedding materials at termiticidal application rates. Pestic. Sci., 1999, 55: 1 222 ~ 1 228
- [5] 薛琦. 土壤微生物和农药. 农药译丛, 1994, 16(4): 51 ~ 54. Xue Q. Soil microbial and pesticides (In Chinese). Pestic. Trans., 1994, 16(4): 51 ~ 54
- [6] 吴慧明,朱金文,张晶,等. 新型杀螨剂 F1050 在不同类型土壤中的降解研究. 土壤学报, 2004, 41(6): 979 ~ 982. Wu H M, Zhu J W, Zhang J, et al. Degradation of F1050 a new type acaricide in different types of soils (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(6): 979 ~ 982
- [7] 吴春先,吕啸,慕卫,等. 环境条件和微生物对灭线磷降解的影响. 农药学报, 2002 (4): 45 ~ 51. Wu C X, Lu X, Mu W, et al. Effect of environmental conditions and microbes on degradation of ethoprophos in soil (In Chinese). Chinese Journal of Pesticide Science, 2002(4): 45 ~ 51
- [8] 方晓航,仇荣亮. 农药在土壤环境中的行为研究. 土壤与环境, 2002, 11(1): 94 ~ 97. Fang X H, Qiu R L. Behavior of pesticide in soil environment (In Chinese). Soil and Environmental Science, 2002, 11(1): 94 ~ 97
- [9] 李鑫钢,李凌,黄国强. 农药在土壤中迁移转化及模型方法研究进展. 农业环境保护, 2002, 21(4): 375 ~ 377, 380. Li X G, Li L, Huang G Q. Transference and transformation of pesticide in soil:

- A review of mechanism and models (In Chinese). *Agro-Environmental Protection*, 2002, 21(4) : 375 ~ 377, 380
- [10] 杜丽亚,章钢娅,靳伟. 土壤含水量和胡敏酸对有机氯农药降解的影响. *土壤学报*, 2006, 43(2) : 329 ~ 332. Du L Y, Zhang G Y, Jin W. Effects of soil water content and humic acid on degradation of organochlorine pesticides (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(2) : 329 ~ 332
- [11] Walker A, Moon Y H, Welch S J. Influence of temperature, soil moisture and soil characteristics on the persistence of alachlor. *Pestic. Sci.*, 1992, 35(2) : 109 ~ 116
- [12] Jean P D. A brief review of the environmental fate and metabolism of pyrethroids. *Pestic. Sci.*, 1989, 27(4) : 375 ~ 385
- [13] 王学东,周红斌,王慧利. 咪唑烟酸在不同土壤中的降解动态及其影响因子. *农药学报*, 2004, 6(1) : 53 ~ 57. Wang X D, Zhou H B, Wang H L. Studies on degradation dynamics of imazapyr and its influencing factors in different kinds of soil (In Chinese). *Chinese Journal of Pesticide Science*, 2004, 6(1) : 53 ~ 57
- [14] Liu D S, Wang Z S, Zhang S M, *et al.* Kinetic modelling of pesticidal degradation microbial growth in soil. *Pedosphere*, 1994, 4(1) : 11 ~ 18

DEGRADATION DYNAMICS OF FENVALERATE AND ITS INFLUENCING FACTORS IN SOIL

Chen Li^{1,2} Zhang Gangya^{1†} Hu Feng²

(1 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract Degradation dynamics of fenvalerate in three soils was studied to explore effects of soil properties on degradation. Results show that the half-time of fenvalerate in the soils was 25.3, 19.4, and 17.7 days, and the degradation rate constant 0.027 4, 0.035 7, 0.039 2, respectively, demonstrating that fenvalerate degraded the fastest in huangni soil and the slowest in qingzi soil. Degradation of fenvalerate in soils seemed to be attributed to activities of microbes, as the degradation rate was lower in sterilized soil. The most important factors affecting its degradation rate in soil are organic matter content and pH. Environmental factors also affect fenvalerate degradation rate. The half-time of fenvalerate decreased with rising temperature and moisture, while its degradation rate did with higher initial application rate of the pesticide.

Key words Fenvalerate; Soil properties; Degradation; Soil microbial