

甲氰菊酯在苹果园土壤中的降解行为研究

梁 俊^{1,3}, 王智睿², 李会科^{2,3}, 赵政阳^{1,3}

(1.西北农林科技大学园艺学院, 陕西 杨凌 712100; 2.西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 3.陕西省苹果工程技术研究中心, 陕西 杨凌 712100)

摘 要:为了评价甲氰菊酯在苹果园使用后的生态环境行为和效应,采用室内模拟方法,借助气相色谱分析技术,研究了甲氰菊酯在3种苹果园土壤中的降解半衰期与土壤理化性质和环境条件的关系。结果表明,甲氰菊酯在土壤中的降解主要是微生物降解,非生物降解所占比例较小,降解规律符合一级动力学模型,在25℃时降解半衰期为27.5~30.4 d;甲氰菊酯在苹果园土壤中降解的半衰期与土壤有机质含量和土壤pH值呈显著高度负相关,常温下相关系数为0.9;综合微生物降解和非生物降解因素,苹果园土壤中甲氰菊酯降解的适宜温度是30~35℃。

关键词:甲氰菊酯;降解;土壤性质;微生物;温度

中图分类号:X592 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)09-1942-06

Study on Residual Dynamic of Fenpropathrin in Apple Orchard Soil

LIANG Jun^{1,3}, WANG Zhi-rui², LI Hui-ke^{2,3}, ZHAO Zheng-yang^{1,3}

(1.College of Horticulture, Northwest A&F University of Science and Technology, Yangling 712100, China; 2.College of Resources and Environment, Northwest A&F University of Science and Technology, Yangling 712100, China; 3.Apple E&T Research Centre of Shaanxi Province, Yangling 712100, China)

Abstract: In order to assess its eco-environmental behavior and effect of fenpropathrin, the degradation trends of fenpropathrin in three kinds of soil planted apple was analyzed by methods of gas chromatography with Electronic Capture Detector in lab, those soils tested come from Shaanxi apple production district. The results showed that the degradation trends of fenpropathrin in apple orchard soils seemed to be attributed to activities of microbes, as the degradation trends was lower in sterilized soil. The degradation behaviors of fenpropathrin in apple orchard soils accorded with first order kinetics with half life from 27.5 d to 30.4 d at 25℃. Half lives of fenprophthrin in apple orchard soils are highly correlation with organic matter contents and pH values with correlation coefficients around minus 0.9. The most important factors affecting its degradation rate in soil are organic matter content and pH. Environment factors also affect fenpropathrin degradation rate. The half lives of fenpropathrin in apple orchard soils decreased with rising temperature. The suitable temperature for degradation of fenpropathrin was 30~35℃.

Keywords: fenpropathrin; degradation; soil properties; soil microbial; temperature

拟除虫菊酯类农药是我国目前除了有机磷外使用最广泛的杀虫剂。在农作物增产、减少病虫害的同时,农药残留对大气的污染以及给土壤带来的负面影响已经越来越多地引起了人们的关注,同时土壤中的残留农药将通过食物链的方式转移、富集,直接

危害人类的健康^[1-5],因此研究其在土壤中的降解状况是非常重要的。进入土壤中的农药受到化学和生物效应的影响,能够引起结构的转化和降解。土壤的理化性质或环境条件的不同对其转化和降解的影响也不同。影响农药降解速率的因素有土壤特性、温度、湿度及农药特性等^[6-8]。本文选择在苹果种植上使用量较大的甲氰菊酯,研究其在陕西渭北黄土高原苹果园土壤中的降解行为和土壤微生物及环境因子对其降解的影响,为评价菊酯类农药对生态环境的影响提供依据。

收稿日期:2008-12-25

基金项目:“十一五”科技支撑计划(2007BAD79B01, 2006BAK02A24);
陕西省“13115”科技创新工程(2008ZDGC-01)

作者简介:梁 俊(1963—),男,陕西西安人,副教授,主要从事苹果品质改良和质量安全研究。E-mail: jliang@nwsuaf.edu.cn

通讯作者:王智睿 E-mail: wangzhr1984@163.com

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试土壤

供试土壤样品 3 种,均采自陕西渭北黄土高原地区苹果园。在每个苹果园以“S”形法选定 20 个点取 0~20 cm 土壤,混合后作为一个样品。样品经去除砂砾和植物残体,风干后研磨,过 2 mm 筛,混匀后备用。采样点信息和土壤理化性质见表 1。供试的 3 种土壤,试验前均未检测出甲氰菊酯的残留量。

表 1 供试土壤的采样点信息和理化性质

Table 1 The information and physical chemical parameters of soil samples

土壤	树龄/ a	经纬度	海拔高 度/m	有机质 含量/%	pH	阳离子交换量/ cmol·kg ⁻¹
黑垆土	13	N35°42.650' E109°25.889'	1 180	1.230	7.81	15.73
黄绵土 a	14	N35°10.221' E109°39.365'	725	2.013	7.98	17.49
黄绵土 b	0	N35°13.028' E109°37.298'	792	1.045	7.62	21.86

1.1.2 仪器与试剂

1.1.2.1 仪器

Varian CP-3800 气相色谱仪、电子捕获检测器(ECD)、CP-19 色谱柱,高速离心机、低温冰箱、旋转蒸发仪、恒温水浴锅、超声波清洗机、氮吹仪等。

1.1.2.2 试剂

甲氰菊酯标准品(>99.9%);乙腈、丙酮、正己烷均为分析纯(重蒸馏);无水硫酸钠,分析纯,于 550 ℃灼烧 4 h 后取出冷却至室温,置于干燥器中备用;氯化钠,分析纯,于 120 ℃烘干过夜,置于干燥器中备用;Florisil 固相萃取柱(美国 Supelco 公司)。

1.2 试验方法

1.2.1 土壤中甲氰菊酯的提取和净化

取 10 g 土壤样品于 100 mL 三角瓶中,加入 20 mL 乙腈,超声提取 30 min,然后将样品和溶剂转入 50 mL 离心管中,在 6 000 r·min⁻¹ 下离心 10 min,取上清液,过滤到装有 5 g 氯化钠的 20 mL 具塞试管中,剧烈振摇 1 min 后静置。取上层清液 5 mL 于 70 ℃水浴上用氮吹仪吹干,用正己烷溶解定容至 5.00 mL。用 5 mL 丙酮-正己烷(体积比 1:9)活化 Florisil 柱,再用 5 mL 正己烷进行预淋洗,填料床上方保留 1 mm 液柱,弃去预淋液,立即倒入待净化的样品溶液,用 5 mL 正己烷分 3 次淋洗,再用 5 mL 丙酮-正己烷(体积比 1:

9)淋洗,并重复 1 次。将洗脱液在 70 ℃水浴上用氮吹仪吹至近干,用正己烷定容至 5.00 mL,待测。

1.2.2 气相色谱条件

色谱柱为 CP-19 弹性石英毛细管柱(30 m×0.32 mm×0.25 μm),气流 N₂(纯度 99.999%)流速 21.7 mL·min⁻¹,尾吹气 30 mL·min⁻¹,进样口温度 250 ℃,检测器温度 300 ℃,柱温采用程序升温方式:140 ℃开始,以 40 ℃·min⁻¹ 升温至 250 ℃,保持 30 min;采用不分流进样,进样量为 1 μL。

1.2.3 测定方法的准确度与精密度

将 0.019、0.038、0.095、0.190、0.380 mg·L⁻¹ 共 5 个浓度梯度的甲氰菊酯标样进样 1 μL,测定峰面积,绘制标准曲线并计算回归方程。以峰面积计算,得到相应回归方程为:

$$Y=2E+0.7X+137\ 000$$

Y 为峰面积, X 为农药含量,相关系数为 0.991 4。

取 1 μL 甲氰菊酯标准液 0.190 mg·L⁻¹ 注入气相色谱仪,测定其结果分别为 0.188、0.185、0.192、0.192、0.186 mg·L⁻¹,计算其相对标准偏差(RSD)为 1.74%。

将上述样品的处理按检测方法进行添加浓度为 0.019、0.190、0.380 mg·kg⁻¹ 的回收率测定,结果表明,在 3 种土壤中添加甲氰菊酯的平均回收率为 83.50%~86.14%,相对标准偏差(RSD)为 2.71%~3.53%,符合农药残留分析要求。

方法检出限按空白样品多次平行测定($n \geq 5$)标准偏差 3 倍所对应的浓度,即噪音 3 倍,计算得出本文条件下甲氰菊酯的检出限为 0.005 2 mg·kg⁻¹。

1.3 试验设计

3 个土样均做处理与不处理,处理是为了灭菌。处理方法是:土样在 160 ℃下杀菌 4 h,加入蒸馏水,调节土壤水分至饱和持水量的 60%。将未处理土样置于一定温度的培养箱中避光培养 1 周,培养后加入一定量甲氰菊酯农药标样,待溶剂挥发后,将土样充分混匀,分别置于 15、25、35、45 ℃下避光密封保存,定期取样分析。试验设 4 个处理:添加甲氰菊酯农药(灭菌)处理土、空白处理土、添加甲氰菊酯农药未处理土、空白未处理土。每个处理重复 3 次。

2 结果与分析

2.1 甲氰菊酯在土壤中的降解规律

在不同温度下,甲氰菊酯在 3 种土壤中的降解曲线见图 1。经过数据拟合,甲氰菊酯在土壤中的降解规律符合一级动力学模型,模型参数见表 2。从图 1

和表 2 可看出,在同一温度下,灭菌处理土壤中甲氰菊酯降解速率要远远小于未处理土壤;随着温度的升高,在灭菌处理和未处理土壤中甲氰菊酯的降解速率均加快。

2.2 微生物对甲氰菊酯降解的影响

处理为土壤灭菌处理,主要是杀灭了土壤中的微生物。由图 1、表 2 灭菌处理和未处理两组数据可以得出,灭菌处理土壤与未处理土壤中甲氰菊酯半衰期的比值为 2.19~3.55,与朱鲁生^[9]的研究结果基本一致。处理土壤中甲氰菊酯降解速率要远远小于未处理土壤,这主要是因为灭菌处理后,微生物降解作用已基本不存在,其降解可能主要是水解、吸附、渗透等,说明土壤微生物对甲氰菊酯的降解所起作用最为重要。在相同温度下,灭菌处理土中,不同土壤对甲氰菊酯的降解速率影响不大,主要是因为甲氰菊酯的降解主要是水解作用^[9],且水解作用主要与环境的 pH 值、温度和被水解的物质的结构有关。未处理土壤中,甲

氰菊酯降解方程的相关性比灭菌处理土略差,主要是因为起重要影响作用的微生物易受到外界条件变化的影响。

从 4 组未处理土壤的降解曲线(图 1)可以看出:甲氰菊酯在降解初期的降解速率明显高于后期。这可能是在降解的初期微生物活性高、种类数量多、代谢能力强,能够较快的分解土壤中残留的甲氰菊酯。随着时间的推移,土壤中甲氰菊酯含量降低,而甲氰菊酯作为微生物的碳源之一^[10],会导致微生物活性的降低和代谢能力的下降,使得微生物对甲氰菊酯的降解作用逐渐降低。而非生物降解,即水解作用所占比例逐渐上升,因此在后期降解速率会变得缓慢。在灭菌处理土壤中,甲氰菊酯降解过程自始至终主要是水解在起作用,受到干扰较少,因此甲氰菊酯的降解曲线比较平缓,且线性较好。

2.3 土壤理化性质对甲氰菊酯降解半衰期的影响

将甲氰菊酯在 3 种未处理土壤中的半衰期与土

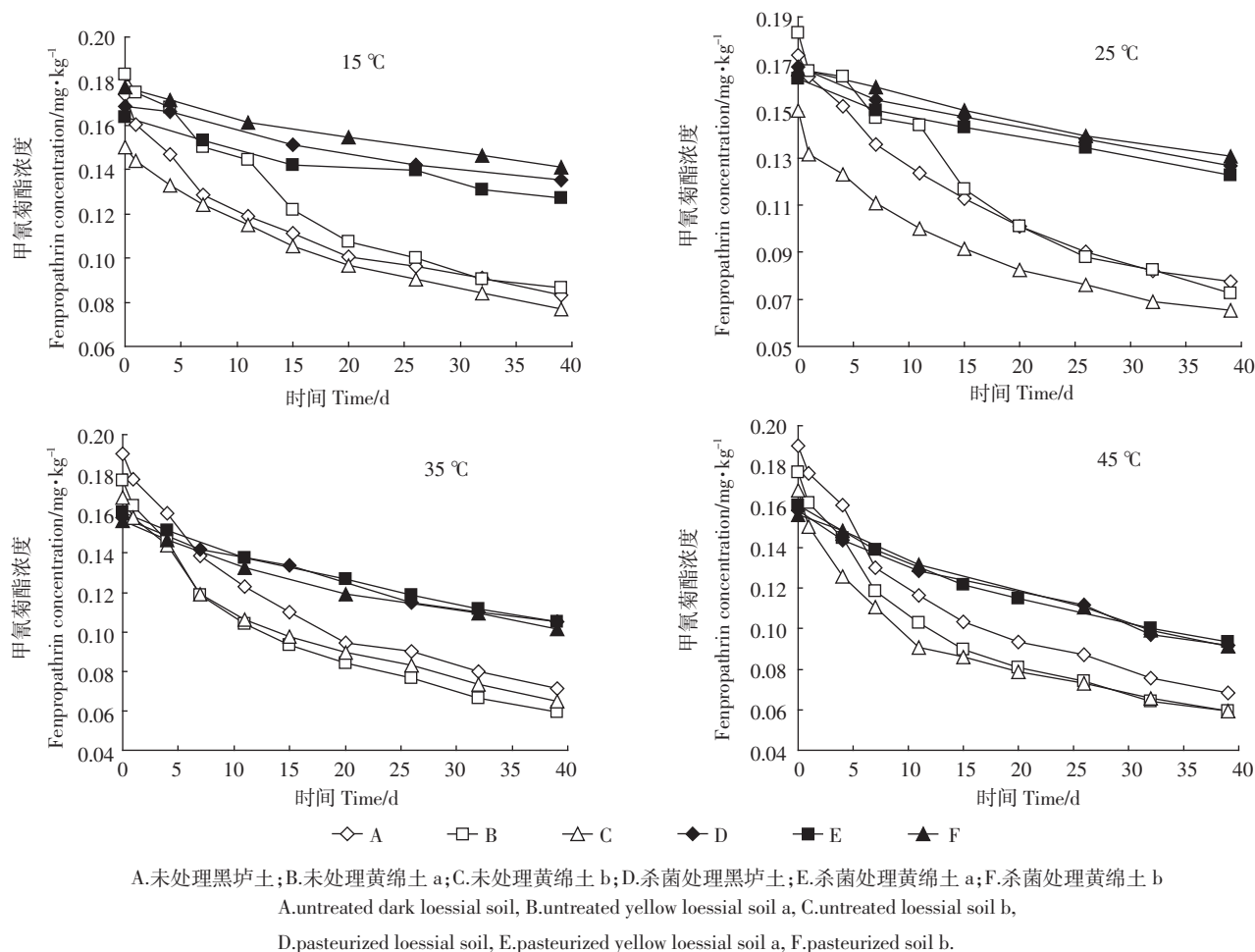


Figure 1 Degradation curves of fenpropathrin in soils of apple orchard

表 2 不同土壤和不同温度下甲氰菊酯的降解参数

Table 2 Kinetic parameters of degradation of fenpropathrin in soils of apple orchard

土壤		温度/℃	回归方程	模型确定系数 R^2	降解常数 k	半衰期/d
黑垆土	未处理	15	$C=0.159\ 8\cdot e^{-0.020\ 0t}$	0.924\ 3	0.020\ 0	34.7
	灭菌处理		$C=0.168\ 3\cdot e^{-0.006\ 0t}$	0.975\ 9	0.006\ 0	115.5
	未处理	25	$C=0.165\ 9\cdot e^{-0.023\ 0t}$	0.975\ 2	0.023\ 0	30.1
	灭菌处理		$C=0.165\ 6\cdot e^{-0.007\ 1t}$	0.979\ 4	0.007\ 1	97.6
	未处理	35	$C=0.179\ 0\cdot e^{-0.028\ 0t}$	0.962\ 5	0.028\ 0	24.8
	灭菌处理		$C=0.155\ 8\cdot e^{-0.010\ 7t}$	0.987\ 1	0.010\ 7	64.8
	未处理	45	$C=0.177\ 4\cdot e^{-0.029\ 7t}$	0.945\ 7	0.029\ 7	23.3
	灭菌处理		$C=0.154\ 1\cdot e^{-0.013\ 6t}$	0.983\ 4	0.013\ 6	51.0
黄绵土 a	未处理	15	$C=0.179\ 1\cdot e^{-0.021\ 8t}$	0.974\ 8	0.021\ 8	31.8
	灭菌处理		$C=0.161\ 2\cdot e^{-0.006\ 3t}$	0.961\ 6	0.006\ 3	110.0
	未处理	25	$C=0.178\ 1\cdot e^{-0.025\ 2t}$	0.978\ 6	0.025\ 2	27.5
	灭菌处理		$C=0.160\ 9\cdot e^{-0.007\ 1t}$	0.979\ 5	0.007\ 1	97.6
	未处理	35	$C=0.164\ 4\cdot e^{-0.031\ 8t}$	0.948\ 8	0.031\ 8	21.8
	灭菌处理		$C=0.158\ 3\cdot e^{-0.011\ 0t}$	0.992\ 9	0.011\ 0	63.0
	未处理	45	$C=0.163\ 8\cdot e^{-0.033\ 0t}$	0.947\ 1	0.033\ 0	21.0
	灭菌处理		$C=0.155\ 9\cdot e^{-0.014\ 2t}$	0.978\ 1	0.014\ 2	48.8
黄绵土 b	未处理	15	$C=0.144\ 2\cdot e^{-0.018\ 0t}$	0.976\ 1	0.018\ 0	38.5
	灭菌处理		$C=0.175\ 1\cdot e^{-0.005\ 7t}$	0.982\ 6	0.005\ 7	121.6
	未处理	25	$C=0.136\ 6\cdot e^{-0.022\ 8t}$	0.944\ 7	0.022\ 8	30.4
	灭菌处理		$C=0.167\ 2\cdot e^{-0.006\ 6t}$	0.993\ 3	0.006\ 6	105.0
	未处理	35	$C=0.157\ 5\cdot e^{-0.026\ 5t}$	0.947\ 4	0.026\ 5	26.1
	灭菌处理		$C=0.153\ 0\cdot e^{-0.011\ 0t}$	0.983\ 4	0.011\ 0	63.0
	未处理	45	$C=0.149\ 5\cdot e^{-0.030\ 3t}$	0.906\ 4	0.030\ 3	22.9
	灭菌处理		$C=0.155\ 7\cdot e^{-0.013\ 8t}$	0.997\ 3	0.013\ 8	50.2

壤有机质含量、土壤 pH 值、阳离子交换量用 DPS 系统进行相关性分析,结果见表 3。从表 3 的数据可知:在 15~45 ℃范围内,甲氰菊酯的半衰期与土壤有机质含量和土壤 pH 值呈负相关,与土壤阳离子交换量呈正相关。甲氰菊酯半衰期与土壤物理化学性质相关性大小依次为:土壤有机质含量、pH 值和阳离子交换量。甲氰菊酯半衰期与土壤有机质含量的相关系数>0.9,但当土壤温度达到 45 ℃时,甲氰菊酯降解的半衰期与 pH 和阳离子交换量的相关性急剧降低,这可

能是在较高温度下甲氰菊酯受到土壤有机质的催化^[9]而引起水解比例上升。因此甲氰菊酯在土壤中降解的主要影响因子为土壤有机质含量和土壤酸碱度。有机质含量越高,降解速度越快,是因为在较高有机质含量的土壤中微生物繁殖快、数量多、活性强^[11];而土壤酸碱度也能明显影响甲氰菊酯的降解,碱性越强,降解越快。

2.4 土壤温度对土壤中甲氰菊酯降解的影响

从图 2 可以看出,在 15~45 ℃区间内随着温度的增加,甲氰菊酯在土壤中降解的半衰期随温度的升高而降低,即土壤中甲氰菊酯的半衰期与温度呈负相关。从甲氰菊酯在第 39 d 的降解速率与温度的关系(表 4)可以看出,在未处理土壤中,15~25 ℃和 25~35 ℃的降解率的增加量明显大于 35~45 ℃。在 15~35 ℃内,甲氰菊酯降解率增加量比较大,而 35~45 ℃降解率的增加量仅有 0.02%~3.42%。在灭菌处理土中,15~25 ℃降解率的增加量为 1.23%~2.66%,明显小于 25~35 ℃和 35~45 ℃的 6.52%~13.45%,这与甲氰菊酯在

表 3 降解半衰期与土壤性质的相关性

Table 3 Correlation between half-time of fenpropathrin and physic-chemical parameters of soil

土壤性质 Soil properties	相关系数 Correlation coefficient			
	15 ℃	25 ℃	35 ℃	45 ℃
有机质含量 OMC	-0.913 1a	-0.996 2a	-0.993 0a	-0.941 3b
pH	-0.999 0a	-0.895 4a	-0.967 3a	-0.752 4b
阳离子交换量 CEC	0.746 0b	0.329 0c	0.514 3c	0.077 5c

注:a.1%显著水平;b.5%显著水平;c.显著(t 检验)。

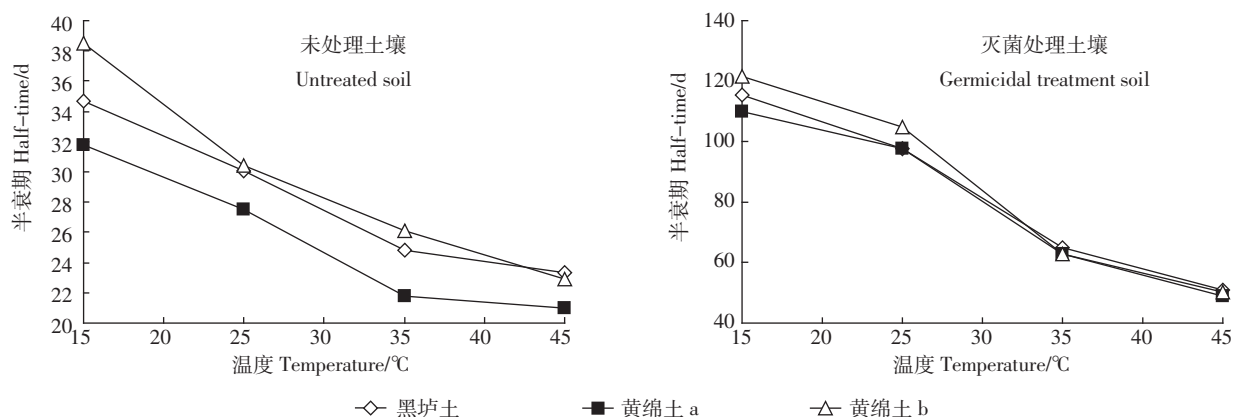


图 2 甲氰菊酯半衰期和温度的关系

Figure 2 The relationship between the degradation half-time of fenpropathrin in soils and temperature

表 4 培养第 39 d 时甲氰菊酯的降解率

Table 4 The degradation rate of fenpropathrin on the 39th day

第 39 d 降解率 Degradation rate	黑垆土		黄绵土 a		黄绵土 b	
	未处理	灭菌处理	未处理	灭菌处理	未处理	灭菌处理
15 °C	52.23	19.65	52.63	22.46	48.85	20.34
25 °C	55.41	22.31	60.37	24.15	56.51	21.57
35 °C	62.65	33.39	66.32	34.60	61.27	35.02
45 °C	64.02	41.81	66.34	41.98	64.69	41.54

未处理土壤中的降解状况有着明显的差异。

温度对土壤中甲氰菊酯降解有重要影响的主要原因是微生物的作用,而适宜微生物活动的温度为 25~35 °C,酶催化的最佳温度为 30~40 °C^[12]。在非生物降解方面,排除光解因素,水解是主要因子。已有研究表明^[13-16]:在温度 0~50 °C 时,每提高 10 °C,水解速率常数将提高 2.5 倍。在一定温度范围内,甲氰菊酯在土壤中的降解,温度提升既能促进水解(非生物降解),又能增加土壤中微生物的种类和数量,促进微生物降解。但温度高于 40 °C 又会抑制微生物和酶的活性,因此 30~35 °C 是甲氰菊酯降解的适宜温度。

3 结论与讨论

(1) 本研究采用的甲氰菊酯测定方法使用乙腈溶剂超声提取,固相萃取净化,操作简便快捷,且节省溶剂和时间,添加回收率、精密度及重现性试验结果均符合农药残留分析的要求。

(2) 甲氰菊酯在苹果园土壤中的降解动态规律符合一级动力学模型。甲氰菊酯在苹果园土壤中降解的主要方式为微生物降解,化学降解的作用较小。

(3) 土壤有机质含量和 pH 值影响甲氰菊酯降解速率,有机质含量高、pH 值高的土壤中,甲氰菊酯降解

速率较快,而阳离子交换量对降解的影响相对较小。

(4) 土壤温度对甲氰菊酯降解有着很大的影响。在 15~45 °C 区间内随着温度的增加,甲氰菊酯在土壤中的半衰期减少。在灭菌处理土中,15~25 °C 时降解率的单位温度增加量小于 25~45 °C 时,即随着温度的上升,降解率的增加量也随之增加。而在未处理土中,随着温度的上升,降解率的增加量随之减少,35~45 °C 降解率的增加量仅为 0.02%~3.42%。在 25~35 °C 范围内,微生物最适宜活动,酶催化的最佳温度为 30~40 °C,40 °C 以上会抑制微生物和酶的活性,因此 30~35 °C 是甲氰菊酯降解的适宜温度区间,35 °C 左右为最佳温度。

(5) 生物降解、光解、水解、化学氧化降解在不同条件下起的作用不同,有的条件下主要是生物降解起主导作用,有的则是化学降解占主导地位。长期施肥、施农药等也能够加快甲氰菊酯的降解^[17-18]。因此,应进一步加强甲氰菊酯等农药自然降解机制的研究,找到适合的农药降解方法及促进降解的简便可行的技术手段。

参考文献:

- [1] 刘尚钟,王 敏,陈馥衡,等.拟除虫菊酯类农药的研究和展望[J]. 农药, 2004, 43(7):290-293.
LIU Shang-zhong, WANG Min, CHEN Fu-heng, et al. Research progress and development prospect of pyrethroid pesticide[J]. *Pesticide*, 2004, 43(7):290-293.
- [2] 周启星,孙铁珩.土壤-植物系统污染生态学研究展望[J]. 应用生态学报, 2004, 15(10):1698-1702.
ZHOU Qi-xing, SUN Tie-heng. Progress in pollution ecology of soil-plant systems and its expectation[J]. *The Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(10):1698-1702.
- [3] 方晓航,仇荣亮.农药在土壤环境中的行为研究[J]. 土壤与环境,

- 2002, 11(1):94-97.
- FANG Xiao-hang, QIU Rong-liang. Behavior of pesticide in soil environment[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2002, 11(1):94-97.
- [4] 郜红建, 蒋新. 土壤中结合残留态农药的生态环境效应[J]. 生态环境, 2004, 13(3):399-402.
- HAO Hong-jian, JIANG Xin. Eco-environmental impacts of bound pesticide residues in soil: a review[J]. *Ecology and Environment*, 2004, 13(3):399-402.
- [5] 华小梅, 单正军. 我国农药的生产、使用状况及其污染环境因子分析[J]. 环境科学进展, 1996, 4(2):33-35.
- HUA Xiao-mei, SHAN Zheng-jun. The production and application of pesticide and factor analysis of their pollution in environment in China[J]. *Advances in Environmental Science*, 1996, 4(2):33-35.
- [6] 卢桂宁, 陶雪琴, 党志, 等. 土壤中有机农药的自然降解行为[J]. 土壤, 2006, 38(2):130-135.
- LU Gui-ning, TAO Xue-qin, DANG Zhi, et al. Behavior of organic pesticides in natural degradation in soil[J]. *Soils*, 2006, 38(2):130-135.
- [7] Carriosa M J, Calderon M J, Hermosin M C, et al. Organosmectites as sorbent and carrier of the herbicide bentazone[J]. *The Science of Total Environment*, 2000, 247(1-3):285-293.
- [8] 李岩, 蒋继志, 刘翠芳, 等. 微生物降解农药研究的新进展[J]. 生物学杂志, 2007, 24(2):59-62.
- LI Yan, JIANG Ji-zhi, LIU Cui-fang, et al. Novel advances on pesticides degradation by microorganisms[J]. *Journal of Biology*, 2007, 24(2):59-62.
- [9] 朱鲁生, 王军, 樊德方, 等. 甲氰菊酯和辛硫磷及其混剂的土壤微生物降解[J]. 应用生态学报, 2003, 14(6):1023-1025.
- ZHU Lu-sheng, WANG Jun, FAN De-fang, et al. Degradation of fenpropathrin, phoxim, and their mixture by soil microbes[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(6):1023-1025.
- [10] 吴珉, 李振, 胡秀卿, 等. 毒死蜱和甲氰菊酯对土壤微生物的安全性评价[J]. 浙江农业学报, 2004, 15(5):305-308.
- WU Min, LI Zhen, HU Xiu-qing, et al. Effects of chlorpyrifos and fenpropathrin on respiration of soil microbe and safety evaluation[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2004, 15(5):305-308.
- [11] 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[J]. 农药学报, 2002(4):45-51.
- WU Chun-xian, LV Xiao, MU Wei, et al. Effect of environmental conditions and microbes on degradation of ethoprophos in soil[J]. *Chinese Journal of Pesticide Science*, 2002(4):45-51.
- [12] 林淦, 王兆守, 林海清, 等. 氯氰菊酯的酶促降解[J]. 西北农业学报, 2006, 15(1):64-67.
- LIN Gan, WANG Zhao-shou, LIN Hai-qing, et al. Degradation of cypermethrin by enzyme[J]. *Acta Agriculturae Boreali-occidentalis Sinica*, 2006, 15(1):64-67.
- [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[J]. 农药学报, 2004, 6(1):53-57.
- WANG Xue-dong, ZHOU Hong-bin, WANG Hui-li. Studies on degradation dynamics of imazapyr and its influencing factors in different kinds of soil[J]. *Chinese Journal of Pesticide Science*, 2004, 6(1):53-57.
- [14] Walker A, Moon Y H, Welch S J. Influence of temperature, soil moisture and soil characteristics on the persistence of alachlor[J]. *Pesticide Science*, 1992, 35(2):109-116.
- [15] Jean P D. A brief pyrethroids. Pestic of the environmental fate and metabolism of pyrethroids[J]. *Pesticide Science*, 1989, 27(4):375-385.
- [16] 梁菁, 郭正元, 冯丽萍, 等. 农药在环境中光化学降解的影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(增刊):668-673.
- LIANG Jing, GUO Zheng-yuan, FENG Li-ping, et al. The influence factors of pesticides photodegradation in the environment[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(S):668-673.
- [17] 谢文军, 周健民, 王火焰, 等. 长期施肥对土壤中氯氰菊酯降解转化的影响[J]. 农业工程学报, 2007, 23(11):234-237.
- XIE Wen-jun, ZHOU Jian-min, WANG Huo-yan, et al. Effects of long-term fertilization on the transformation of cypermethrin in soil[J]. *Transactions of the CSAE*, 2007, 23(11):234-237.
- [18] 岳永德, 花日茂, 王豪, 等. 混合农药对拟菊酯杀虫剂土壤降解的抑制影响[J]. 安徽农业大学学报, 1993, 20(2):157-161.
- YUE Yong-de, HUA Ri-mao, WANG Hao, et al. Inhibitory effects of combined pesticide on degradation of pyrethroid insecticides in soil[J]. *Journal of Anhui Agricultural University*, 1993, 20(2):157-161.