

POPs 污染物莠去津在长期定位施肥土壤中的残留动态

王军¹, 朱鲁生^{1*}, 谢慧¹, 宋艳¹, 孙瑞莲², 张夫道³

(1. 山东农业大学资源与环境学院, 泰安 271018; 2. 山东大学环境研究院, 济南 250100; 3. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

摘要: 在建立土壤中莠去津残留分析方法的基础上, 采用室内培养法研究了该药在长期定位施肥处理土壤中的降解动态. 土壤中的莠去津残留物用丙酮提取, 经液-液分配和柱层析净化后, 气相色谱检测. 莠去津的最低检出量为 6.4×10^{-12} g, 在土壤中的最低检出浓度为 6.4×10^{-9} g·kg⁻¹, 土壤中 0.11、1.1、11.0 mg·kg⁻¹ 这 3 个浓度的添加回收率分别为 91.41% ± 4.36%、93.58% ± 4.54%、90.35% ± 3.59%, 符合农药残留分析要求. 运用该残留分析方法研究了莠去津在长期定位施肥处理土壤中的残留动态. 结果表明, 莠去津在土壤中的降解遵循一级动力学方程, 其在 CK、NPK、NPK + M、NPK + S 施肥处理土壤中的降解半衰期分别为 20.6、23.0、28.5、33.2 d, 由 LSR 分析可知, NPK 肥和有机肥的施入明显加快了莠去津在土壤中的降解. 单独回归及逐步回归分析均证实莠去津在土壤中的降解半衰期与土壤中的碱解氮、有机质和全氮含量之间存在良好的正相关, 其相关系数分别为 0.998 3、0.982 6 和 0.952 1, 原因可能是这些土壤养分为土壤微生物的活动提供了足够的碳素和氮素, 微生物活性较高, 从而致使莠去津在土壤中降解加快.

关键词: 莠去津; 土壤; 残留; 降解

中图分类号: X172; S154 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)12-2821-06

Degradation Dynamics of POPs Atrazine in Soils Under Long-Term Located Fertilization Conditions

WANG Jun¹, ZHU Lu-sheng¹, XIE Hui¹, SONG Yan¹, SUN Rui-lian², ZHANG Fu-dao³

(1. College of Resource and Environment, Shandong Agriculture University, Taian 271018, China; 2. Environment Research Institute, Shandong University, Ji'nan 250100, China; 3. Institute of Agriculture Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agriculture Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: To evaluate the difference of POPs atrazine degradation dynamics in soils under different fertilization conditions, we set up an analysis method of the atrazine residue in soils and studied residue dynamics of atrazine in soils under a long-term located fertilization conditions. After extracted by surging with acetone, liquid-liquid partition and eluted through florisil, the residue of atrazine in soils was detected by gas chromatogram with ⁶³Ni-ECD. The minimum detectable quantity of atrazine is 6.4×10^{-12} g and the minimum detectable concentration is 6.4×10^{-9} g·kg⁻¹ in the soil. The spiked recoveries of atrazine with the three concentration of 0.11, 1.1, 11.0 mg·kg⁻¹ in soils are 91.41% ± 4.36%, 93.58% ± 4.54%, 90.35% ± 3.59%, according with the request of pesticide residue analysis. The degradation of atrazine in soil under a long-term located fertilization conditions was studied. The results show the degradation of atrazine follows stair dynamic equation, and the degradation half-life of atrazine in soils fertilized with CK, NPK, NPK + M, NPK + S are 20.6, 23.0, 28.5, 33.2 d, respectively. Subjected to analysis of LSR, NPK and organic fertilizers are obviously propitious to the degradation of atrazine. The separate regression and stepwise regression analysis prove the degradation half-life of atrazine in soils is well related with the content of alkaline nitrogen, organic matter and total nitrogen, and the coefficients are 0.998 3, 0.982 6 and 0.952 1, respectively. Maybe the reason is that these soil nutrient substance offers enough the element carbon and nitrogen for action of microbe, and the higher action of microbe quickens the degradation of atrazine in soils.

Key words: atrazine; soil; residue; degradation

莠去津, 又名阿特拉津, 系均三氮苯类化合物, 是一种高选择性内吸型除草剂, 主要用于防除玉米、高粱和甘蔗等作物田中各种阔叶杂草及禾本科杂草^[1,2]. 莠去津在土壤中的淋溶性较大, 对多年生深根性杂草的防效较好^[3]. 在世界范围内该药已广泛使用达 40 a. 莠去津化学性质稳定, 在水中的溶解度较大, 所以对地下水 and 地表水造成了严重的污染, 甚

至可在雨水、大气中检测出该化合物以及其降解产物, 而且其浓度远远超过美国环保局规定的安全浓

收稿日期: 2007-01-02; 修订日期: 2007-03-16

基金项目: 国家自然科学基金项目(20477022); 科技部社会公益研究专项基金项目(2000-177); 山东省优秀中青年科学家科研奖励基金项目(03BS123)

作者简介: 王军(1977~), 男, 博士研究生, 讲师, 主要研究方向为农药残留与环境毒理, E-mail: jwang@sdau.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: lushzhu@sdau.edu.cn

度^[4~7].美国环保局已提出限制使用莠去津,主要原因是它严重污染土壤、地下水及影响后茬作物的生长,对粮食和其他食品安全构成潜在威胁,而且低剂量的莠去津还有导致两栖类动物性别逆转的现象^[8~10].

莠去津既是环境激素类污染物又属于持久性有机污染物的范畴^[11~13].为全面地评价莠去津在长期定位施肥条件下土壤中的残留动态差异,本试验在建立可靠的土壤中莠去津残留分析方法的基础上,研究了莠去津在土壤中降解规律,并探讨了土壤理化性质与莠去津半衰期之间的相关性,以期莠去津在不同肥力条件下的土壤中的施用和污染的治理提供科学的参考.

1 材料与方法

1.1 仪器设备

GC-14C 气相色谱仪(⁶³Ni-ECD);电动振荡机;涡旋混合器;旋转蒸发器;培养箱;真空泵等.AC-10 毛细管柱,碘量瓶,抽滤瓶,布氏漏斗,分液漏斗,层析柱等实验室常规玻璃仪器.

1.2 供试土壤

供试土壤取自国家褐潮土壤肥力和肥料效益监测基地长期定位试验基地,该基地位于北京市昌平区,北纬 40°13',东经 116°14',海拔高度43.5 m,年平均温度 11℃,≥10℃积温4 500℃,年降雨量 600 mm,年蒸发量2 301.9 mm,无霜期210 d,灾害性天气主要是春旱和夏季暴雨.长期肥料定位试验始于 1990 年,种植制度主要为冬小麦-夏玉米.土壤母质为黄土性物质,属褐潮土.试验田设置时的土壤理化性质及本次采集的土壤理化性质见表 1.本次试验土样采集于 2004-04,采集 4 种代表性的处理,即:①CK:种植,不施肥;②NPK:每茬施用 N 150 kg·hm⁻² + P₂O₅ 75 kg·hm⁻² + K₂O 37.5 kg·hm⁻²;③NPK + M:每茬施用 N 150 kg·hm⁻² + P₂O₅ 75 kg·hm⁻² + K₂O 37.5 kg·hm⁻² + 有机肥22 500 kg·hm⁻²;④NPK + S:每茬施用 N 150 kg·hm⁻² + P₂O₅ 75 kg·hm⁻² + K₂O 37.5 kg·hm⁻² + 干玉米秸秆3 000 kg·hm⁻².试验小区面积为 200 m²,不设重复,各处理均实行玉米-小麦一年两熟连作.化肥在每茬作物播种前一次性撒施并耕翻入土,有机肥和秸秆在冬小麦播种前施用并同样进行耕翻.氮肥为尿素,磷肥为过磷酸钙,钾肥为氯化钾.田间管理按大田丰产要求进行^[14].

表 1 试验土壤的理化性质
Table 1 Physics and chemistry nature of the soils

处 理	有机质(OM) /g·kg ⁻¹	全氮(TN) /g·kg ⁻¹	全磷(TP) /g·kg ⁻¹	碱解氮(AN) /mg·kg ⁻¹	速效磷(AP) /mg·kg ⁻¹	速效钾(AK) /mg·kg ⁻¹
1990 年	12.31	0.81	0.69	36.1	4.6	65.3
CK	12.99	0.69	0.63	51.4	2.2	51.7
NPK	14.64	0.82	0.72	61.2	14.9	68.2
NPK + M	17.79	1.04	1.21	76.1	139.1	80.0
NPK + S	17.83	0.88	0.78	70.5	18.9	67.1

1.3 药品和试剂

莠去津(99.5%)、氯化钠、丙酮、石油醚、三氯甲烷、乙酸乙酯均为分析纯,用全玻璃仪器重蒸后使用.弗罗里硅土、无水硫酸钠均在 130℃下烘 6 h,置于干燥器中备用.

1.4 实验方法

实验所用土壤为 4 种典型的施肥处理,即 CK、NPK、NPK + M、NPK + S.取 2~20 cm 土壤,过 2 mm 筛,称 20.0 g 土样置于 125 mL 棕色广口瓶中,调节含水量到土壤田间最大持水量的 60%.塞上棉塞,在 25℃±1℃生化培养箱中进行预培养 1 周.分别加入已知浓度的莠去津标液,于涡旋混合器上混合均匀,然后在 25℃±1℃的生化培养箱中培养,采用称总重法保持含水量的恒定.并于加药后 1 h、3 d、7 d、

14 d、21 d、28 d、42 d、56 d、70 d取样进行分析测定.

1.5 残留分析方法

残留分析方法为本研究建立:土壤中的莠去津残留物用丙酮作提取液振荡提取后,经液-液分配和弗罗里硅土柱层析净化后,气相色谱检测.

1.6 数据处理

数据分析使用 SPSS13.0 统计分析软件.

2 结果与讨论

2.1 残留分析方法的建立

2.1.1 土壤中莠去津的提取

在有关莠去津残留分析的报道中,提取溶剂大多采用甲醇^[8,15],从莠去津性质可以看出,虽然莠去津在甲醇中的溶解度较大,但在甲醇和三氯甲烷的

分配系数分别为 2.89 和 10, 这样可导致液-液分配时萃取效率较低或萃取不完全, 所以根据有关资料^[9, 16, 17], 本试验采用了溶解度相对较小的丙酮作为提取剂. 试验证实, 丙酮完全可以将莠去津从土壤中提取出来, 且回收率很高.

提取步骤: 称取 25.0 g 土壤于 250 mL 碘量瓶中, 加入 70.0 mL 丙酮, 振荡提取 1 h. 布氏漏斗减压抽滤, 用 30 mL 丙酮分 3 次冲洗碘量瓶和滤饼, 提取液等待净化处理.

2.1.2 提取液的净化

(1) 液-液分配净化 根据莠去津的理化性质^[3, 18, 19], 经试验得到如下步骤: 将土壤提取液转入 250 mL 分液漏斗中, 用 50 mL 三氯甲烷分 3 次冲洗抽滤瓶, 洗液转移到分液漏斗中, 然后加入 50 mL 3% 的 NaCl 溶液, 充分振荡后, 静止分层. 下层经无水 Na₂SO₄ 脱水后注入 250 mL 平底球型烧瓶中, 同样用 30 mL 左右的三氯甲烷冲洗分液漏斗, 洗液注入球型烧瓶中. 收集液合并后加入 10 mL 石油醚, 用旋转蒸发器浓缩至 1~2 mL 后, 待层洗柱净化.

(2) 柱层洗净化 根据资料^[19~22], 采用弗罗里硅土作净化剂, 淋洗液采用 95:5 (体积比, 下同) 的石油醚-乙酸乙酯. 淋洗曲线的结果显示, 在使用同种淋洗液的情况下, 使用 3.0 g 活化好的弗罗里硅土作净化剂, 淋洗液用量较大, 约 250 mL; 经实验得知, 在不影响净化效果的前提下向弗罗里硅土中添加 6% 的水, 使之活性降低, 100 mL 淋洗液就可将莠去津全部洗脱出来.

柱层析净化的操作步骤为: 层析柱上下各加 5~10 g 无水硫酸钠, 中间加入 3.0 g 处理过的弗罗里硅土. 用 20 mL 石油醚预淋, 然后加入莠去津残留物浓缩液, 用 100 mL 石油醚-乙酸乙酯 (95:5) 的混合淋洗液淋洗. 收集全部淋洗液, 浓缩后定容到 25 mL, 待测.

2.1.3 气相色谱操作条件

AC-10 毛细管柱, 柱箱温度 265℃, 进样口 275℃, 检测器 290℃, 载气压力 100 kPa, 尾吹为 30 kPa, 在此条件下莠去津保留时间为 2.1 min. 莠去津的气相色谱图见图 1.

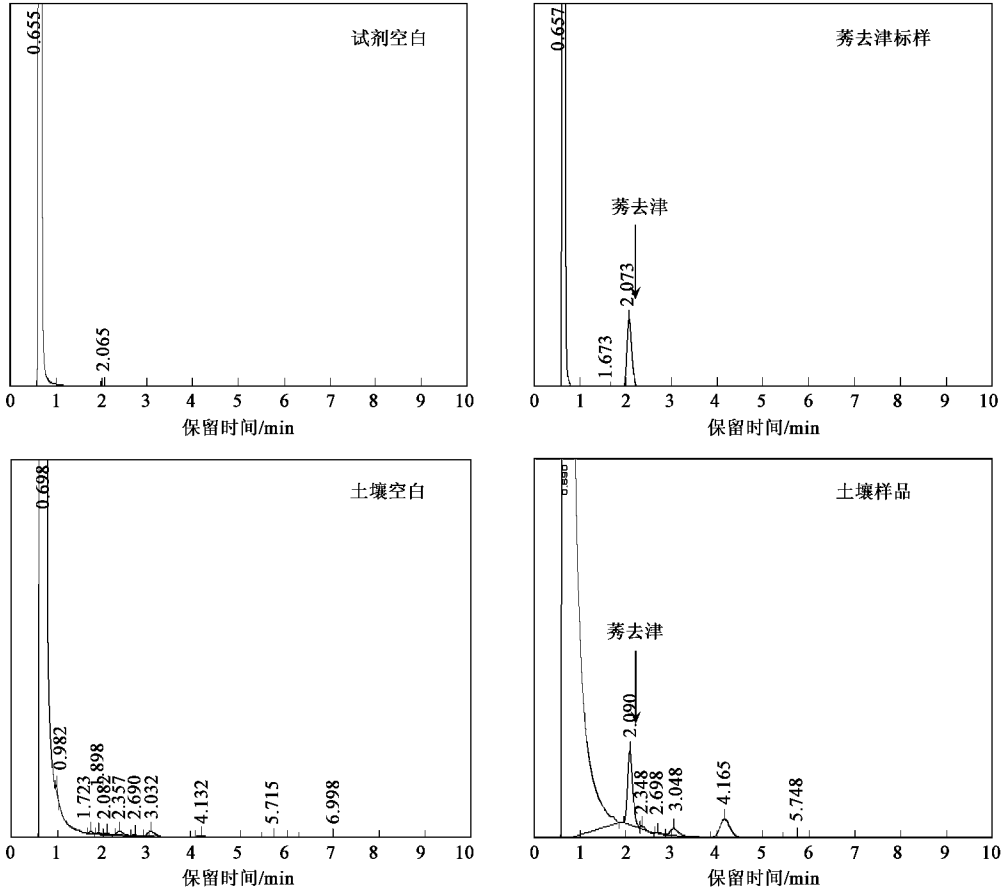


图 1 莠去津气相色谱图
Fig.1 Chromatograms of atrazine

2.1.4 方法的准确度、精密度和灵敏度

方法的准确度及精密度:方法的准确度以全过程标准添加回收率来衡量,方法的精密度以测定结果的变异系数来衡量.莠去津在土壤中 0.11、1.10、11.0 mg•kg⁻¹ 这 3 个浓度的添加回收率分别为:91.41% ± 4.36%、93.58% ± 4.54%、90.35% ± 3.59%,变异系数分别为 4.77%、4.85%、3.97%,符合农药残留分析要求.

莠去津标准曲线制作:在相同条件下测定 2.7 × 10⁻⁷、5.4 × 10⁻⁷、1.1 × 10⁻⁶、2.2 × 10⁻⁶、4.4 × 10⁻⁶ g•mL⁻¹ 莠去津系列浓度标液,得如下标准曲线 $y = 10.169x + 5.8008$ ($r = 0.9992$). 莠去津在 5.44 × 10⁻¹⁰ ~ 8.70 × 10⁻⁹ 之间成直线相关,莠去津最小检出量为 6.4 × 10⁻¹² g,以取样量 25.00 g,定容到 25.0 mL,进样量以 2.0 μL 计,样品的最小检出浓度为 6.4 × 10⁻⁹ g•kg⁻¹,能够达到莠去津检测标准的要求.

表 2 莠去津在土壤中降解的动力学参数					
Table 2 Kinetic parameter for degradation of atrazine in the soil					
处理	动力学方程	半衰期/d	$t_{0.99}$ /d	R^2	R
CK	$c = 9.705 \times e^{-0.0209t}$	33.2	219.9	0.997 0	0.998 5
NPK	$c = 9.365 \times e^{-0.0243t}$	28.5	189.1	0.994 4	0.997 2
NPK + M	$c = 8.866 \times e^{-0.0336t}$	20.6	136.8	0.992 6	0.996 3
NPK + S	$c = 8.977 \times e^{-0.0302t}$	23.0	152.2	0.993	0.996 5

从图 2 和表 2 可以看出,莠去津在 4 种典型长期定位施肥处理土壤中的残留量和降解速率是不同的.莠去津在 4 种长期定位施肥处理土壤中的降解速率常数大小依次为 NPK + M > NPK + S > NPK > CK,半衰期分别为 20.6、23.0、28.5、33.2 d,即莠去津在 NPK + M 施肥处理土壤中的降解速率最快,在 CK 处理土壤中的降解速率最慢,可见 NPK 肥和有机肥的施入有利于莠去津在土壤中的降解.为判别在不同施肥处理下莠去津降解快慢的差异显著性,采用最小显著极差法进行了 LSR 分析,结果见表 3.

表 3 不同施肥处理下莠去津降解半衰期的差值比较 ¹⁾				
Table 3 Comparison of half-life of atrazine in soils under different fertilization conditions				
处理	半衰期/d	相 差		
		CK	NPK	NPK + M
CK	33.2			
NPK	28.5	4.7*		
NPK + M	20.6	12.6**	7.9**	
NPK + S	23.0	10.2**	5.5*	2.4

1)由 LSR 值检验分析,不同处理间的差值大于 LSR0.01 为极显著水平,记作** ;大于 LSR0.05 为差异显著,记作* ;小于 LSR0.05 为差异不显著

2.2 莠去津在土壤中残留动态实验结果及分析

2.2.1 莠去津在不同施肥处理土壤中的降解

采用室内培养法研究了莠去津在长期定位施肥处理土壤中的残留动态,实验结果如图 2. 莠去津在土壤中的降解动力学参数^[23]见表 2.

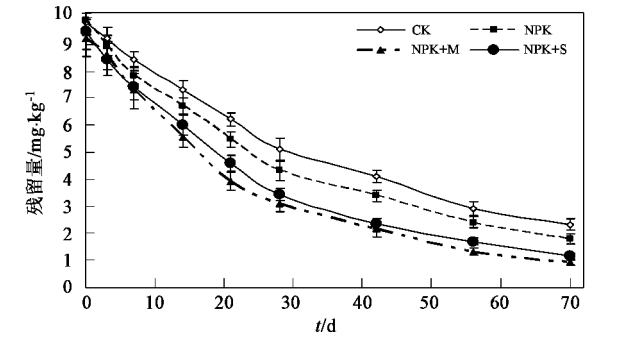


图 2 莠去津在土壤中降解
Fig.2 Degradation curves of atrazine in the four different soils

由表 3 可知,NPK、NPK + M、NPK + S、CK 处理下莠去津降解速率之间呈现不同的差异水平,除 NPK + M 与 NPK + S 这 2 种土壤中莠去津降解差别不显著外,其余处理间莠去津的降解快慢均呈现显著差异或极显著差异.可见,NPK 肥和有机肥的施入明显加快了莠去津在土壤中的降解.

2.2.2 土壤理化性质对莠去津降解的影响

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^[24~27].在不考虑土壤存在微生物差异的情况下,何华等^[28]的研究发现高有机质含量、高 pH 值的土壤中的高效氯氟菊酯具有较高的降解速率.欧晓明等^[29]研究发现在有机质含量和土壤黏粒含量越高的土壤中,硫脲醚的降解半衰期就越短.本研究所采用的土壤是来自国家褐潮土壤肥力和肥料效益监测基地长期定位试验基地,经过长期的定位施肥,土壤的理化性质和其他一些指标已发生了一定程度的变化.本研究将莠去津在 CK、NPK、NPK + M、NPK + S 施肥处理土壤中的降解半衰期与土壤的理化性质如有机质、全氮、全磷、碱解氮、速效磷、速效钾的含量等数值进行单因子线性回归分析,分析结果见表 4.

表 4 莠去津降解半衰期与土壤理化性质的相关性分析
Table 4 Correlation between half-life of atrazine in soils and properties of soils

土壤性质	回归方程	R^2	R	F	p
有机质(OM)	$t_{1/2} = 62.77 - 2.31OM$	0.965 6	0.982 6	56.06 5	0.017
全氮(TN)	$t_{1/2} = 58.06 - 37.02TN$	0.909 4	0.952 1	20.072	0.046
全磷(TP)	$t_{1/2} = 41.44 - 18.12TP$	0.684 7	0.827 5	4.342	0.173
碱解氮(AN)	$t_{1/2} = 59.95 - 0.52AN$	0.996 6	0.998 3	588.44	0.002
速效磷(AP)	$t_{1/2} = 29.19 - 0.066AP$	0.556 0	0.745 7	2.504	0.254
速效钾(AK)	$t_{1/2} = 55.43 - 0.44AK$	0.806 4	0.898 0	8.333	0.102

从表 4 可以看出,莠去津在土壤中的降解半衰期与土壤中的有机质、全氮、全磷、碱解氮、速效磷、速效钾的含量表现出不同程度的负相关,其中与碱解氮、有机质和全氮含量的相关性较好,其相关系数分别为0.998 3、0.982 6和0.952 1,而全磷、速效磷和速效钾与莠去津半衰期之间的相关性较差.说明影响莠去津在土壤中降解的主要因素为土壤碱解氮、有机质和全氮含量,土壤中有有机质含量越高,莠去津的降解半衰期就越短,可能与土壤有机质含量越高,土壤微生物数量越大有一定的关系,而氮素含量越高,莠去津的半衰期也越短,可能是由于碱解氮等为土壤中微生物的活动提供了可利用的氮素^[24],这也与李秀英等^[14]关于不同施肥制度对土壤微生物的影响的研究结论一致,即长期 NPK 配施有机肥和秸秆有利于增加土壤中的细菌、真菌和放线菌的数量.

为进一步揭示土壤性质对莠去津残留的影响,采用 SPSS 软件对莠去津的降解半衰期与上述 4 种土壤性质间进行逐步回归分析(设定在 $\alpha = 0.05$ 水平引入变量, $\beta = 0.10$ 水平剔除变量的临界值),所建的模型 $y = 59.952 - 0.519x$,该回归方程的 F 检验值达到 $\alpha = 0.01$ 的极显著水平,这充分反映了所建模型的可靠性.这些因子的偏回归系数分别为 -0.960 、 0.822 、 0.548 、 0.996 、 0.511 、 0.642 ,因而各因素对莠去津降解半衰期的影响大小顺序为 $AN \geq OM \geq TN \geq AK \geq TP \geq AP$,其中主要因子为碱解氮和有机质含量,其偏回归系数达到 0.05 的显著水平,二者均和半衰期呈负相关,且与单项回归分析的结果一致.

从以上半衰期与土壤各性质之间进行的单独回归及逐步回归分析结果均证实:影响莠去津在土壤中降解的主要因素是碱解氮和有机质含量,即碱解氮和有机质含量越高的土壤,莠去津的降解半衰期越短.

3 结论

(1) 建立了莠去津在土壤中的残留分析方法.

土壤中的莠去津残留物用丙酮作提取液振荡提取后,经液-液分配和佛罗里硅土柱层析净化后,气相色谱检测.莠去津的最低检出量为 6.4×10^{-12} g,在土壤中的最低检出浓度为 6.4×10^{-9} g·kg⁻¹,其在土壤中 0.11、1.10、11.0 mg·kg⁻¹ 3 个浓度的添加回收率分别为: $91.41\% \pm 4.36\%$ 、 $93.58\% \pm 4.54\%$ 、 $90.35\% \pm 3.59\%$,变异系数分别为 4.77%、4.85%、3.97%,符合农药残留分析的要求.

(2) 莠去津在土壤中的降解遵循一级动力学方程,其在 CK、NPK、NPK + M、NPK + S 施肥处理土壤中的降解速率常数分别为0.020 9、0.024 3、0.033 6、0.030 2,半衰期分别为 20.6、23.0、28.5、33.2 d. 经 ISR 分析,莠去津在 4 种施肥处理土壤种的降解差异显著,NPK 肥和有机肥的施入有利于莠去津在土壤中的降解.

(3) 将莠去津降解半衰期与土壤各性质之间进行的单独回归及逐步回归分析.结果均证实莠去津在土壤中的降解半衰期与土壤中的碱解氮、有机质和全氮含量之间存在良好的正相关,其相关系数分别为0.998 3、0.982 6和0.952 1,分析原因可能是这些土壤养分为土壤微生物的活动提供了足够的碳素和氮素,微生物活性较高,从而致使莠去津在土壤中降解加快,半衰期缩短.

参考文献:

[1] Amin M R, Malek M A, Rahman M, *et al.* Enzyme immunoassay for atrazine analysis in water and soil[J]. Pesticide Science, 1998, **52**(2): 152 ~ 158.
[2] Stolpe N B, Shea P J. Alachlor and atrazine degradation in a Nebraska soil and underlying sediments[J]. Soil Science, 1995, **160** (5): 359 ~ 370.
[3] Mersie W, Seybold C A, Wu J, *et al.* Atrazine and metolachlor sorption to switchgrass residues[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2006, **37**(3-4): 465 ~ 472.
[4] Popov V H, Cornish P S. Atrazine tolerance of grass species with potential for use in vegetated filters in Australia[J]. Plant and Soil, 2006, **280**(1-2): 115 ~ 126.
[5] 邓建才,蒋新,王芳,等. 潮土中阿特拉津解吸滞后特征[J]. 环境科学, 2005, **26**(6): 137 ~ 142.

- [6] Selim H M, Zhu H. Atrazine sorption-desorption hysteresis by sugarcane mulch residue[J]. Journal of Environmental Quality, 2005, **34**(1): 325 ~ 335.
- [7] Krutz L J, Gentry T J, Senseman S A, *et al.* Mineralisation of atrazine, metolachlor and their respective metabolites in vegetated filter strip and cultivated soil[J]. Pest Management Science, 2006, **62**(6): 505 ~ 514.
- [8] Lesan H M, Bhandari A. Contact-time-dependent atrazine residue formation in surface soils[J]. Water Research, 2004, **38**(20): 4435 ~ 4445.
- [9] Barriuso E, Koskinen W C, Sadowsky M J. Solvent extraction characterization of bioavailability of atrazine residues in soils[J]. Journal of Agriculture and Food Chemistry, 2004, **52**(21): 6552 ~ 6556.
- [10] 严登华, 何严, 王浩. 东辽河流域地表水体中 Atrazine 的环境特征[J]. 环境科学, 2005, **26**(3): 203 ~ 208.
- [11] Noshadi M, Amin S, Maleki N. Measuring atrazine degradation and PRZM-2 testing under two water regimes[J]. Irrigation and Drainage Systems, 2002, **16**(3): 183 ~ 199.
- [12] Aladesanwa R D, Adenawoola A R, Olowolafe O G. Effects of atrazine residue on the growth and development of celosia (*Celosia argentea*) under screenhouse conditions in Nigeria [J]. Crop Protection, 2001, **20**(4): 321 ~ 324.
- [13] 任晋, 蒋可, 周怀东. 官厅水库水中阿特拉津残留的分析及污染来源[J]. 环境科学, 2002, **23**(1): 126 ~ 128.
- [14] 李秀英, 赵秉强, 李絮花, 等. 不同施肥制度对土壤微生物的影响及其与土壤肥力的关系[J]. 中国农业科学, 2005, **38**(8): 1591 ~ 1599.
- [15] Konda L N, Pasztor Z. Environmental distribution of acetochlor, atrazine, chlorpyrifox, and propisochlor under field conditions[J]. Journal of Agriculture and Food Chemistry, 2001, **49**(8): 3859 ~ 3863.
- [16] Belden J B, Lydy M J. Impact of atrazine on organophosphate insecticide toxicity[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, **19**(9): 2266 ~ 2274.
- [17] Pensabene J W, Fiddler W, Donoghue D J. Supercritical fluid extraction of atrazine and other triazine herbicides from fortified and incurred eggs[J]. Journal of Agriculture and Food Chemistry, 2000, **48**(5): 1668 ~ 1672.
- [18] Ames R A, Hoyle B L. Biodegradation and mineralization of atrazine in shallow subsurface sediments from Illinois [J]. Journal of Environmental Quality, 1999, **28**(5): 1674 ~ 1681.
- [19] Mersie W, Liu J, Seybold C. Extractability and degradation of atrazine in a submerged sediment[J]. Weed Science, 1998, **46**(4): 480 ~ 486.
- [20] Seybold C A, Mersie W, McName C, *et al.* Release of atrazine (^{14}C) from two undisturbed submerged sediments over a two-year period[J]. Journal of Agriculture and Food Chemistry, 1999, **47**(5): 2156 ~ 2162.
- [21] Moreau-Kervevan C, Mouvet C. Adsorption and desorption of atrazine, deethylatrazine, and hydroxyatrazine by soil components [J]. Journal of Environmental Quality, 1998, **27**(1): 46 ~ 53.
- [22] Heydel L, Benoit M, Schiavon M. Reducing atrazine leaching by integrating reduced herbicide use with mechanical weeding in corn [J]. European Journal of Agronomy, 1999, **11**(3): 217 ~ 225.
- [23] 叶常明, 雷志芳, 王杏君, 等. 除草剂阿特拉津的多介质环境行为[J]. 环境科学, 2001, **22**(2): 69 ~ 73.
- [24] Vargha M, Takats Z, Marialigeti K. Degradation of atrazine in a laboratory scale model system with Danube river sediment[J]. Water Research, 2005, **39**(8): 1560 ~ 1568.
- [25] Issa S, Wood M. Degradation of atrazine and isoproturon in surface and sub-surface soil materials undergoing different moisture and aeration conditions[J]. Pest Management Science, 2005, **61**(2): 126 ~ 132.
- [26] Ghosh P K, Philip L. Atrazine degradation in anaerobic environment by a mixed microbial consortium[J]. Water Research, 2004, **38**(9): 2277 ~ 2284.
- [27] Blume E, Bischoff M, Moorman T B. Degradation and binding of atrazine in surface and subsurface soils[J]. Journal of Agriculture and Food Chemistry, 2004, **52**(24): 7382 ~ 7388.
- [28] 何华, 徐存华, 孙成, 等. 高效氯氟菊酯在土壤中的降解动态[J]. 中国环境科学, 2003, **23**(5): 490 ~ 492.
- [29] 欧晓明, 张俐, 裴晖, 等. 新农药硫脲醚在土壤中的降解[J]. 中国环境科学, 2005, **25**(6): 705 ~ 709.